

PROGRAMA DE INVENTARIADO Y MONITORIZACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES DEL PNOMP



PROPUESTA RB-34009
Memoria final 2023

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

PROGRAMA DE INVENTARIADO Y MONITORIZACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES DEL PNOMP

Memoria final 2023

Dirección de la propuesta

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

Noemi Cambra. Jefa de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

AUTORES DEL INFORME

Capítulo 1 - SEGUIMIENTO DE FLORA AMENAZADA EN EL PNOMP

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón Antor. Doctor en Biología. Dirección del informe

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

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

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

María Jarne Bretones. Técnico 2. Trabajo de campo.

IPE – Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC.

María Begoña García González. Dirección y supervisión técnica.

Marta Quintana Buil. Trabajo de campo.

Ane Mugica Carnicero. Trabajo de campo

Personal colaborador

SARGA-GOBIERNO DE ARAGÓN.

Ana Trujillano. Técnico 2. Trabajo de campo

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Trabajo de campo

IPE-Instituto Pirenaico de Ecología,CSIC.

Emma Aranda Torné



Prácticas formativas

Violeta Lalmolda. Estudiante de Ciencias Ambientales. Escuela Politécnica superior de Huesca. Trabajo de campo.

Capítulo 2 - SEGUIMIENTO DE INVERTEBRADOS DE INTERÉS COMUNITARIO EN EL PNOMP

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. Trabajo de campo, tratamiento cartográfico y revisión del informe.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Trabajo de campo y revisión del informe.

Ana Trujillano. Técnico 2. Revisión del informe.

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

Beatriz García. Ayudante técnico. Revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP. Gobierno de Aragón.

Nacho Perruca. 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

Javier Sanz. Ayudante Técnico. Trabajo de campo.

Isaac Villaverde. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Iván Puértolas. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Prácticas formativas

Sara Zubizarreta. Grado superior de técnicos forestales (IFA-Jaca). Trabajo de campo.

Marta Corral. Grado superior de técnicos forestales (IFA-Jaca). Trabajo de campo.

Violeta Lalmolda. Grado de Ciencias Ambientales. Trabajo de campo.

Voluntariado

ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA (AHE).

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

ASOCIACIÓN DE CIENCIAS AMBIENTALES (ACA).

Sergio Martín y equipo de voluntarios. Trabajo de campo.

Capítulo 3 - SEGUIMIENTO HIDROGEOQUÍMICO E ISOTÓPICO DE MANANTIALES EN EL PNOMP

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.

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

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

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

Ana Trujillano Dorado. Técnico 2. Trabajo de campo y redacción del informe.

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

Beatriz García. Ayudante técnico. Trabajo de campo y revisión del informe

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

Capítulo 4 - SEGUIMIENTO DE RANA PIRENAICA (*Rana Pyrenaica*) COMO BIOINDICADOR DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS EN EL PNOMP

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. Trabajo de campo, tratamiento cartográfico y revisión del informe.

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

María Jarne Bretones. Técnico 2. Trabajo de campo y revisión del informe.

Ana Trujillano. Técnico 2. Revisión del informe.

Beatriz García. Ayudante técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Prácticas formativas

Violeta Lalmolda. Estudiante de Ciencias Ambientales Trabajo de campo.

Voluntariado

ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA (AHE). Voluntariado Ambiental

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

ASOCIACIÓN DE CIENCIAS AMBIENTALES (ACA). Voluntariado ambiental

Sergio Martín y equipo de voluntarios. Trabajo de campo.

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. Coordinador técnico. Dirección y redacción del informe.

Capítulo 6 - SEGUIMIENTO DE LEPIDÓPTEROS EN EL PNOMP

Autores del trabajo

ASOCIACIÓN DE NATURALISTAS PALENTINOS

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

Beatriz Martín-Morcuende. Análisis de modelos y redacción de memoria final.

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón J. Antor. 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 PNOMP

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

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

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

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

Ana Trujillano. Técnico 2. Trabajo de campo y revisión del informe.

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

Beatriz García. Ayudante técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

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

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





Capítulo 8 - SEGUIMIENTO DE MESOMAMÍFEROS MEDIANTE FOTOTRAMPEO EN EL PNOMP

Autores del trabajo

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. Trabajo de campo , tratamiento cartográfico y redacción del informe.

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

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

Ana Trujillano. Técnico 2. Trabajo de campo y revisión del informe.

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

Beatriz García. Ayudante técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP – Gobierno de Aragón.

Ramón Castillo. APN. Coordinación. Trabajo de campo.

Manolo Grasa. APN. Trabajo de campo.

Carlos Benedé. APN. Trabajo de campo.

Ibón Gil. APN. Trabajo de campo.

Eduardo Tomé. APN. Trabajo de campo.

Sandra Méndez. APN. Trabajo de campo.

SARGA

Marian Antequera. Técnico 1. Coordinación.

Felipe Sierra. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

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

Prácticas formativas

Sara Zubizarreta. Trabajo de campo y revisión fotográfica.

Marta Corral. Trabajo de campo y revisión fotográfica.

Capítulo 9 - APOYO A LOS TRABAJOS DE CONSERVACIÓN EN EL PNOMP

Autores del trabajo

SARGA – Gobierno de Aragón.

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

María Jarne Bretones. Técnico 2. Revisión del informe.

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

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

Ana Trujillano. Técnico 2. Revisión del informe.

Bea García. Ayudante técnico. Trabajo de campo y redacción 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

Sara Zubizarreta. Grado superior de técnicos forestales (IFA-Jaca). Trabajo de campo.

Marta Corral. Grado superior de técnicos forestales (IFA-Jaca). Trabajo de campo..

Violeta Lalmolda. Grado de Ciencias Ambientales. Trabajo de campo.





Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Jarne, M., Jimeno- Brabo,P., Trujillano, A., García - Prieto, B., Carmena, F., Cambra, N. y Villagrasa, E. 2023. Programa de inventariado y monitorización de los recursos naturales del PNOMP. Memoria 2023. SARGA-PNOMP. Gobierno de Aragón.

CONTENIDOS

INTRODUCCIÓN GENERAL	10
CAPÍTULO 1- SEGUIMIENTO DE FLORA AMENAZADA EN EL PNOMP	15
CAPÍTULO 2 - SEGUIMIENTO DE INVERTEBRADOS DE INTERÉS COMUNITARIO EN EL PNOMP	64
CAPÍTULO 3 - SEGUIMIENTO HIDROGEOQUÍMICO E ISOTÓPICO DE MANANTIALES EN EL PNOMP	156
CAPÍTULO 4 - SEGUIMIENTO DE RANA PIRENAICA (<i>RANA PYRENAICA</i>) COMO BIOINDICADOR DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS EN EL PNOMP.....	186
CAPÍTULO 5 - BASES TÉCNICAS PARA LA MONITORIZACIÓN A LARGO PLAZO DE ESPECIES DE FAUNA PRIORITARIAS.	255
CAPÍTULO 6 - SEGUIMIENTO DE LEPIDÓPTEROS EN EL PNOMP	303
CAPÍTULO 7 - CONTROL DE FAUNA PISCÍCOLA EXÓTICA EN EL PNOMP	382
CAPÍTULO 8 - SEGUIMIENTO DE MESOMAMÍFEROS MEDIANTE FOTOTRAMPEO EN EL PNOMP	331
CAPÍTULO 9 - APOYO A LOS TRABAJOS DE CONSERVACIÓN EN EL PNOMP.....	370
ANEXO I – PROTOCOLOS DE SEGUIMIENTO	
ANEXO II – RESULTADOS Y FICHAS DE CAMPO	
ANEXO III – OTRA DOCUMENTACIÓN	
ANEXI IV – ANEXO CARTOGRÁFICO	
ANEXO V – ANEXO FOTOGRÁFICO	

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; Aauri et al., 2002; ver Gregory et al., 2003) que permitan mantener un amplio rango de especies (Severinghaus, 1981; Hutto, 1998; Canterbury 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 inventariado 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 130 trabajos técnicos de distinta índole, que han estudiado y comprendido a diversas especies indicadoras de cambios ambientales.

En la presente temporada 2023 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 hidrológico.
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 diurnos.
7. Control de fauna piscícola exótica.
8. Seguimiento de mesomamíferos.
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.

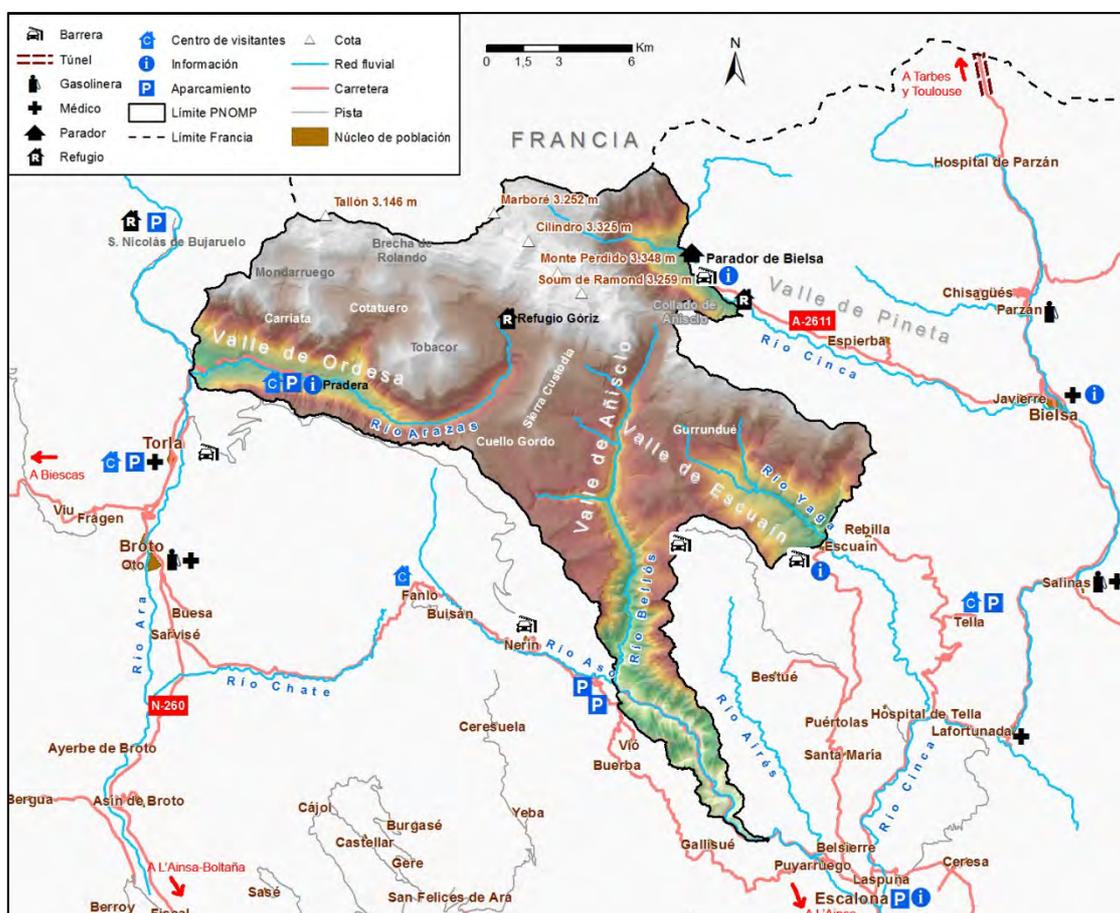


Imagen Área de estudio. Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

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 glacial 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 2023.



Capítulo 1



Seguimiento de flora amenazada en el PNOMP

PROPUESTA RB-34009
Memoria final 2023

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



SEGUIMIENTO DE FLORA AMENAZADA EN EL PNOMP

Memoria final 2023

Dirección de la propuesta

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

Noemí Cambra. Jefa de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del trabajo

SARGA- Gobierno de Aragón.

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

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

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

María Jarne Bretones. Técnico 2. Trabajo de campo.

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

IPE-Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC.

María Begoña García González. Dirección y supervisión técnica

Marta Quintana Buil. Trabajo de campo.

Ane Mugica Carnicero. Trabajo de campo.

Personal colaborador

SARGA- Gobierno de Aragón.

Ana Trujillano. Técnico 2. Trabajo de campo

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Trabajo de campo

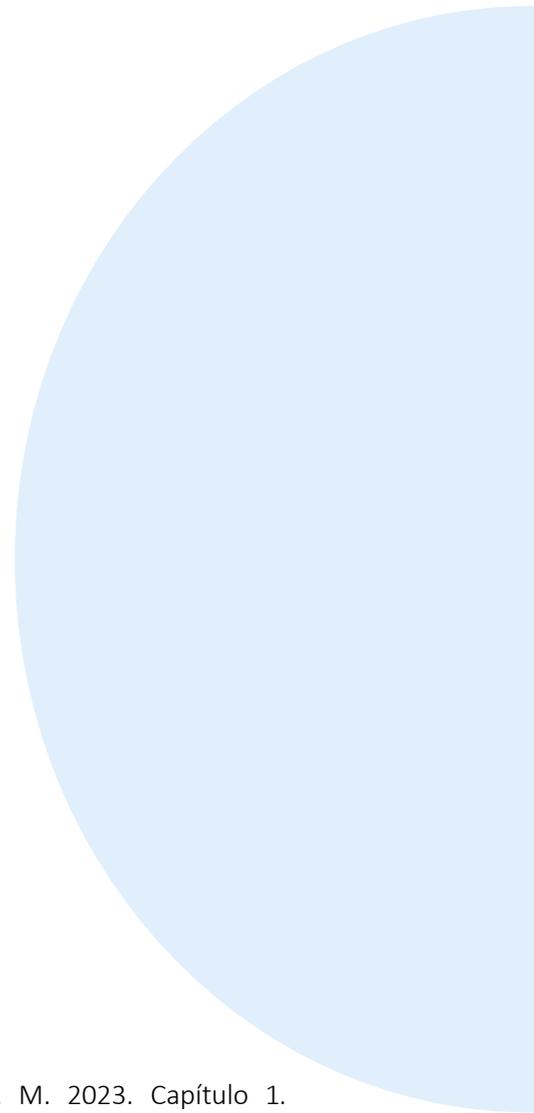
IPE-Instituto Pirenaico de Ecología, CSIC.

Emma Aranda Torné

Prácticas formativas

SARGA-GOBIERNO DE ARAGÓN.

Violeta Lalmolda. Estudiante de Ciencias Ambientales. Escuela Politécnica superior de Huesca. Trabajo de campo.



Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Abadía, P., Jarne, M., Jimeno, P., Quintana, M. 2023. Capítulo 1. Seguimiento de flora amenazada en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2023: 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 1

1.1	RESUMEN	19
1.2	INTRODUCCIÓN	20
1.3	DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES	23
1.3.1	<i>Carex bicolor</i> (CYPERACEAE)	23
1.3.2	<i>Vicia argentea</i> (LEGUMINOSAE)	26
1.3.3	<i>Callitriche palustris</i> L. (CALLITRICHACEAE)	28
1.3.4	<i>Carex ferruginea</i> Scop. <i>tenax</i> (Christ) K.Richt (CYPERACEAE)	31
1.3.5	<i>Leontopodium alpinum</i> Cass. <i>Subsp. alpinum</i> (ASTERACEAE)	32
1.3.6	<i>Cypripedium calceolus</i> L. (ORCHIDACEAE)	34
1.4	METODOLOGÍA	35
1.4.1	<i>Seguimiento de Carex bicolor</i>	36
1.4.2	<i>Seguimiento de Vicia argentea</i>	38
1.4.3	<i>Seguimiento de Callitriche palustris</i>	42
1.4.4	<i>Seguimiento de Carex ferruginea</i>	43
1.4.5	<i>Seguimiento de Leontopodium alpinum</i>	45
1.4.6	<i>Seguimiento de Cypripedium calceolus</i>	47
1.5	RESULTADOS	49
1.5.1	<i>Seguimiento de Carex bicolor</i>	49
1.5.2	<i>Seguimiento de Vicia argentea</i>	54
1.5.3	<i>Seguimiento de Callitriche palustris</i>	57
1.5.4	<i>Seguimiento de Carex ferruginea</i>	58
1.5.5	<i>Seguimiento de Leontopodium alpinum</i>	59
1.5.6	<i>Seguimiento de Cypripedium calceolus</i>	60
1.6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	62
1.7	REFERENCIAS	63

1.1 RESUMEN

En este capítulo se presentan los resultados de los trabajos de seguimiento de especies de flora amenazada en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, seleccionadas para su seguimiento a largo plazo. El trabajo se realiza junto con técnicos del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC)

Las especies objeto de seguimiento son *Carex bicolor* y su cohorte en los pastos higroturbosos en los que se desarrolla (11 años). *Vicia argentea* en la glera de Mondarruego, *Carex ferruginea* en la umbría de Soaso, *Leontopodium alpinum* en el mirador de la Herradura en la Sierra de las Cutas, *Callitriche palustris* en Faixa Luenga y *Cypripedium calceolus* junto al humedal de As Fuens.

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. Este año se realiza el seguimiento por quinto 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.

La mayor parte de los seguimientos se han realizado entre el mes de junio y agosto de 2023. Las fechas y lugares visitados, se detallan en la siguiente tabla:

Tabla 1.1 Fechas realización de las tareas de seguimiento de flora en Ordesa durante el verano de 2023.

Fecha	Especie	Tipo de seguimiento	Ubicación de seguimiento
08/06/2023	<i>Cypripedium calceolus</i>	Seguimiento macroparcela, georreferenciación individuos	Humedal de As Fuens (Puente del Fresno)
19/07/2023	<i>Carex bicolor/Thalictrum alpinum</i>	Transectos	Faixa Luenga
20/07/2023	<i>Carex bicolor/Thalictrum alpinum</i>	Transectos	Faixa Luenga
20/07/2023	<i>Callitriche palustris</i>	Delimitación población	
14/07/2023	<i>Leontopodium alpinum</i>	Parcelas	Mirador de la Herradura
02/08/2023	<i>Carex bicolor</i>	Transectos	A Catuarta
03/08/2023	<i>Vicia argentea</i>	Seguimiento parcelas	Mondarruego
07/08/2023	<i>Carex ferruginea</i>	Seguimiento parcela	Umbría de Soaso

1.3 DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES

1.3.1 *Carex bicolor* (CYPERACEAE)

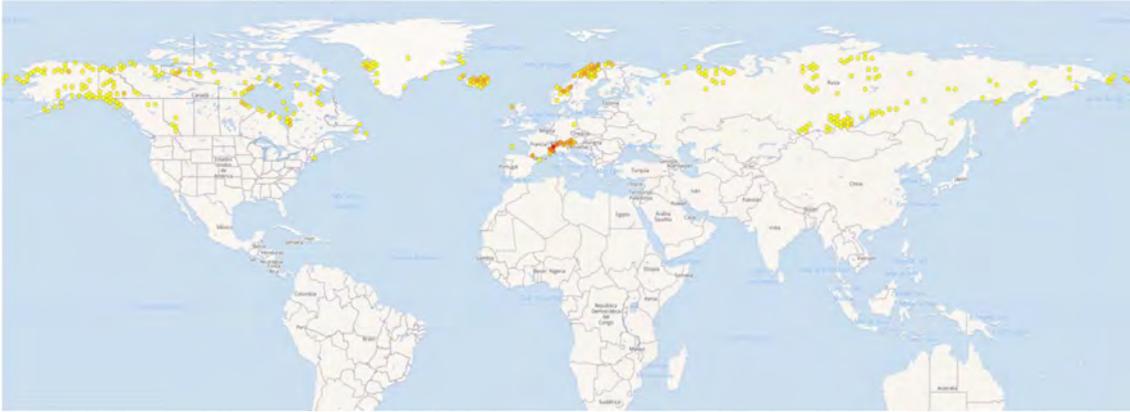
Carex bicolor es una especie perteneciente a la familia *Cyperaceae*, que se desarrolla sobre pastos higrófilos, no formadores de turba, en bordes de arroyos o depresiones encharcadas sobre sustratos calizos en el piso alpino en un rango altitudinal de 2120 a 2700 m s.n.m.

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.

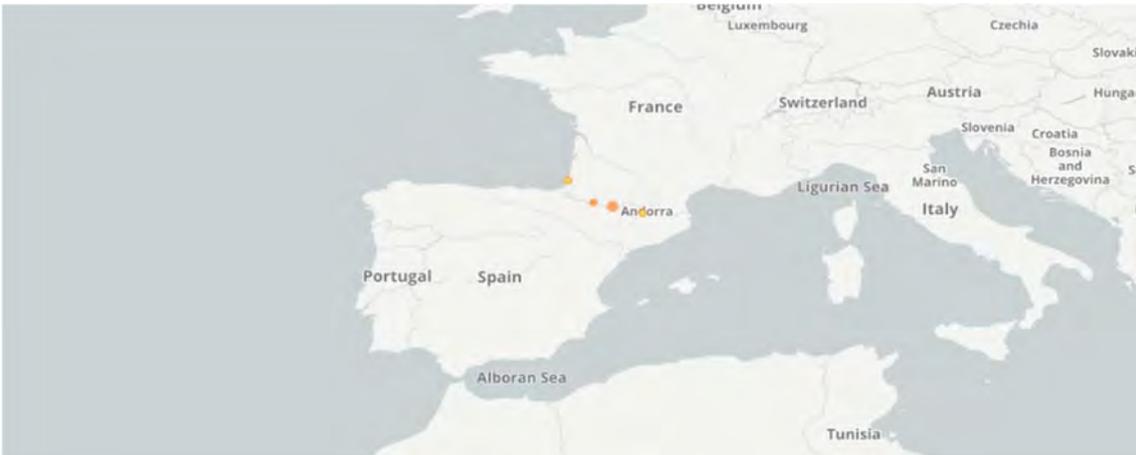


Imagen 1.1 Ejemplar de *Carex bicolor*. Hojas y tallos verde pálido y contraste de color entre los utrículos (frutos) y las brácteas.

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.



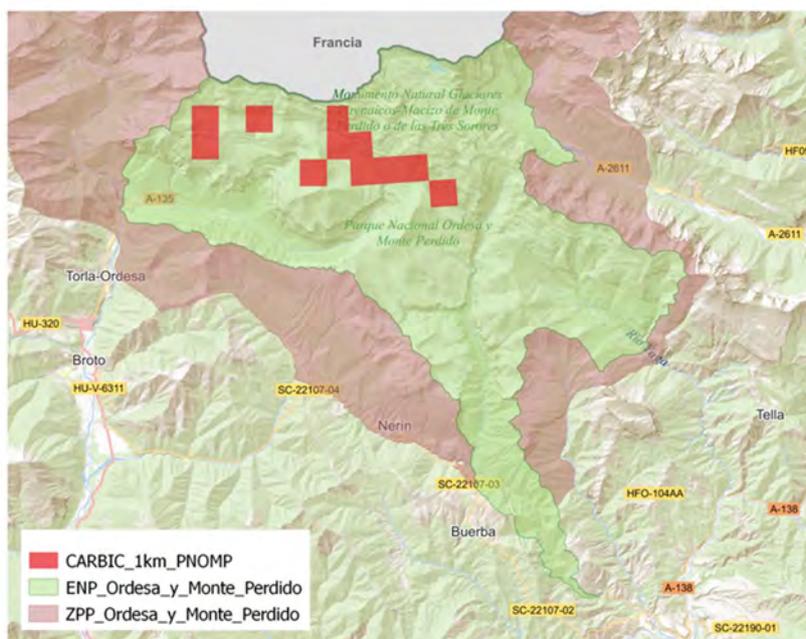
Mapa 1.2 Distribución europea de Carex bicolor. Fuente: Gbif.



Mapa 1.3 Distribución conocida de Carex bicolor en el Pirineo Aragonés.

Dentro del Parque Nacional se conoce en al menos, 11 cuadrículas de 1 km 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 (1570)1900 – 2900(3000) 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 (1900) 2000 – 2550 (2650) 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 folíolos (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.



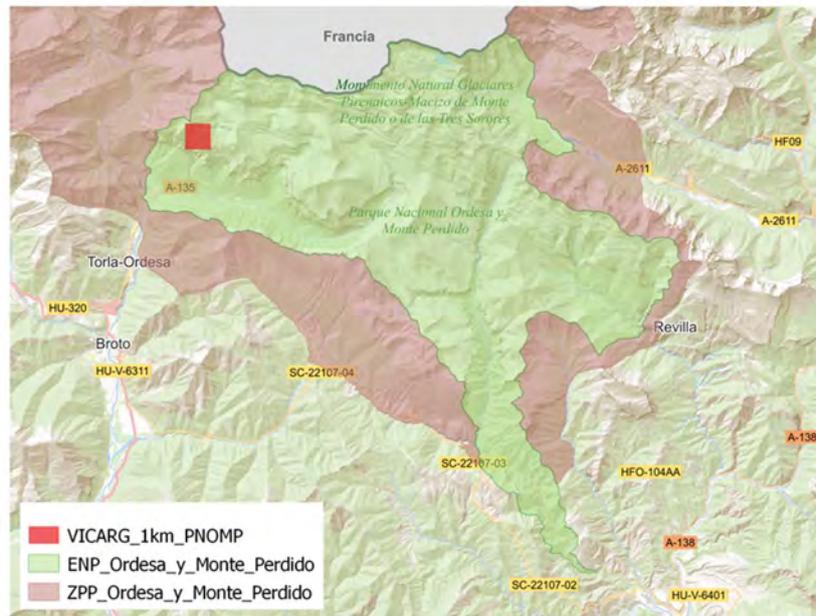
Imagen 1.2 *Izq.: Detalle de ejemplares en flor. Dcha: Detalle de los frutos.*

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)

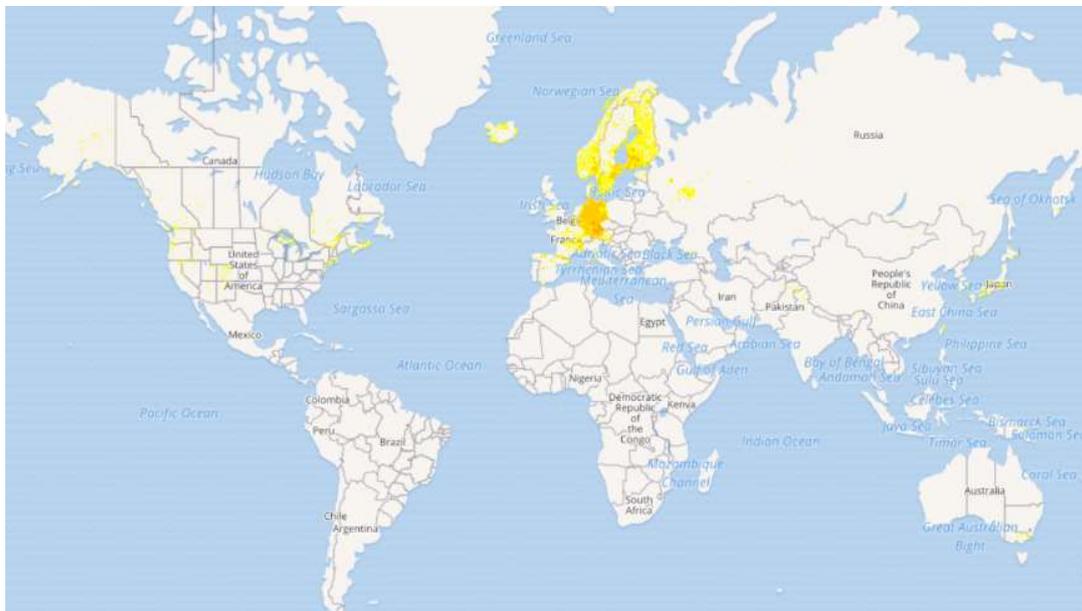
Especie de distribución bóreo-alpina. Es un terófito hidrófito que crece en aguas limpias y estancadas o con poca corriente, en charcas fluctuantes, regatos y lagos de montaña.

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.

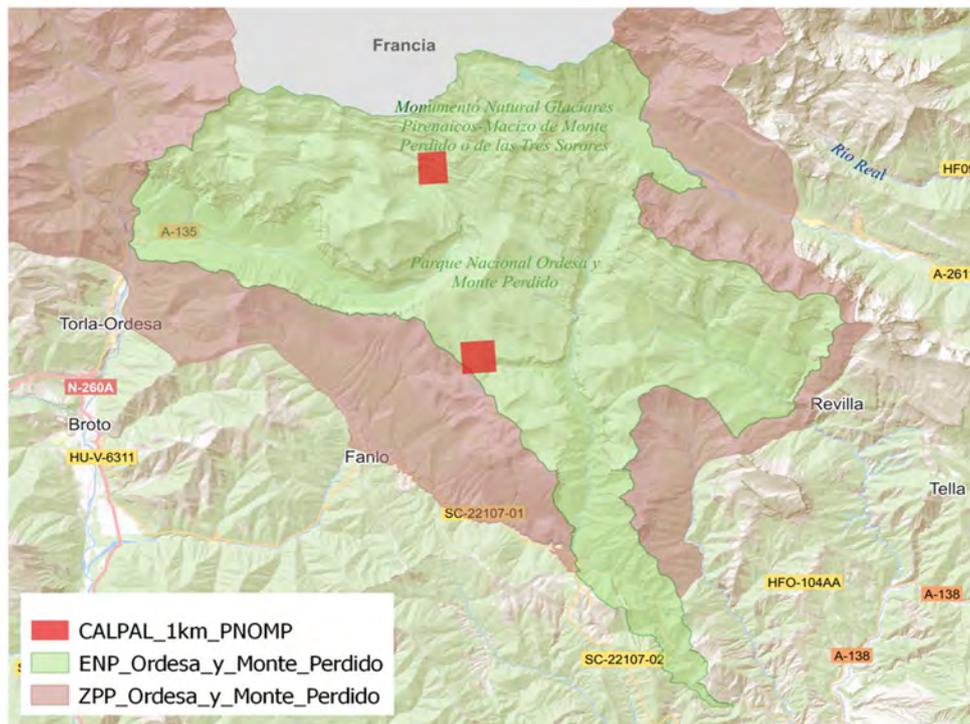


Imagen 1.3 Detalle de la especie.

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.



Mapa 1.1 Ubicación de las dos localidades conocidas de *Callitriche palustris* en el ámbito del PNOMP.

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.

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.



Imagen 1.4 *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 1.2 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.



Imagen 1.5 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 1.3 Distribución mundial de *Leontopodium alpinum*. Fuente: Gbif

Crece en pastos muy innivados del piso alpino y subalpino, desde 1500 m a 2800 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. 1230 – 1560 (2000) 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.



Imagen 1.6 *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 1.4 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 Vascular 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.

1.4 METODOLOGÍA

Durante 2023, 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*.

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 2023 los muestreos se han realizado entre junio y agosto. 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:

Tabla 1.2 Características de los transectos definidos para el seguimiento de *Carex bicolor*.

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

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



Imagen 1.7 Cinta métrica colocada gracias a las marcas fijas en el terreno.



Imagen 1.8 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 2415 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 2650 y 2750 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



Imagen 1.9 Marco de aluminio 1x1m, situado sobre la cinta métrica para la toma de coberturas de *Vicia argentea* en cada celdilla.



Imagen 1.10 Glera de Mondarruego donde se distribuye *Vicia argentea*.

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



Imagen 1.11 *Colocación de iButton en la pedrera de Vicia argentea.*

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.



Imagen 1.12 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 cuando 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:

Tabla 1.3 Características de las parcelas diseñadas para el seguimiento de *Carex ferruginea*.

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

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.



Imagen 1.13 *Izq.:* División de la parcela de seguimiento de *Carex ferruginea*. *Dcha.:* colocación del metro cuadrado guiado por cuerda.

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

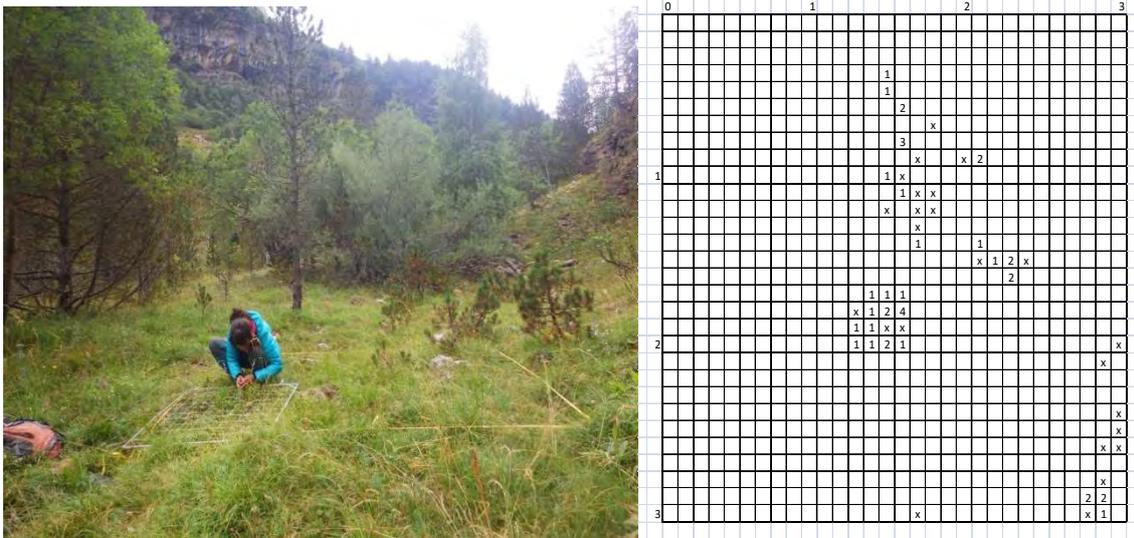


Imagen 1.14 Izq.: Parcela de seguimiento “Carfer_Soa2” en llano herboso. Dcha.: Ficha de toma de datos, donde “x” indica presencia y “n” el número de tallos reproductores.

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:

Tabla 1.4 Características de las parcelas diseñadas para el seguimiento de *Leontopodium alpinum*.

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

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.

Tabla 1.5 Valores utilizados para la estimación de la cobertura según la clasificación de Braun-Blanquet.

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



Imagen 1.15 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. El año 2021 fue necesario un cambio de censador y se retoman las labores de seguimiento de esta localidad por el equipo de seguimiento ecológico de SARGA, repitiéndolo con periodicidad anual.

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.



Imagen 1.16 *Izq.: Marcado de los ejemplares. Dcha.: Signo de depredación.*

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.

Cabe destacar un problema recurrente: la presencia de tiendas de campaña en el pasto donde se sigue el transecto Carriata 1 (T1). En el transecto T3 se había removido alguna de las marcas que pudo ser recolocada.

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 2023 y dos pestañas más que comparan los resultados de las once campañas de seguimiento (2013-2023) 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 11 años de seguimiento.

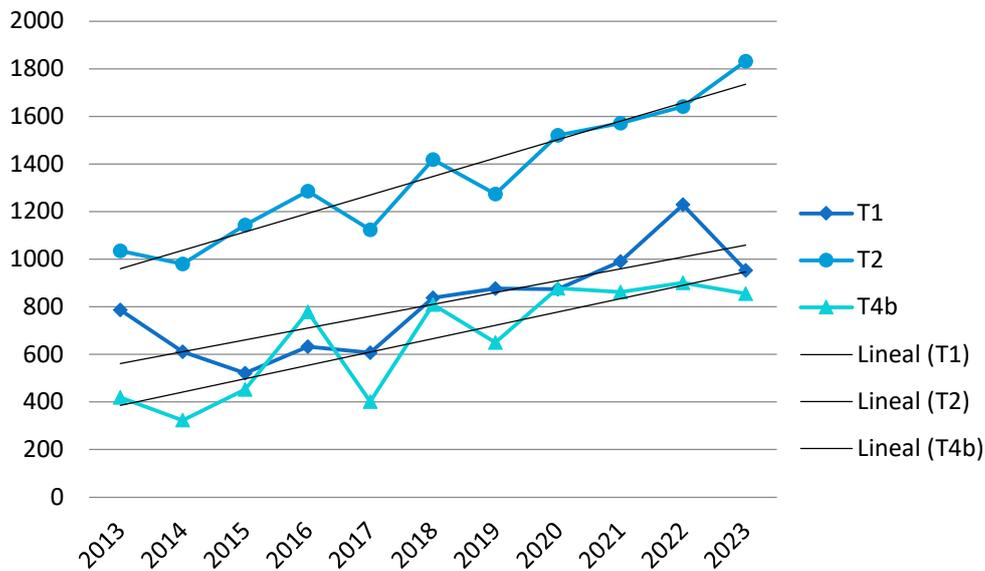
Tabla 1.6 Individuos de *Carex bicolor* y número de reproductores por transecto y año de seguimiento en Faixa Luenga.

Transecto	n <i>Carex bicolor</i> Faixa Luenga										
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
T1	787	611	521	632	606	838	876	873	990	1229	953
T2	1035	980	1144	1285	1123	1419	1273	1521	1571	1641	1832
T4b	419	323	452	778	402	809	649	878	861	901	855
Transecto	N Rep <i>Carex bicolor</i> Faixa Luenga										
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
T1	189	53	37	99	79	131	209	144	234	268	126
T2	163	153	144	208	162	238	206	234	266	140	207
T4b	25	22	70	133	26	110	124	116	203	57	86

Tabla 1.7 Individuos de *Carex bicolor* y número de reproductores por transecto y año de seguimiento en la metapoblación de Carriata.

Transecto	n <i>Carex bicolor</i> Carriata										
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
T1	899	822	755	739	546	544	531	418	513	546	544
T2	375	271	179	214	178	309	256	218	208	260	331
T3	450	349	313	344	268	393	333	445	362	466	454
Transecto	n Rep <i>Carex bicolor</i> Carriata										
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
T1	188	213	149	192	68	85	72	48	86	57	149
T2	99	36	14	44	18	43	34	22	11	2	32
T3	128	85	28	54	37	56	47	29	31	20	54

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

**Gráfico 1.1** Representación gráfica de la evolución de los datos de número de individuos de *C.bicolor* en Faixa Luenga

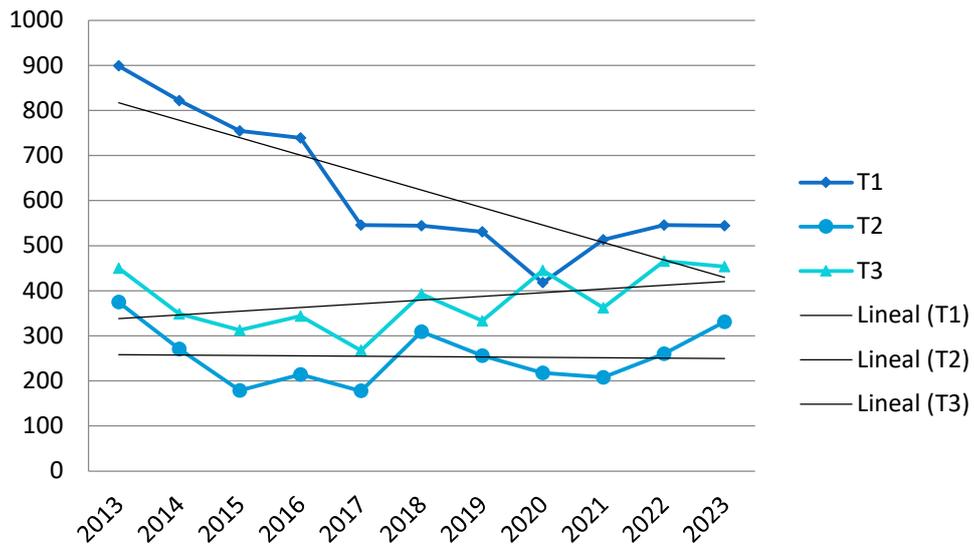


Gráfico 1.2 Representación gráfica de la evolución de los datos de número de individuos de *C. bicolor* en Carriata

La tendencia que viene observándose los últimos años parece ser ascendente en Faixa luenga mientras que la de Carriata parece ser estable en 2 de los transectos y negativa en el T1. 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.

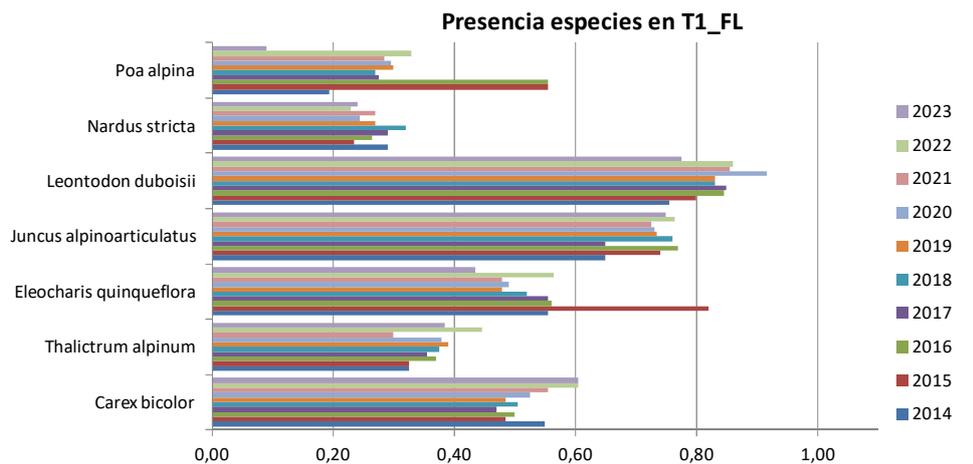


Gráfico 1.3 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto 1 Faixa luenga.

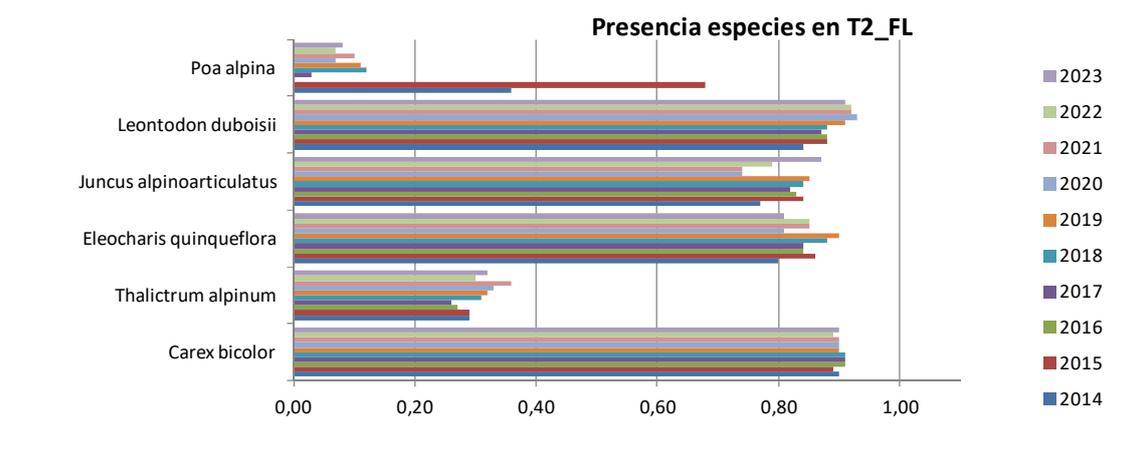


Gráfico 1.4 . Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto 2 Faixa luenga.

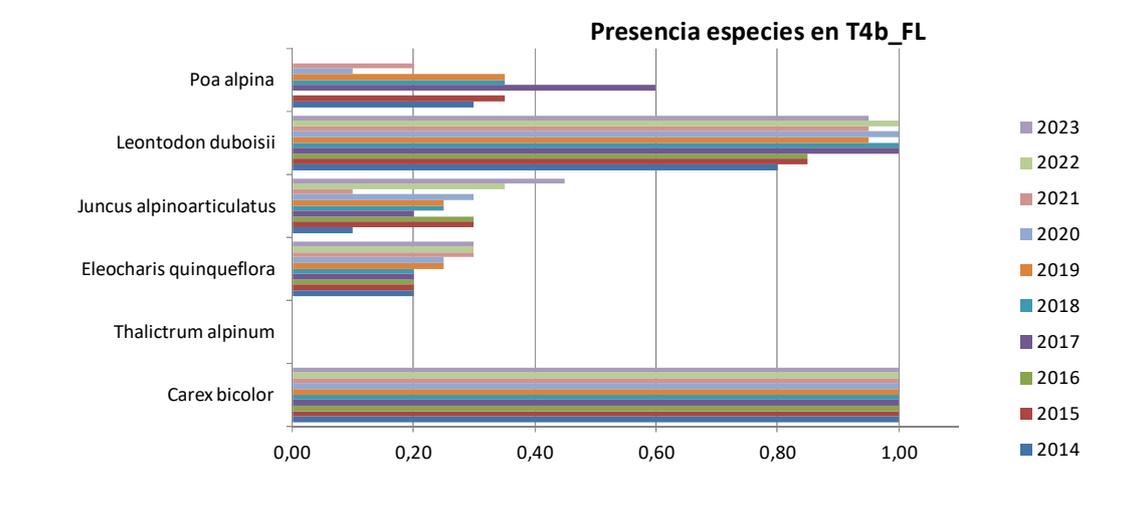


Gráfico 1.5 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto 4b Faixa luenga.

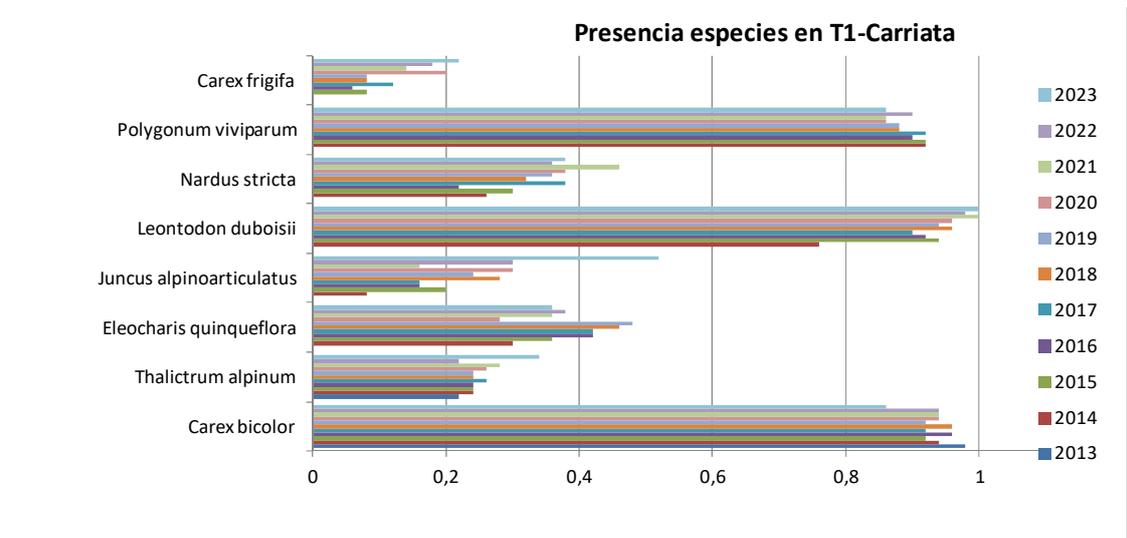


Gráfico 1. 6 . Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto T1 Carriata.

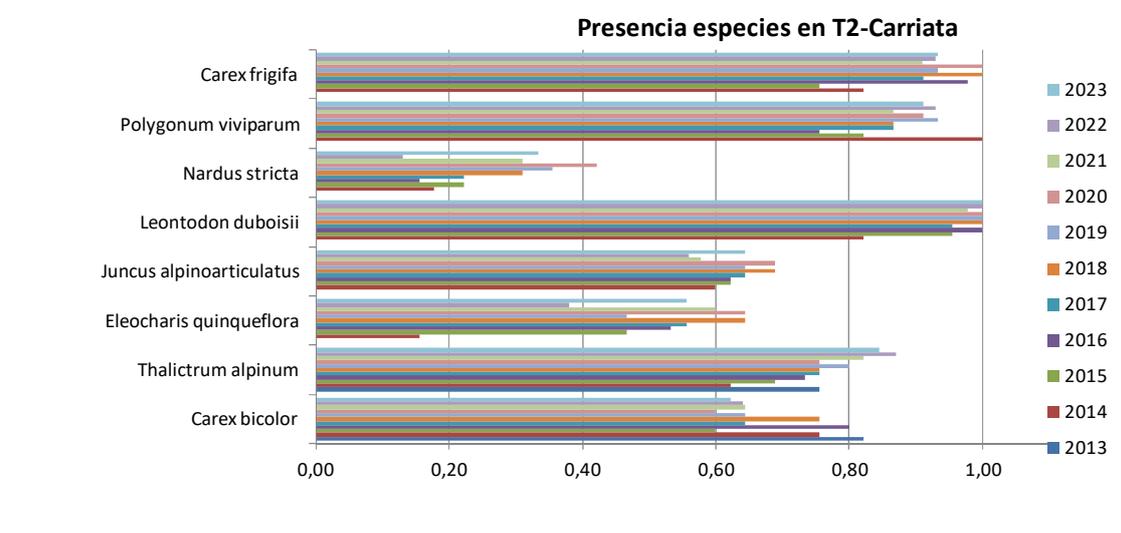


Gráfico 1. 7 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto T2 Carriata.

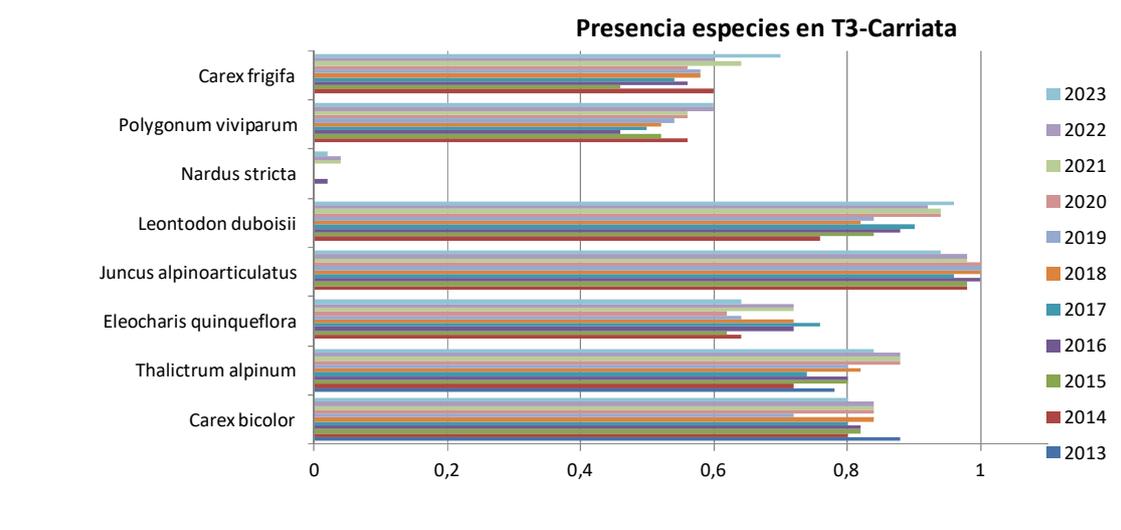


Gráfico 1. 8 Porcentaje puntos del transecto con presencia de cada especie. Transecto T3 Carriata.

La tendencia de *Carex bicolor* en ambas poblaciones es divergente. En Carriata podría estar estabilizándose al menos en 2 de los transectos. En el T1 la tendencia es negativa.

En el T1 de Carriata este año el número de individuos es similar a los años más próximos, si bien la incidencia disminuye, está menos presente dentro de los cuadrados donde se censa. Ocurre lo mismo para la presencialidad en el resto de transectos de Carriata. En Faixa luenga, sin embargo, al igual que el número de individuos, aumenta la presencia.

Atendiendo a la presencia de las especies acompañantes parece haber un ligero aumento en la incidencia de *Leontodon duboisii*, por lo que podría darse una posible competencia interespecífica.

En el Transecto 1 de la población de Carriata, donde disminuye *Carex bicolor*, la presencia de *Carex frigida* y *Nardus stricta* aumenta en el número de cuadrados. Puede tratarse de la oscilación interanual propia del pasto, si bien es cierto que ha vuelto a detectarse la acampada en la zona. En este pasto T1 la presión es mayor que en la Ribereta Catuarta (T2 y T3).

1.5.2 Seguimiento de *Vicia argentea*

El año 2015 se inició el seguimiento de *Vicia argentea* en la glera de Mondarruego, por lo que se cuenta con datos de 9 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_2023” 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.

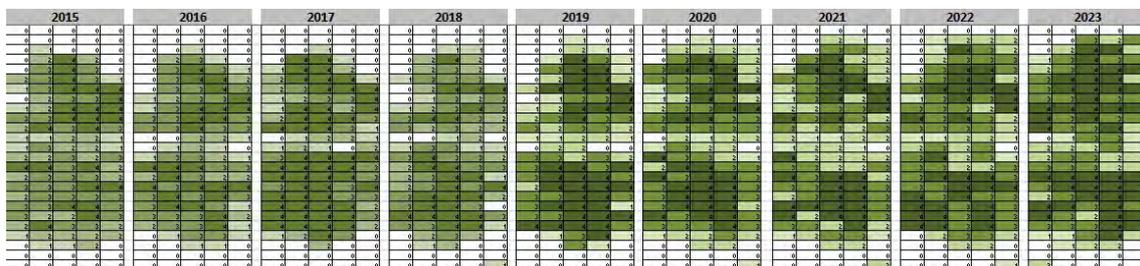


Gráfico 1.9 Ejemplo de la representación de datos de *Vicia argentea* mediante diagramas de colores.

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.

Tabla 1.8 Presencia y cobertura de *Vicia argentea* por parcela y año

	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
% presencia vicarg_mond1	27,52	30,56	30,08	29,76	32,48	37,28	38,24	40,64	41,76
% cobertura vicarg_mond1	8,74	9,46	12,10	10,47	12,19	12,30	13,05	14,98	16,84
% presencia vicarg_mond2	1,92	2,24	2,72	3,04	3,52	4,00	4,80	6,08	5,44
% cobertura vicarg_mond2	0,31	0,77	0,79	0,96	1,20	1,32	1,38	2,13	2,09
% presencia vicarg_mond3	35,84	36,80	39,20	40,64	42,88	47,52	46,08	48,00	50,56
% cobertura vicarg_mond3	12,68	12,26	14,97	13,33	16,04	16,47	16,17	18,12	19,16

Tabla 1.9 Presencia y cobertura de *Vicia argentea* en la glera de Mondarruego por año

	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
% total presencia	21,8	23,2	24,0	24,5	26,3	29,6	29,7	31,6	32,6
% total reproductores	13,1	18,1	17,0	17,1	20,0	21,3	12,1	19,8	25,3
% total cobertura	7,2	7,5	9,3	8,3	9,8	10,0	10,2	11,7	12,7

Este 2023, los datos son similares a los anteriores en cuanto a presencia y cobertura, con ligeras oscilaciones, pero continuando la tendencia positiva.

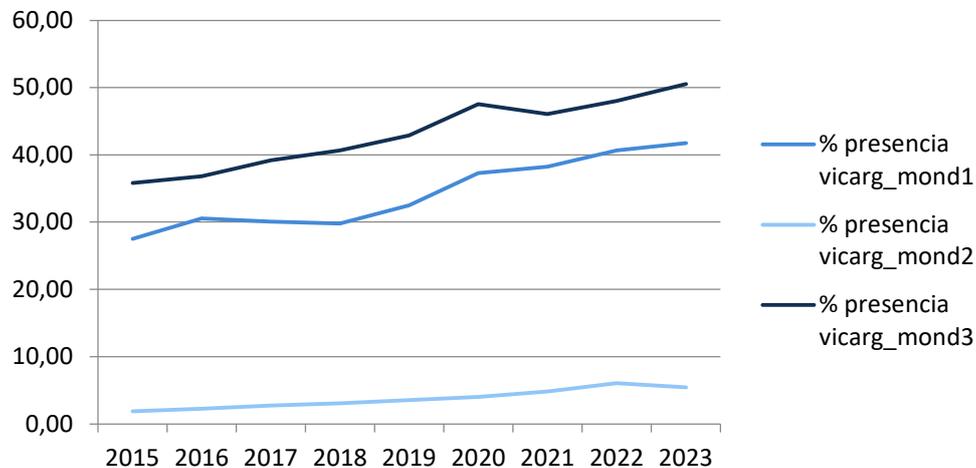
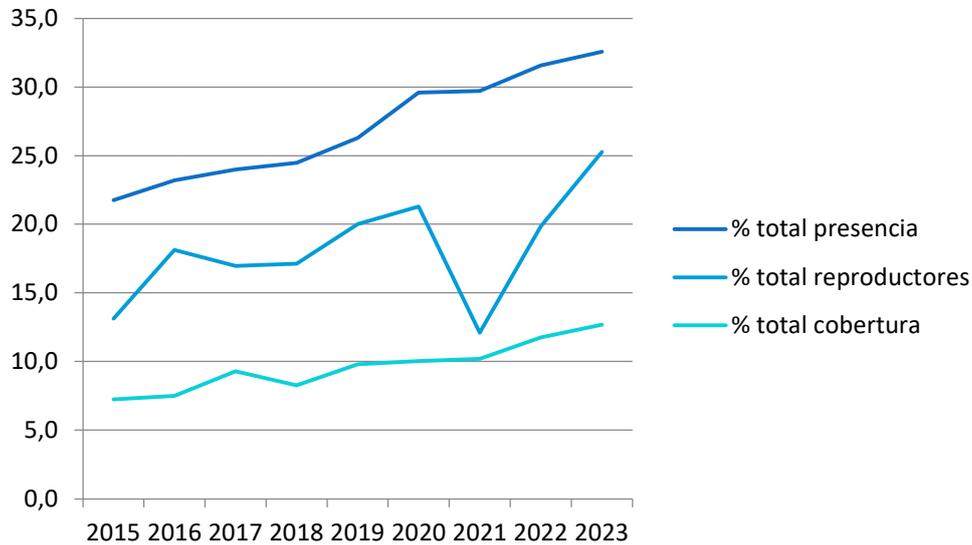


Gráfico 1. 10 Representación de la presencia de *Vicia argentea* por parcela y año

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

Se observa un repunte en la presencia de reproductores. Este año se adelantó la fecha de muestreo al principio de agosto encontrando los reproductores en flor y fruto. La detectabilidad es mayor.

A continuación, se comparan los datos de *Carduus carlinoides* de 2015 y entre 2018-2023 (los datos de 2016 y 2017 no son comparables ya que en el recuento se incluyeron las plántulas de la especie.)

Tabla 1.10 Presencia de *Carduus carlinoides* en la glera de Mondarruego

<i>Carduus carlinoides</i>	2015	2018	2019	2020	2021	2022	2023
TOTAL	1391	1260	1580	1579	1368	1123	1171
VEGETATIVOS	1342	1078	1563	1509	1368	977	1091
REPRODUCTORES	49	182	17	70	66	146	80
λ		0,91	1,25	1,00	0,87	0,82	1,04

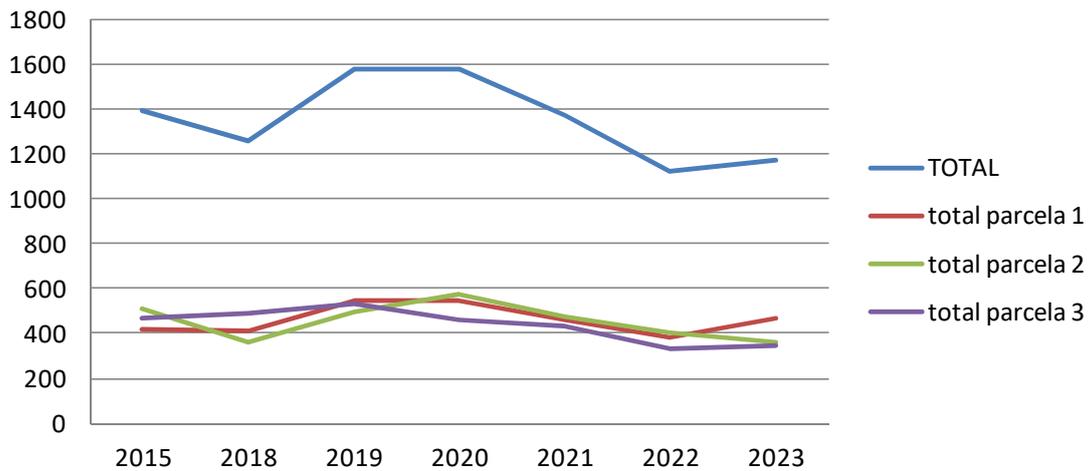


Gráfico 1.11 Número de *Carduus carlinoides* por parcela y año

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 de 2023, se detectó 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 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. Desde el año 2021 y hasta 2023 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 1.17 *Izda.: Extensión de Callitriche palustris en Faixa Luenga año 2019 (delimitación verde). Dcha.: Extensión en los años 2020-2023 (delimitación roja). Ortofoto 2018 SITEAR.*



Imagen 1.18 *Delimitación de la extensión de Callitriche en el regato con la ayuda de banderines de colores. Vista del extremo Este de la cubeta.*

1.5.4 Seguimiento de Carex ferruginea

Este año el muestreo se realizó la primera semana de agosto. Destaca la baja detección de espigas siendo que gracias a la fecha de censo (primera semana de agosto) se podían 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.

Tabla 1.11 Presencia de *Carex ferruginea* y nº de reproductores.

Parcela	celdas 10x10cm	Presencia de <i>C. ferruginea</i>					Nº escapos florales				
		2019	2020	2021	2022	2023	2019	2020	2021	2022	2023
CarferSoa1	900	6,22%	8,22%	9,56%	8,56%	6,89%	38	27	16	21	12
CarferSoa2	900	5,66%	6,22%	5,9%	6,44%	4,11%	40	20	14	43	4
CarferSoa3	1700	1,70%	2,52%	2,52%	2,88%	2,00%	29	43	37	27	19

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 del 2023, en general, se observa una dinámica estable.

Tabla 1.12 Resumen parcelas y resultados del seguimiento de *Leontopodium alpinum* en el mirador de la Herradura

Parcela	Longitud (m)	Nº puntos	Presencia (%)					
			2018	2019	2020	2021	2022	2023
leoalp_her1	30	750	4.8	4.9	5.33	5.2	6.27	6.27
leoalp_her3	23	575	26.4	27.13	33.4	33.9	32.2	34.3
leoalp_her4	26	650	-	28,5	35.2	38.8	40.2	44.5

Parcela	Longitud (m)	Nº puntos	Reproductores (n)					
			2018	2019	2020	2021	2022	2023
leoalp_her1	30	750	39	53	42	47	57	92
leoalp_her3	23	575	147	214	150	193	297	297
leoalp_her4	26	650	-	369	245	209	412	614

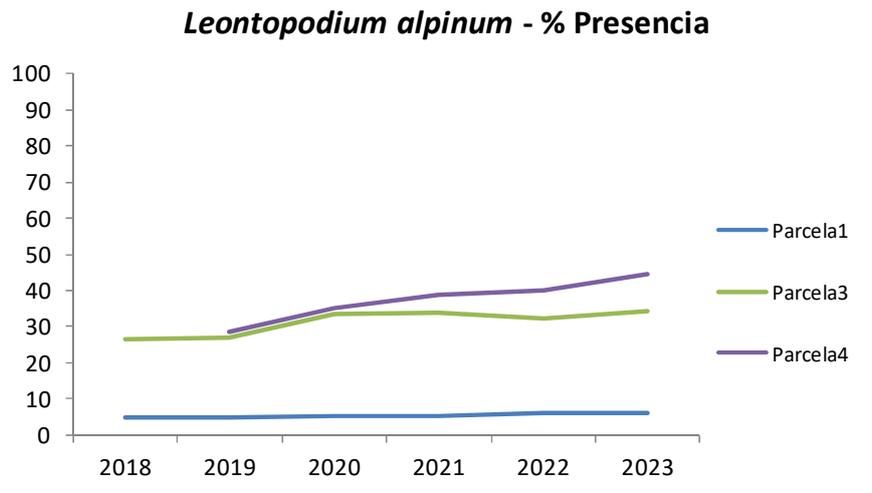


Gráfico 1. 12 Presencia de *Leontopodium alpinum* en las parcelas de seguimiento en el Mirador de la Herradura.

1.5.6 Seguimiento de *Cypripedium calceolus*

Por tratarse de información sensible, los datos de este apartado están disponibles en las oficinas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

1.6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

El programa de seguimiento ecológico el PNOMP continúa generando información que permite analizar la tendencia de las poblaciones de especies de flora monitorizadas, gracias al seguimiento realizado a largo plazo. Aunque los datos disponibles aún corresponden a series pequeñas, comienzan a revelar ciertas tendencias, generalmente estables, aunque preliminares.

En cuanto a *Carex bicolor*, las dos poblaciones monitorizadas muestran comportamientos divergentes. La población de Carriata presenta una ligera tendencia negativa, mientras que la de Faixa luenga se mantiene más estable. Por otro lado las especies acompañantes muestran tendencias y no se han detectado cambios en los ecosistemas asociados, ni evidencias de alteraciones en el régimen hídrico.

Las poblaciones de *Vicia argentea* y *Carduus carlinoides* en la glera de Mondarruego reflejan una notable estabilidad, según los resultados de los muestreos. En 2023 la fecha de muestreo se adelantó, lo que incrementó la detectabilidad de los ejemplares reproductores y eso se tradujo en los resultados del censo.

En relación con la población de *Callitriche palustris* de Faixa Luenga, su distribución permanece similar a la observada en los últimos años, aunque una vez más no se ha detectado presencia de agua en el humedal durante el verano.

Respecto a *Carex ferrugínea*, en 2023 se ha cumplido el quinto ciclo de seguimiento en las tres parcelas delimitadas en los distintos ambientes que ocupa. Cabe destacar que el uso de un detector de metales resulta imprescindible para la recolocación de las parcelas de seguimiento.

Por su parte, la serie de datos disponible de *Leontopodium alpinum*, aunque limitada, sugiere una tendencia estable en sus poblaciones.

En junio de 2023, se repitió el seguimiento de *Cypripedium calceolus* en la localidad de As Fuens. La tendencia muestra claramente un crecimiento de la población, aumentando tanto el número de total de individuos de la población como el de reproductores. Se constató presencia de herbivoría.

Estos resultados destacan la importancia de contar con una base sólida de conocimiento sobre la distribución y la dinámica poblacional de las especies de flora. Solo a través de esta información será posible diseñar e implementar estrategias de gestión adecuadas y eficaces que favorezcan la conservación y sostenibilidad de los ecosistemas que habitan.

1.7 REFERENCIAS

- 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.
- 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 Parques Nacionales, Ministerio para la Transición Ecológica.
- 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 Societé 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-Sampériz, P., Gutiérrez, E. Jiménez, J.J., López-Moreno, J.I., Mata, P., Moreno, A., Montserrat, P., Nuche, 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).



Capítulo 2



Seguimiento de invertebrados de interés comunitario

PROPUESTA RB-34009
Memoria final. 2023

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 Medio Ambiente
y Turismo

SEGUIMIENTO DE INVERTEBRADOS DE INTERÉS COMUNITARIO

Memoria final 2023

Dirección de la propuesta

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

Noemí Cambra Samper. Jefa de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del informe

SARGA- Gobierno de Aragón.

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

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

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

María Jarne Bretones. Técnico 2. Trabajo de campo y revisión del informe.

Ana Trujillano. Técnico 2. Revisión del informe.

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

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Personal colaborador

GO PNOMP. Gobierno de Aragón

Javier Barrio. APN PNOMP

Nacho Perruca. APN PNOMP

SARGA- Gobierno de Aragón.

Javier Sanz. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

Isaac Villaverde. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Iván Puértolas. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

Prácticas formativas

Sara Zubizarreta. Grado superior de técnicos forestales. IFA (Jaca). Trabajo de campo.

Marta Corral. Grado superior de técnicos forestales. IFA (Jaca). Trabajo de campo.

Violeta Lalmolda Corona. Grado de Ciencias Ambientales. Escuela Politécnica Superior de Huesca.

Voluntariado

ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA (AHE).

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

ASOCIACIÓN DE CIENCIAS AMBIENTALES (ACA).

Sergio Martín y equipo de voluntarios. Trabajo de campo.



Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Jimeno-Brabo, P., Trujillano, A., García-Prieto, B., Carmena, F. y Cambra, N. 2023. Capítulo 2. Seguimiento de invertebrados de interés comunitario en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2023: 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

2.1	RESUMEN	69
2.2	INTRODUCCIÓN	70
2.3	LAS ESPECIES	72
2.3.1	<i>La mariposa isabelina (Actias isabelae)</i>	<i>72</i>
2.3.2	<i>El escarabajo eremita (Osmoderma eremita)</i>	<i>75</i>
2.3.3	<i>Rosalía (Rosalía alpina)</i>	<i>81</i>
2.3.4	<i>Hormiguera de lunares (Phengaris arion)</i>	<i>83</i>
2.3.5	<i>Mariposa apolo (Parnassius apollo)</i>	<i>87</i>
2.3.6	<i>Mnemosine (Parnassius mnemosyne)</i>	<i>89</i>
2.4	METODOLOGÍA	92
2.4.1	<i>Mariposa isabelina (Actias isabelae)</i>	<i>92</i>
2.4.2	<i>Escarabajo eremita (Osmoderma eremita)</i>	<i>97</i>
2.4.3	<i>Rosalía (Rosalía alpina)</i>	<i>100</i>
2.4.4	<i>Hormiguera de lunares (Phengaris arion)</i>	<i>105</i>
2.4.5	<i>Mariposa apolo (Parnassius apollo)</i>	<i>105</i>
2.4.6	<i>Mariposa mnemosine o blanca de Asso (Parnassius mnemosyne)</i>	<i>106</i>
2.5	RESULTADOS	106
2.5.1	<i>Mariposa isabelina (Actias isabelae)</i>	<i>106</i>
2.5.2	<i>Osmoderma eremita</i>	<i>110</i>
2.5.3	<i>Rosalía alpina</i>	<i>114</i>
2.5.4	<i>Phengaris arion</i>	<i>122</i>
2.5.5	<i>Parnassius apollo</i>	<i>125</i>
2.5.6	<i>Parnassius mnemosyne</i>	<i>133</i>
2.6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	140
2.6.1	<i>Actias isabelae</i>	<i>140</i>
2.6.2	<i>Osmoderma eremita</i>	<i>141</i>
2.6.3	<i>Rosalía alpina</i>	<i>143</i>
2.6.4	<i>Phengaris arion</i>	<i>145</i>
2.6.5	<i>Parnassius apollo</i>	<i>146</i>
2.6.6	<i>Parnassius mnemosyne</i>	<i>147</i>

2.7	REFERENCIAS	149
2.8	BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA	155

2.1 RESUMEN

En 2023 se han realizado los trabajos de campo encaminados a monitorizar las poblaciones de seis especies de invertebrados de interés comunitario (Directiva 92/43/CEE): mariposa isabelina (*Actias isabelae*), escarabajo eremita (*Osmoderma eremita*), Rosalia (*Rosalia alpina*), hormiguera de lunares (*Phengaris arion*), mariposa apolo (*Parnassius apollo*) y blanca de Asso o mariposa mnemosine (*Parnassius mnemosyne*).

Durante la primavera, a lo largo del mes de junio, se realizaron una serie de muestreos de mariposa isabelina para completar la información relativa a su distribución en cuadrículas de 10 x 10 km incluidas dentro del territorio del PNOMP y en zonas adyacentes a éste. Estos muestreos se realizaron con dos metodologías distintas mediante el uso de feromona sintética y con la utilización de trampas de luz *LepiLed*[®] (diseñadas específicamente para estudios con lepidópteros).

Actias isabelae fue detectada en 3 de 3 localidades que fueron muestreadas con feromona sintética con un total de 8 individuos capturados. Las localidades muestreadas fueron Patrón, Barranco A Fueva y San Nicolás de Bujaruelo. La eficacia del uso de la feromona sintética se puso de manifiesto incluso usando viales antiguos, que habían sido usados repetidamente 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 2 de 4 resultados positivos en la detección de la especie y 4 ejemplares capturados, confirmando la eficacia y eficiencia también de este tipo de metodología. Las localidades que resultaron positivas fueron Buesa y Salinas.

En cambio, *Osmoderma eremita* no pudo ser localizado durante los diferentes muestreos que se llevaron a cabo usando feromona artificial en el valle de Ordesa, una de las localidades históricas donde se conoce la presencia de esta especie en el Parque Nacional. Esta temporada, al igual que la pasada, se usó de nuevo una feromona que es más pura que la utilizada en temporadas anteriores y que, en teoría, es más eficiente en la atracción de esta especie.

Los muestreos se centraron este año en los parajes de Lañas y en el bosque de Turieto y se realizaron durante el mes de julio, coincidiendo con la emergencia de los individuos adultos. El esfuerzo de muestreo fue de 464 jornadas-trampa y no permitió capturar ningún ejemplar de escarabajo eremita.

Por otro lado, se han continuado las acciones de seguimiento con el coleóptero *Rosalia alpina* iniciadas en el Parque Nacional 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 de imagos 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 29 individuos.

Con los lepidópteros hormiguera de lunares (*Phengaris arion*), mariposa apolo (*Parnassius apollo*) y blanca de Asso o mariposa mnemosine (*Parnassius mnemosyne*) también se han continuado una serie de trabajos de conservación que se iniciaron el año pasado. Estos trabajos se han centrado en el muestreo de las localidades conocidas en el Parque Nacional 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, con mariposa apolo se han centrado en el valle de Otal (Bujaruelo) en el valle de Añisclo (barranco Pardina y pista Nerín-Cuello Arenas) y en el valle de Pineta (circo y valle de Lalarri) y, por último, los muestreos de mnemosine se han realizado en los valles de Otal (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 y Villagrasa, 2019).

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 et al., 2010) como de *Osmoderma eremita* (Larsson et al., 2003) 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 isabellae*, aunque se 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 Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP), nos ha animado a proponer un programa de seguimiento de la especie, que confiamos 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 (Murría 2002, 2004). 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, presencia de 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 2023 se han continuado 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 continuado otros trabajos que se comenzaron la temporada pasada, con tres especies más de lepidópteros, la hormiguera de lunares (*Phengaris arion*) la mariposa apolo (*Parnassius apollo*) y la mariposa mnemosine (*Parnassius mnemosyne*). 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 satúrnido está considerado como una especie de interés comunitario y fue incluida en los anexos II y V de la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CE y D. 97/62/CE) por lo que, en base al artículo 17 de dicha normativa, 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 Silvestres en Régimen de Protección Especial, en adelante LAESPRES, (Decreto 129/2022, de 5 de septiembre, por el que se crea el LAESPRES y se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. Es considerada como una especie Vulnerable, Vol. I Preocupación Menor en el Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados Amenazados de España. La UICN no ha podido valorar su estado de conservación a consecuencia de disponer de datos insuficientes.

La mariposa isabelina es una especie montana, ligada a bosques de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y/o laricio (*Pinus nigra salzmanii*). 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 Hembra y macho de mariposa isabelina, *Actias isabelae* (Autor: Nacho Gómez).

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 de media (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 (Murria com. pers.), gracias a la extrema sensibilidad que tienen sus antenas bipectinadas.



Imagen 2.2 Ciclo vital de *Actias isabelae*. Ilustración: © Fernando Carmena, SARGA – PNOMP.



Imagen 2.3 Macho de *Actias isabelae*. Detalle de las antenas bipectinadas y de la cola (Autor: Miguel Bellosta Malo).

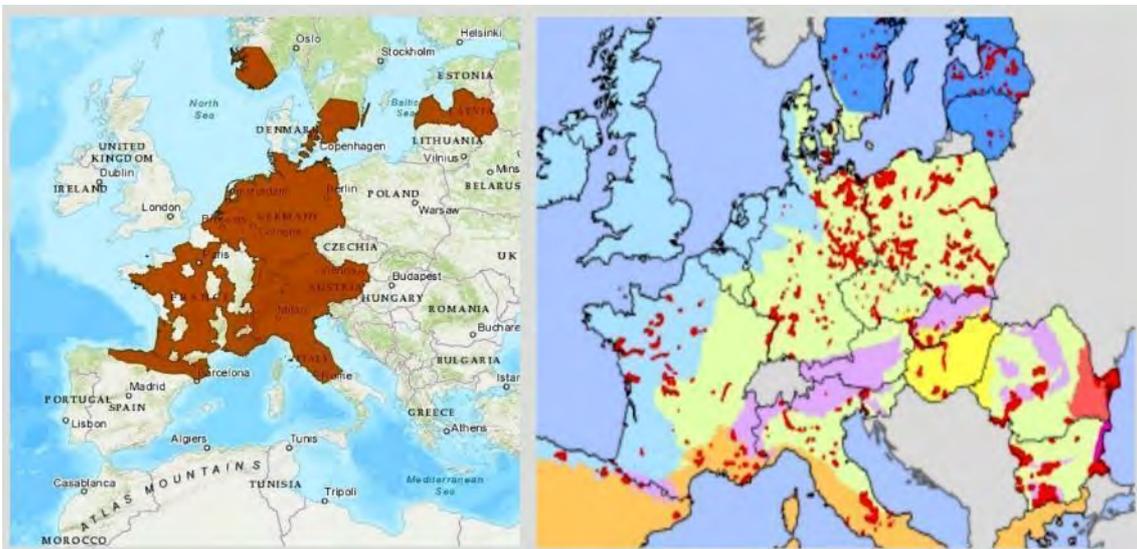
La especie tiene multitud de depredadores, tanto de las crisálidas que se entierran entre la pizarra del suelo, donde son presas del jabalí, tejón, ardillas, martas, garduñas y gatos monteses, como de los imagos, que son buscados por quirópteros y aves como el chotacabras.

Se han identificado hasta seis grupos genéticos (Sistema Ibérico y Central, Bético, Pirineos occidentales y orientales y Alpes franceses) y cinco subespecies (Mari-Mena et al., 2016):

- *A. 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)

2.3.2 El escarabajo eremita (*Osmoderma eremita*)

El escarabajo eremita (*Osmoderma eremita*, Scopoli 1763) es una especie de coleóptero saproxílico perteneciente a la familia *Cetoniidae* que depende exclusivamente de árboles viejos, hábitat muy específico, escaso y muy localizado en el territorio. Sus larvas se desarrollan en el mantillo acumulado en el interior de grandes cavidades.



Mapa 2.1 Área de distribución general de *Osmoderma eremita* en Europa y en los espacios de Red Natura 2000 (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). Según la IUCN es una especie que se encuentra Casi Amenazada (VU B1ab).



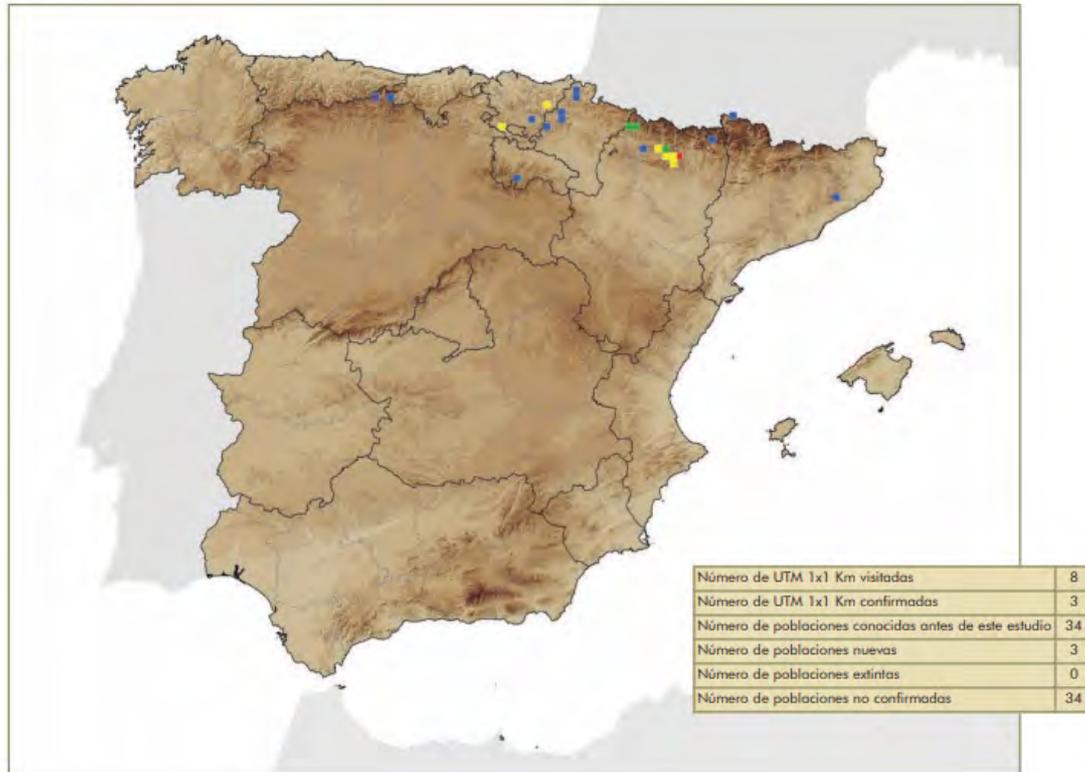
Imagen 2.4 Adulto hembra de *Osmoderma eremita* (Autor: Nacho Gómez).

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); 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 especie de interés comunitario que requiere 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 actualizados sobre su distribución, posiblemente por insuficiencia de prospecciones. Sus requerimientos tan específicos de hábitat y microhábitat la convierten por otro lado en una especie indicadora y

“paraguas” para la conservación de toda la comunidad de invertebrados saproxílicos asociados a oquedades y, por ende, del bosque en sí (Ranius et al., 2005).



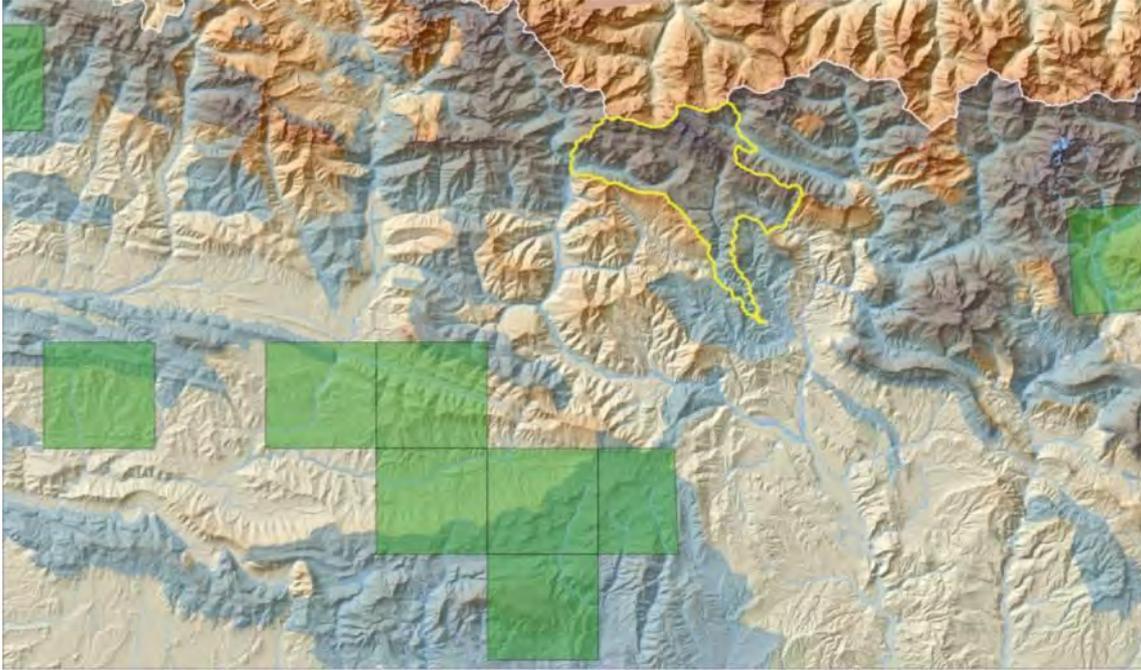
Mapa 2.2 Distribución en España del escarabajo eremita (Fuente: Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados de España, especies Vulnerables).

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.

En España es considerada una especie muy rara, habiéndose citado en unas 34 localidades (Micó et al., 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, 2000). 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* (Fuente: elaboración propia a partir de 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. cerrioides*. (Murria et al., 2004). En Aragón se conoce la presencia de la especie en al menos 22 localidades; algunas de ellas se encuentran dentro de ZEC, como es el caso de Los Valles (ES2410001), los Valles-Sur (ES2410003), Sierra de los Valles, Aísa 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), Silbes (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.



Imagen 2.5 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://www.slideshare.net/jatorre/geoweb09#19>).

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 PNOMP (Antor y Villagrasa, 2018). En base a dicho análisis una de las especies prioritarias 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 Nacional 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.

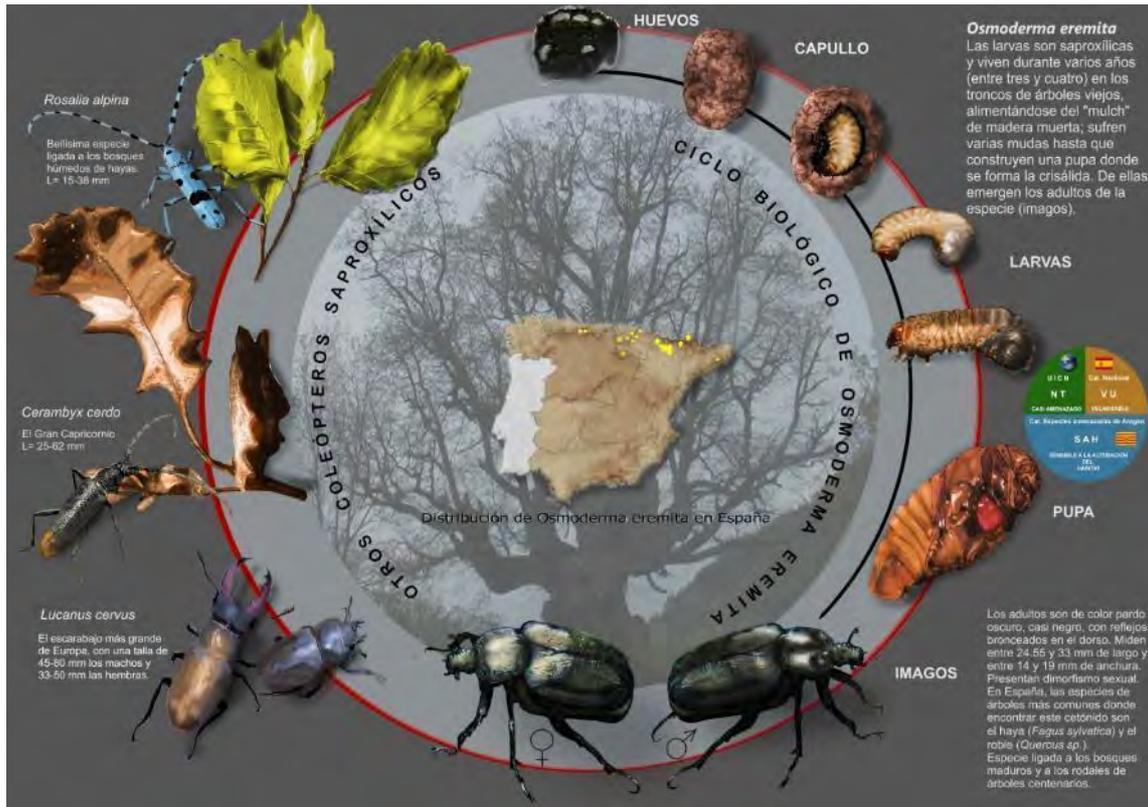


Imagen 2.6 Ciclo vital de *Osmoderma eremita*. Ilustración: © Fernando Carmena, SARGA – PNOMP.

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* (Dajoz, 1999; Tauzin, 1994a y 1994b). Según estos autores, las larvas se desarrollan en el mantillo de madera dura de cavidades de árboles vivos o muertos. La especie de árbol no parece ser tan importante como el que los ejemplares arbóreos alcancen una alta madurez, que sean ejemplares viejos, colonizados por hongos no patógenos que llevan a la pudrición del duramen, y también al mantenimiento de redes de árboles viejos para mantener la viabilidad de la población y evitar la fragmentación y aislamiento de núcleos poblacionales de la especie.

Además, la especie parece preferir áreas donde el dosel arbóreo no sea denso donde se encuentren claros abiertos provocados por la caída de ejemplares arbóreos.

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.

Las larvas recién nacidas miden solo 6 mm, pero crecen rápidamente y se alimentan del mantillo del interior de la cavidad del árbol. Estas larvas pasan por tres estadios diferentes (L1, L2 y L3) a lo largo de un tiempo de desarrollo de 2 a 4 años y pasan el invierno en su primer o segundo estadio, según la fecha de oviposición y las condiciones microclimáticas locales (Luce, 1996; Ranius et al., 2005; Schaffrath, 2003; Tauzin, 1994a, 1994b).

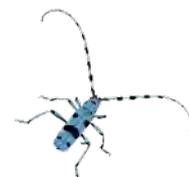
Al final del segundo o tercer verano, generalmente en septiembre, cuando la larva del tercer estadio ha alcanzado su pleno desarrollo (75 mm de largo), construye un capullo de forma ovalada aglutinando finos restos de madera con sus secreciones salivales y fecales. Dentro de este estuche protector, la larva pasa su último invierno y luego se transforma en crisálida (normalmente en mayo) y en adulto (junio) (Tauzin, 1994a, 1994b). La emergencia de los adultos ocurre entre junio y agosto.

Uno o dos días después de su emergencia, los machos del género *Osmoderma* comienzan a emitir un fuerte olor que puede ser percibido por los humanos a una distancia de varios metros, citado por los entomólogos franceses del siglo XIX como “cuir de Russie” (Latreille et al., 1825). Esta feromona sexual producida por los machos atrae a las hembras y las induce a reunirse en el hueco del árbol ocupado por un macho. El análisis químico identificó este compuesto como (R)-(+)- γ -decalactona (Larsson et al., 2003; Svensson et al., 2003, 2004; Zauli et al., 2014).

Se ha demostrado que este químico es también un atrayente para las hembras del elatérico *Elaterr ferrugineus* Linnaeus, 1758, un gran escarabajo cuyas larvas viven en árboles huecos y se alimentan de las etapas inmaduras de otros insectos saproxílicos, con especial preferencia por el escarabajo eremita. Por lo tanto, las hembras de dicho elatérico utilizan la feromona sexual de *Osmoderma eremita* como kairomona para poner huevos en las cavidades adecuadas de los árboles, ya habitadas por las presas favoritas de sus larvas (Larsson & Svensson, 2009, 2011; Svensson et al., 2004, Zauli et al., 2014, 2016).

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.

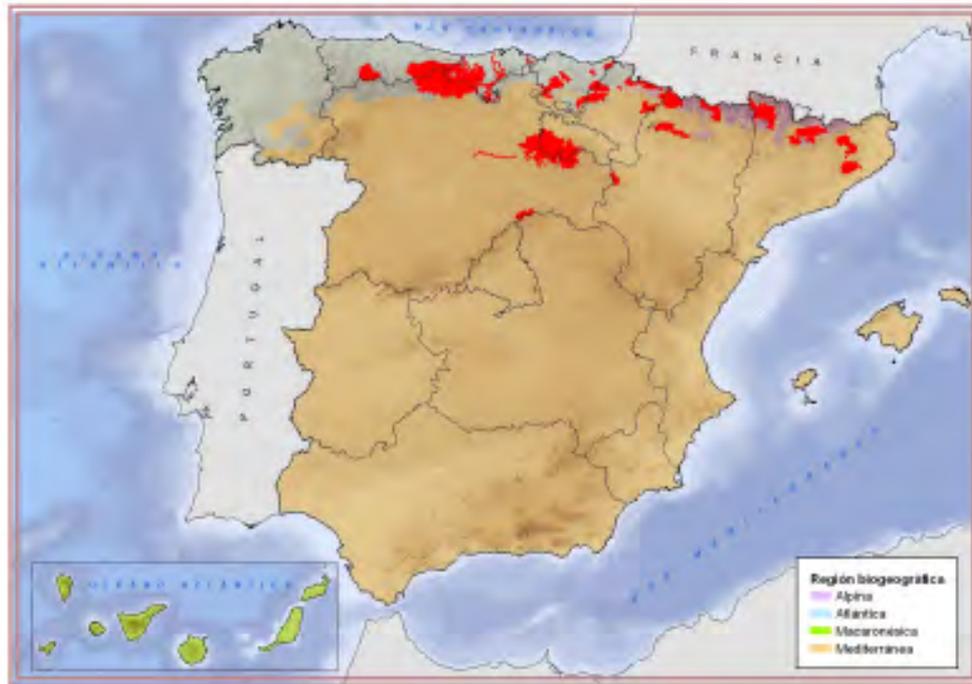
Esta especie presenta una distribución que se extiende por gran parte de Europa central y meridional y algunas zonas de Asia. En España se circunscribe al tercio norte y, en Aragón, se distribuye fundamentalmente por el entorno pirenaico y prepirenaico, así como el sistema ibérico (Sierra del Moncayo)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



Imagen 2.7 *Rosalia alpina* sobre el tronco de un haya en el valle de Ordesa (Autor: Nacho Gómez)



Mapa 2.4 Distribución de *Rosalia alpina* (Fuente: GBIF (Global Biodiversity Information Facility)).



Mapa 2.5 Distribución de *Rosalia alpina* en espacios de la Red Natura 2000 en España (Fuente: Viñolas y Vives, 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 permitiera detectar variaciones significativas de su distribución.



2.3.4. Hormiguera de lunares (*Phengaris arion*)

La mariposa hormiguera de lunares (*Phengaris arion* = *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 (Murria, 2002).



Mapa 2.6 Distribución de *Phengaris arion* en España (Fuente: Romo et al., 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 *Myrmica*. 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*).

Las mariposas del género *Phengaris* (*Maculinea*) están entre las más amenazadas en Europa (Munguira y Martín, 1999) y han sido 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.



Imagen 2.8 Adulto de *Phengaris arion* fotografiado en Rebilla (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico del PNOMP).

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 a los cambios del suelo asociados.

Hormiguera de lunares (*Phengaris arion*) Una maestra del disfraz

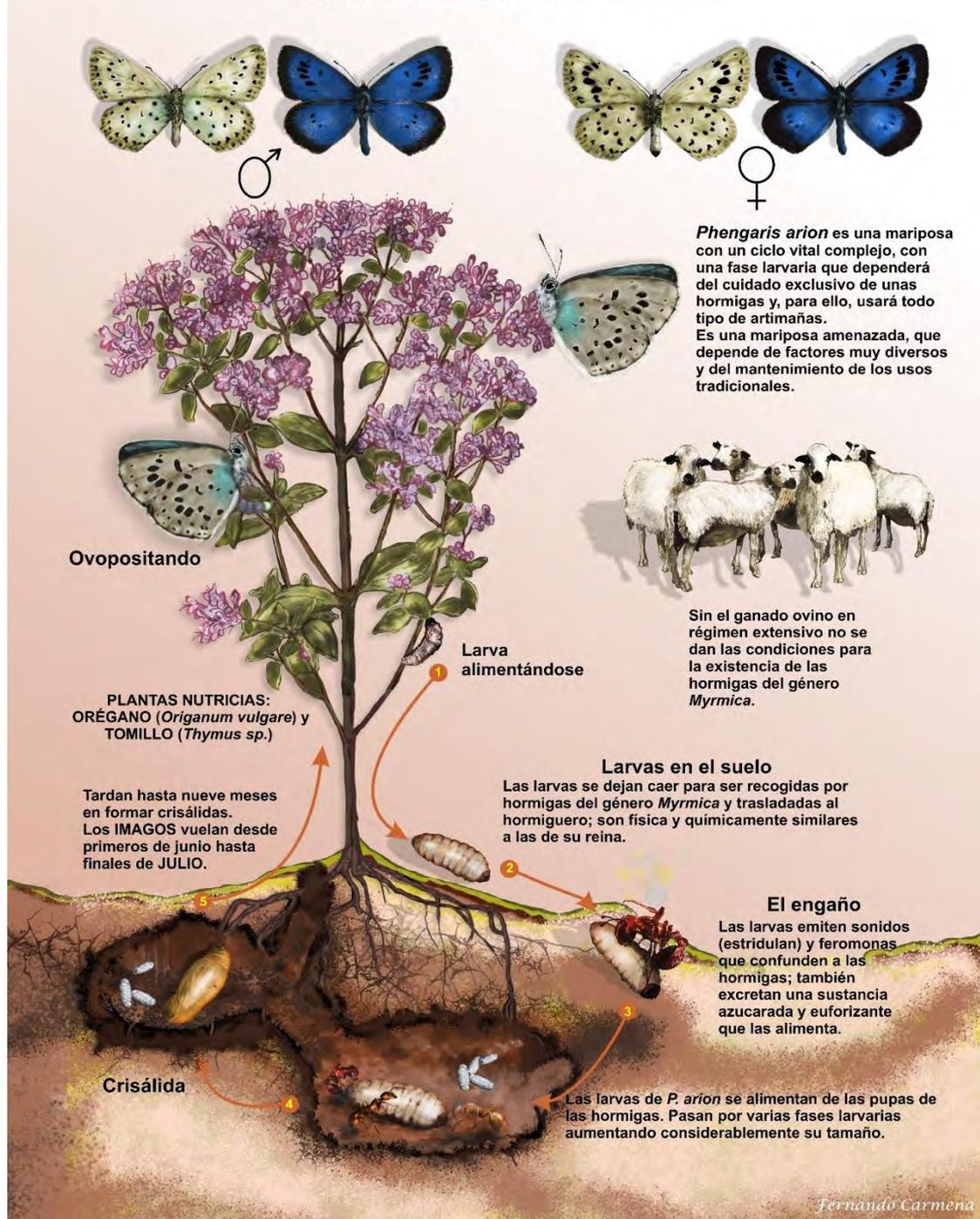


Imagen 2.9

Ciclo vital de *Phengaris arion*. Ilustración: © Fernando Carmena, SARGA – PNOMP.

En el PNOMP 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 detectaba la especie desde hace muchos años siendo la última cita reciente del año 2009 (Murria,

2009) si bien el pasado año se volvió a detectar la especie con el avistamiento de un ejemplar (Jubete, 2022).

Solamente en el núcleo poblacional del valle de Escuaín se ha podido confirmar su presencia reciente desde el año 2007 (Antor et al., 2007a, 2007b; Murria, 2009; Antor et al., 2022), 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 Prepirineo, Sistema Ibérico, Montes Universales, Gúdar-Javalambre, Sistema Central y Sierra Nevada. Los adultos vuelan entre 800 y 3000 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 2.1 Distribución de *Parnassius apollo* en España (Fuente: Romo et al., 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.



Imagen 2.10 Adulto de *Parnassius apollo* (Autor: Nacho Gómez).

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 ha causado a su vez, su desaparición o rarefacción de muchas zonas.



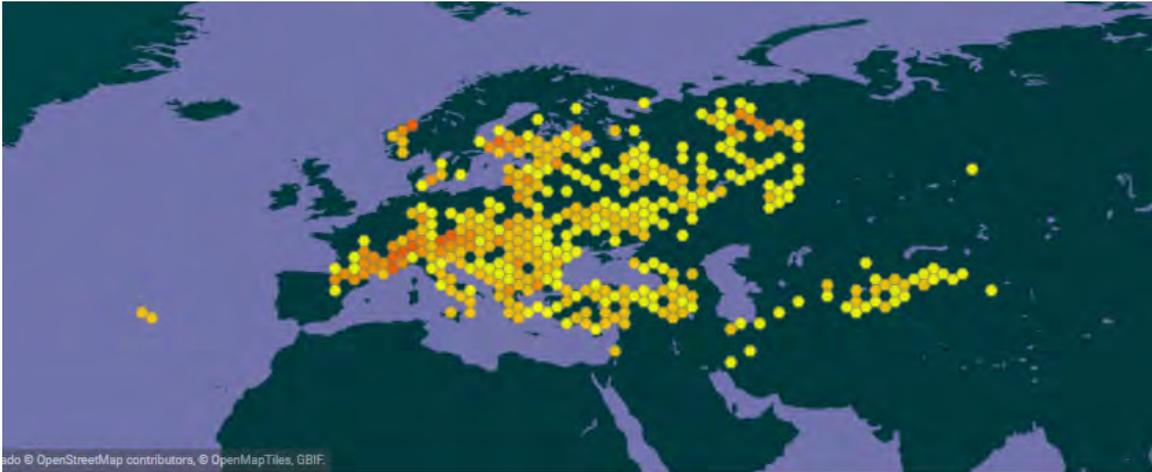
Imagen 2.11 Oruga de *Parnassius apollo* (Autor: Nacho Gómez).

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 Mnemosine (*Parnassius mnemosyne*)

La mnemosine 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).



Mapa 2.2 Distribución de *Parnassius mnemosyne* (Fuente: GBIF (Global Biodiversity Information Facility)).

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.



Mapa 2.3 Distribución de *Parnassius mnemosyne* en España (Fuente: Romo et al., 2012).



Imagen 2.12 Mariposa blanca de Asso, *Parnassius mnemosyne* (Autor: Nacho Gómez).

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 2300m, con un óptimo entre los 1500 y los 2000m (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 METODOLOGÍA

2.4.1 *Mariposa isabelina (Actias isabelae)*

Los núcleos poblacionales de mariposa isabelina en los Pirineos han sido estudiados recientemente por algunos investigadores (Mari-Mena, 2013, 2019). El uso de la feromona y su síntesis en laboratorio (Millar et al., 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 atracción de los machos de la especie.

En los últimos años 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 en teoría 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, ya que 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 avistamientos en este último mes, aunque pueden verse ejemplares desde finales de marzo hasta el mes de agosto (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 comprende, mayoritariamente, los meses de mayo y junio.

Para realizar los muestreos se seleccionan noches templadas, con vientos suaves – ya que 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 PNOMP estuvo condicionada por la presencia de hábitat favorable, en este caso bosques de pino silvestre y/o negral y por la separación mínima entre localidades de muestreo, que tuvo como referencia la distancia apuntada en diversos trabajos, en la que se indica que los machos pueden recorrer, atraídos por la feromona, hasta tres km (Agenjo, 1967; Morichon et al., 2014; Ylla i Ullastre, 1997).

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 *Actias isabellae*, se consideró que lo más adecuado era muestrear de nuevo los mismos puntos con objeto de tratar de asentar la información en esa red de seguimiento, obteniendo nuevos datos para poder establecer comparaciones y tendencias temporales. Este trabajo de seguimiento con el uso de feromona es el que se ha venido realizando en los últimos años, entre 2020 y 2022 por personal de Sarga.

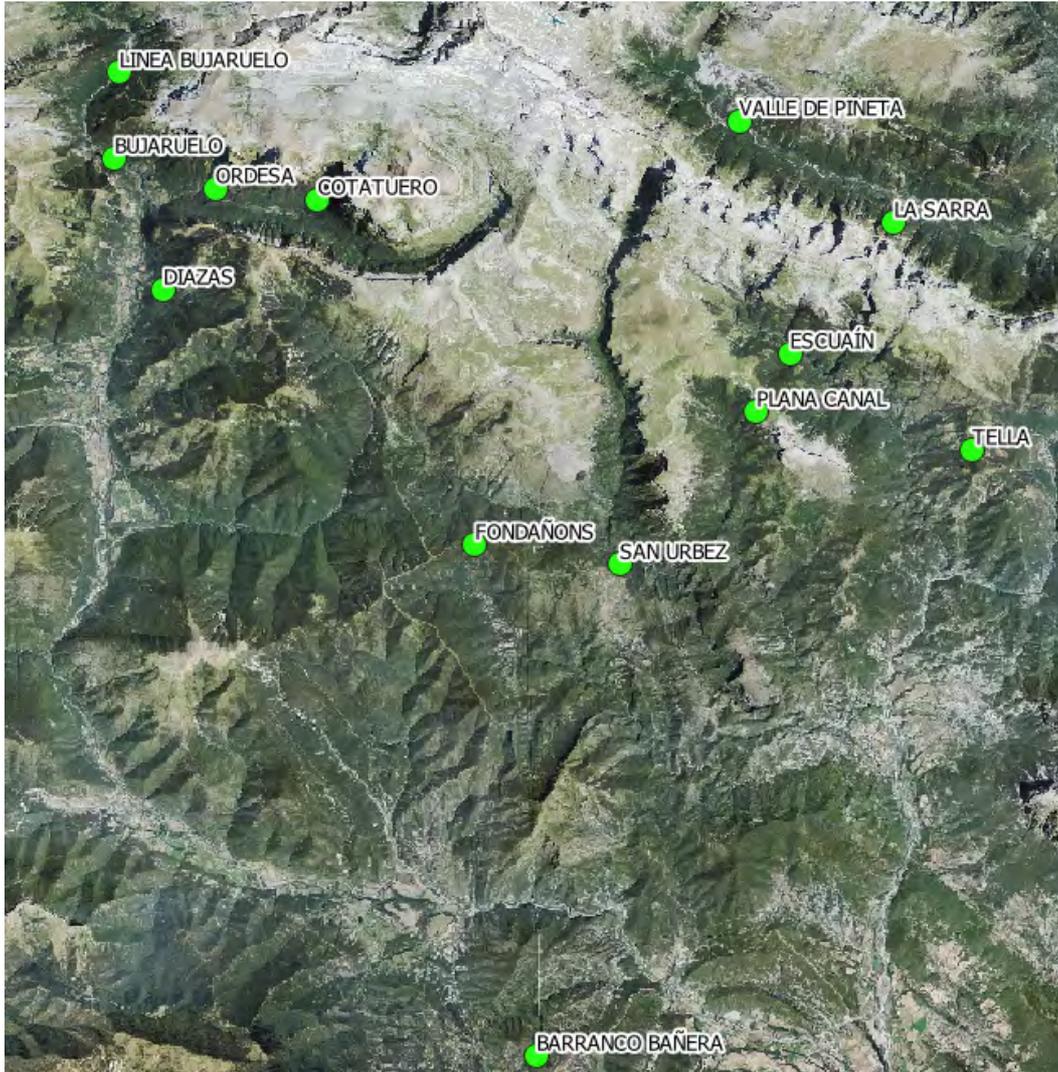


Imagen 2.13 *Izq: Material de muestreo. Dcha: instalación del vial de la feromona en su soporte. (Autor: Fernando Carmena).*

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 conservan en el congelador hasta que vayan a comenzar los trabajos y cuando vayan a utilizarse, se mantienen refrigerados en neveras portátiles hasta la hora del comienzo del muestreo. Finalizado el muestreo se devuelve 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 son 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 seguimiento de la especie en el Parque Nacional y sus alrededores se muestra en el Mapa 2.10. Se procuró realizar los muestreos más o menos en las mismas fechas que el trabajo realizado por Mari-Mena en 2013 para que los resultados fueran más fácilmente comparables.



Mapa 2.4 Red de seguimiento de la mariposa isabelina en el PNOMP (Fuente: elaboración propia).

Dado que la disponibilidad de feromona es muy limitada, el año pasado, se comenzaron a realizar una serie de muestreos con una metodología diferente, basada en el uso de luces (Lepiled) como atrayente. Estos muestreos, que se realizaron en el entorno del Parador de Ordesa permitieron calcular la detectabilidad y la capturabilidad que presenta la especie con la utilización de este tipo de metodologías, lo que, a su vez nos ha permitido comparar los resultados obtenidos con ambas metodologías de trabajo.

Finalizados los muestreos de la red de seguimiento la temporada pasada, este año se propuso continuar mejorando la información sobre la distribución de esta especie realizando nuevos muestreos, que permitieran a su vez, seguir recopilando información sobre la eficiencia y eficacia, de los métodos de seguimiento disponibles.

Para ello, se recopiló la información disponible sobre la distribución conocida de la especie (ver mapa 2.11), se identificaron donde se encontraban los vacíos de información y se propuso el muestreo de una serie de localidades para mejorar dicha información relativa a su distribución.



Mapa 2.5 Distribución conocida de *Actias Isabelae* en el PNOMP y su entorno inmediato. (Fuente: elaboración propia a partir de “Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: invertebrados, promovida por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente”).

Para realizar estos muestreos, se utilizaron ambas metodologías, tanto el uso de feromona como la utilización de luces “*Lepiled*”. *Lepiled* es una lámpara comercial diseñada para el muestreo de lepidópteros nocturnos. Las lámparas son de tipo Led y emiten distintos espectros de luz, que tienen sus mayores picos de emisión en aquellas longitudes de onda a las que los insectos nocturnos presentan mayor sensibilidad (ultravioleta, azul y verde). Las lámparas son ligeras y fácilmente transportables, ocupan poco espacio y se alimentan mediante una serie de “*power-banks*” portátiles.

Cada lámpara presenta un sistema de captura pasivo y una bolsa colectora inferior, donde se van recolectando las mariposas que vienen atraídas por las luces. Las lámparas se instalan sobre la rama de un árbol, en un claro de bosque, a ser posible en un lugar relativamente elevado con respecto a la topografía circundante.

En cada localidad de muestreo se han utilizado dos lámparas *LepiLed Maxi-Switch*, que han estado operativas un par de horas o tres desde el anochecer hasta la medianoche. Los muestreos se han

realizado en las localidades que fueron pre-seleccionadas al comienzo del trabajo y procurando seleccionar noches de temperaturas más suaves y sin precipitaciones ni excesivo viento.

Estos muestreos van a permitir seguir recopilando información relativa a la detectabilidad y la tasa de captura que presentan las trampas, con intención de poder ajustar mejor el esfuerzo de muestreo en futuros seguimientos.



Imagen 2.14

Lámpara LEPILED utilizada durante los muestreos. (Autor: Nacho Gómez).

2.4.2 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 localizar 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 y también, de donde emergen los adultos.

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 2.15 Viejo ejemplar de *Quercus sp.*, ideal para la *Osmoderma eremita* (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico del PNOMP).



Imagen 2.16 Modelo de trampa con colector Crosstrapp Mini, de Econex.

El periodo útil para realizar los muestreos es aquel en el que emergen los adultos, 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 y personal del Parque Nacional 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.

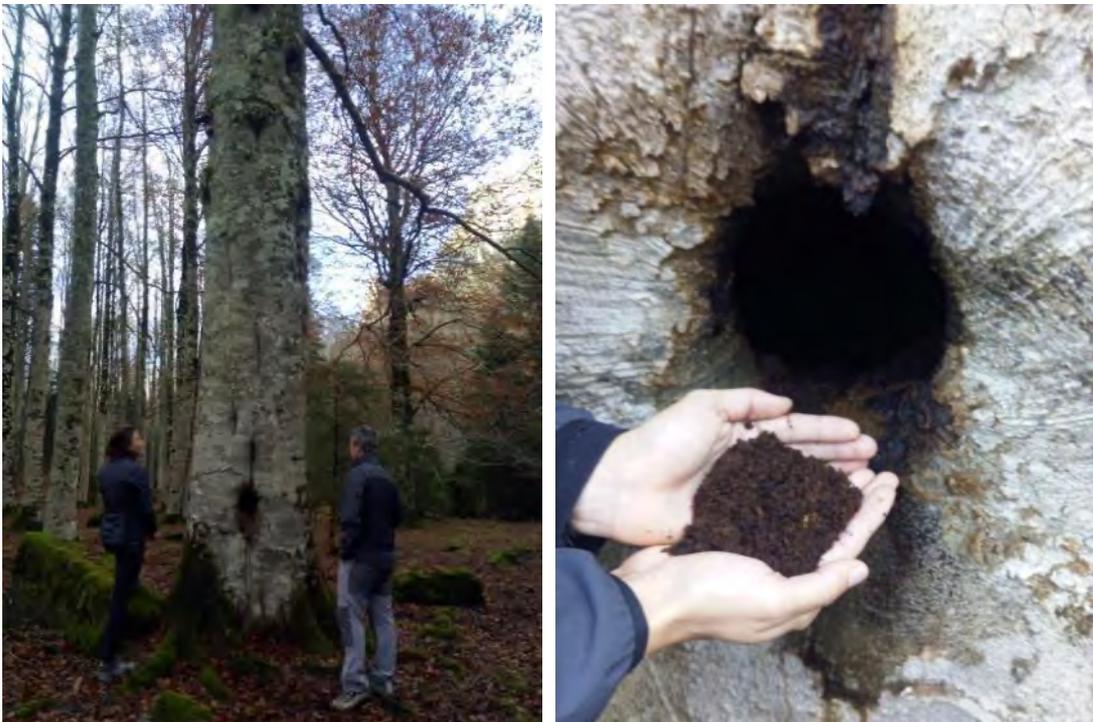


Imagen 2.17 *Izq:* Localización de un haya (*Fagus sylvatica*) con hábitat potencial. *Dcha:* "Mulch" que favorece la existencia de las larvas de la especie (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico del PNOMP)

Toda la información recogida a lo largo de las revisiones de las trampas se fue incluyendo en una APP denominada *Memento*. Se realizaron fotografías de las diferentes especies que fueron capturando las trampas y se recogieron también muestras para ser identificadas posteriormente a la lupa binocular.

2.4.3 *Rosalia (Rosalia alpina)*

Para realizar el trabajo de seguimiento con *Rosalia alpina* en 2023 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 (Jubete 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, 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, 2009b). 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:

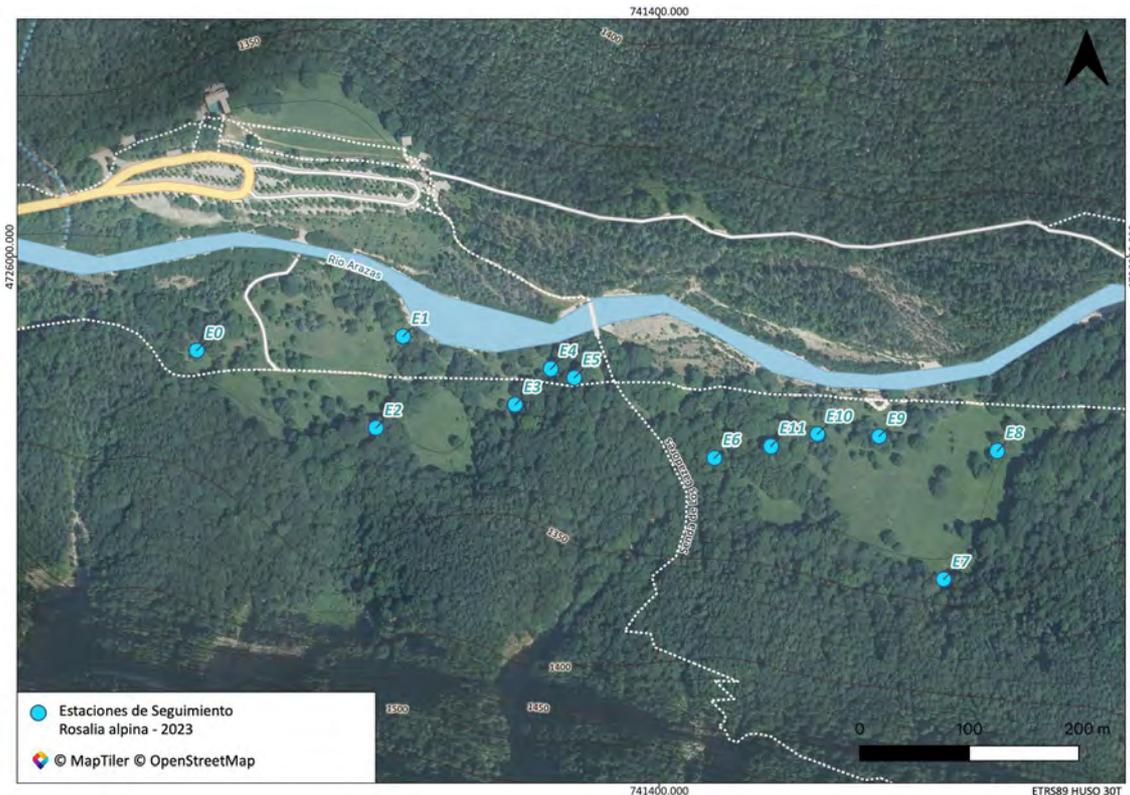
Se proponen métodos de seguimiento diferentes según la abundancia conocida de la especie en cada localidad:

- 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 (Mapa 2.12), con hayas caídas de gran porte o parcialmente en pie y en localizaciones soleadas, lo que es importante para esta especie heliófila.

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...). 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).



Mapa 2.6 Puntos de muestreo de *Rosalia alpina* (2023) en el hayedo maduro del fondo del valle de Ordesa que linda con zonas abiertas con pastos (Fuente: Elaboración Propia).

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). 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, 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 temperaturas menores 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 2.1), permite alcanzar una probabilidad del 95% de detectar 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 (Imagen 2.18).

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).

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

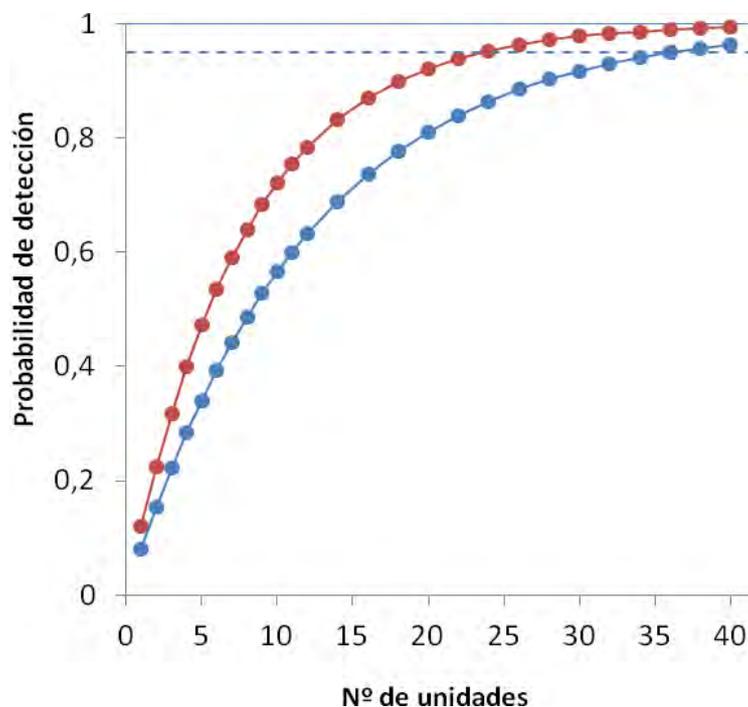


Gráfico 2.1 Relación entre la probabilidad de detección y el esfuerzo de muestreo (número de unidades, elementos estructurales) por localidad para una probabilidad de detección de 0,08 y de 0,12 (líneas azul y roja, respectivamente). La línea discontinua indica la probabilidad de 0,95.

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 2023 en el hayedo de Ordesa, en el paraje conocido como Lañas. El inventario de estaciones de muestreo fue realizado por Fernando 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 (Memento).

Durante los muestreos de este año se ha recopilado información también sobre la presencia de la especie en zonas anejas a la parcela donde se está realizando el seguimiento de la especie. Se han inventariado y cartografiado otras posibles estaciones de seguimiento de la especie, que sería deseable incorporar a la red de seguimiento, además, también se ha comprobado su ausencia reiterada en otras localidades, las cuales sería bueno suprimir del seguimiento en años sucesivos. Con los resultados obtenidos se propondrá a los gestores del PNOMP un reajuste de las estaciones de seguimiento, de cara a próximos años.

Para concluir, técnicos del gobierno de Aragón, Apn's y técnicos de TRAGSATEC han iniciado a su vez, unas acciones de seguimiento de *Rosalia alpina* en otros espacios naturales protegidos de Aragón. La metodología de trabajo también está basada en el muestreo de imagos sobre hábitats favorables, si bien, existen algunas diferencias respecto al esfuerzo de muestreo, ya que Tragsatec ha propuesto 2 minutos por estación de muestreo, y en el seguimiento del PNOMP se invierten 10 minutos. Para valorar que método es más eficiente, este año a mitad de temporada y tras conocer la metodología propuesta por Tragsatec se empezó a recopilar la información de forma separada, apuntando tanto el resultado del muestreo en 2 min como en 10 y se continuará compilando la información de esta manera en próximos años de seguimiento, para poder tomar una decisión en base a los datos obtenidos.

Los ejemplares detectados en las estaciones de seguimiento fueron fotografiados y se fue generando un banco de imágenes con los ejemplares avistados. El patrón de manchas en los pronotos y élitros de cada ejemplar fue comparado posteriormente para diferenciar individualmente los ejemplares.

2.4.4 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, Estaroniello 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.

2.4.5 Mariposa apolo (*Parnassius apolo*)

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*.

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 *shape* para poder trabajar la información sobre un sistema de información geográfica (Q-Gis) y representar cartográficamente los resultados.

2.4.6 Mariposa mnemosine o blanca de Asso (*Parnassius mnemosyne*)

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

Posteriormente se muestrearon aquellas localidades que se encontraron en el Parque Nacional y zonas aledañas, 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 *shape*).

Para el muestreo de imagos de la especie se recorrieron las distintas áreas de estudio a lo largo del periodo de vuelo de la especie. Se realizaron transectos lineales, avanzando a pie a baja velocidad equipados con mangas entomológicas para la captura de los posibles individuos. Se identificaron de visu los ejemplares capturados y se georreferenciaron las localidades que fueron positivas.

2.5 RESULTADOS

2.5.1 Mariposa isabelina (*Actias isabelae*)

Esta temporada 2023 se han realizado una serie de muestreos dirigidos a la detección de mariposa isabelina en el Parque Nacional y su entorno inmediato. El objetivo fundamental este año ha sido completar la distribución conocida de la especie en el territorio mediante la realización de muestreos, tanto con el uso de luces como de la feromona sintética.

Las localidades muestreadas han sido un total de seis; tres de ellas se han muestreado con feromona, otras tres con luces actínicas y una de ellas, ha sido estudiada mediante ambas metodologías.

Tabla 2.2 Localidades de muestreo (ETRS89, Huso 30T), fechas y horario de muestreo y metodología empleada.

Localidad	Fecha	Hora inicio	Hora fin	Metodología	x	y
Buesa	07/06/23	21:30	23:30	Luces actínicas	737663	4720255
Patrón	07/06/23	21:00	23:15	Feromona	743036	4717910
Bco A Fueba	08/06/23	21:45	0:00	Luces actínicas	747041	4719821
San Nicolás de B.	08/06/23	21:30	23:30	Feromona	736971	4730730
Bco A Fueba (bis)	14/06/23	21:15	23:15	Feromona	747041	4719821
Salinas	14/06/23	21:45	23:50	Luces actínicas	766764	4717336
Barrosa	15/06/23	21:45	12:00	Luces actínicas	761064	4733092

Tabla 2.3 Condiciones ambientales durante los muestreos.

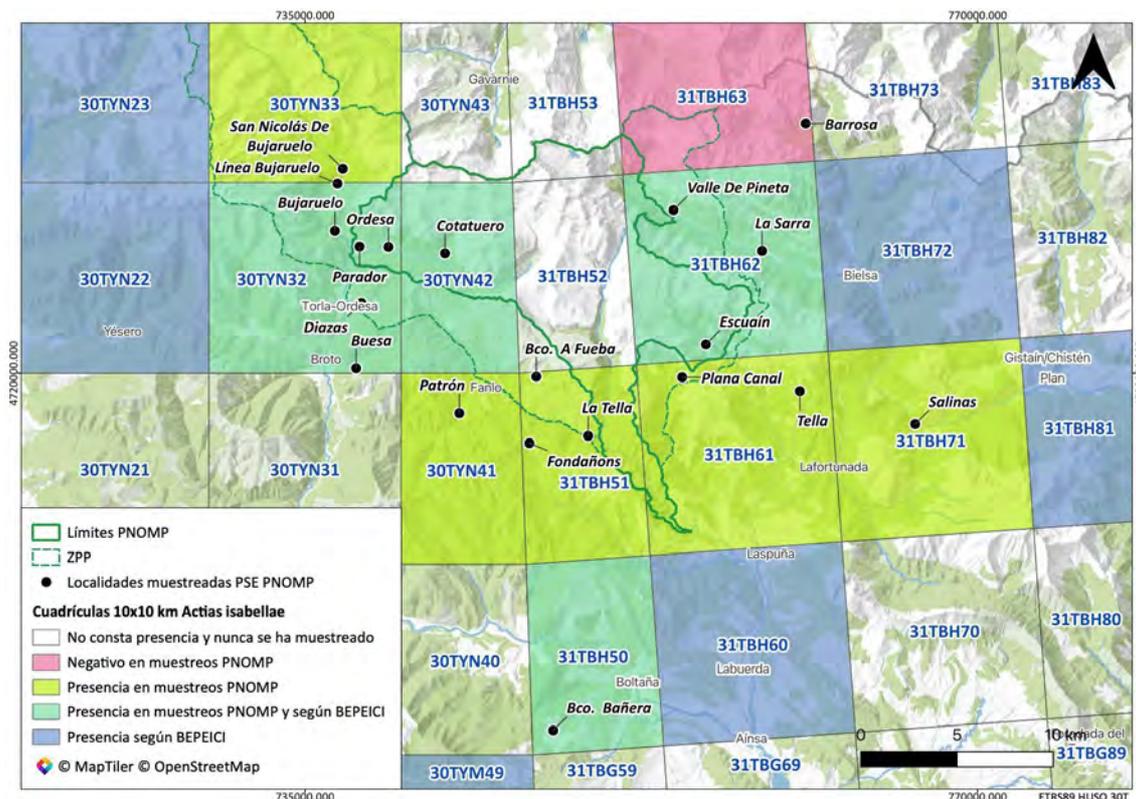
Localidad	Tª inicio	Tª fin	% humedad inicio	% humedad fin	Viento
Buesa	16	11,5	70	99	Brisa suave
Patrón	14,1	12	93	99	Brisa suave
Bco A Fueba	13,9	11	75,2	77,8	Sin viento durante todo el muestreo
San Nicolás de B.	14,2	12	90	99	Sin viento durante todo el muestreo
Bco A Fueba (bis)	14,5	12,5	47	47	Viento en calma y brisa suave al inicio del muestreo y poco después rachas de 4 m/s
Salinas	14,1	8,4	76	94	Viento leve (3 km/h)
Barrosa	16	11,5	70	99	Brisa suave

Tabla 2.4 Hábitat en las localidades y resultados de capturas

Localidad	Hábitat	Nº capturas	Observaciones
Buesa	Pinar <i>Pinus sylvestris</i> , barranco con bosque mixto de <i>Salix elaeagnos</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Acer spp.</i> , etc.	3	3 ejemplares, dos hembras y un macho
Patrón	Bosque mixto (<i>P. sylvestris</i> , <i>Abies alba</i> , <i>Acer sp</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Tilia platyphyllos</i> ...)	4	5 machos observados, 4 capturados
Bco A Fueba	Pinar joven de pino silvestre, con boj y erizón	0	
San Nicolás de Bujaruelo.	Pasto y boj, laderos bosque mixto haya, abeto y pino silvestre	2	Dos machos, uno de ellos lo capturamos, otro vemos volar pero no logramos capturar
Bco A Fueba (bis)	Pinar joven de pino silvestre, con boj y erizón	2	Dos machos
Salinas	Pinar <i>Pinus sylvestris</i>	1	1 hembra
Barrosa	Pinar <i>Pinus sylvestris</i> y pinar <i>Pinus uncinata</i>	0	

El 100% de las localidades muestreadas con feromona detectaron la especie en la primera noche de muestreo mientras que, con el uso de luces actínicas, se pudo comprobar la presencia en el 50% de las localidades con una noche de muestreo (detectabilidad= 0,5), confirmando que la feromona sigue siendo el método más eficiente.

Estos muestreos han permitido confirmar la presencia de la especie en nuevas cuadrículas de 10x10 km como son 30TYN33, 30TYN41, 31TBH51, 31TBH61 y 31TBH71 mejorando y completando la distribución conocida de la especie en la ficha de la *mariposa isabelina* a su vez recogida en: “*Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: invertebrados*, promovida por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente).



Mapa 2.7 Cuadrículas de 10x10 km de lado con presencia de *Actias isabellae* en el entorno del PNOMP. Se muestran las cuadrículas en las que se conocía la presencia de la especie según el trabajo "Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados" (BEPEICI) y las cuadrículas en las que se ha constatado la presencia en los muestreos realizados en el Programa de Seguimiento Ecológico del PNOMP (PSE-PNOMP). Fuente: Elaboración propia.

Habría que insistir en próximos años en detectar la especie en las cuadrículas del entorno del PNOMP en las que no hay datos disponibles todavía: Broto (30TYN31), Nerín en La Estiva (31TBH52) y Barrosa (31TBH63).

Si se revisan todos los muestreos históricos que llevamos hecho en los últimos años, mediante las dos metodologías de muestreo estudiadas, se obtiene que:

- Luces actínicas 2022-2023. De las once noches de muestreo invertidas en un total de ocho se ha conseguido detectar la especie (detectabilidad 0,73).
- Feromona 2020-2022 De las catorce noches de muestreo invertidas con feromona un total de 12 se ha conseguido detectar la presencia de la especie (detectabilidad 0,86).

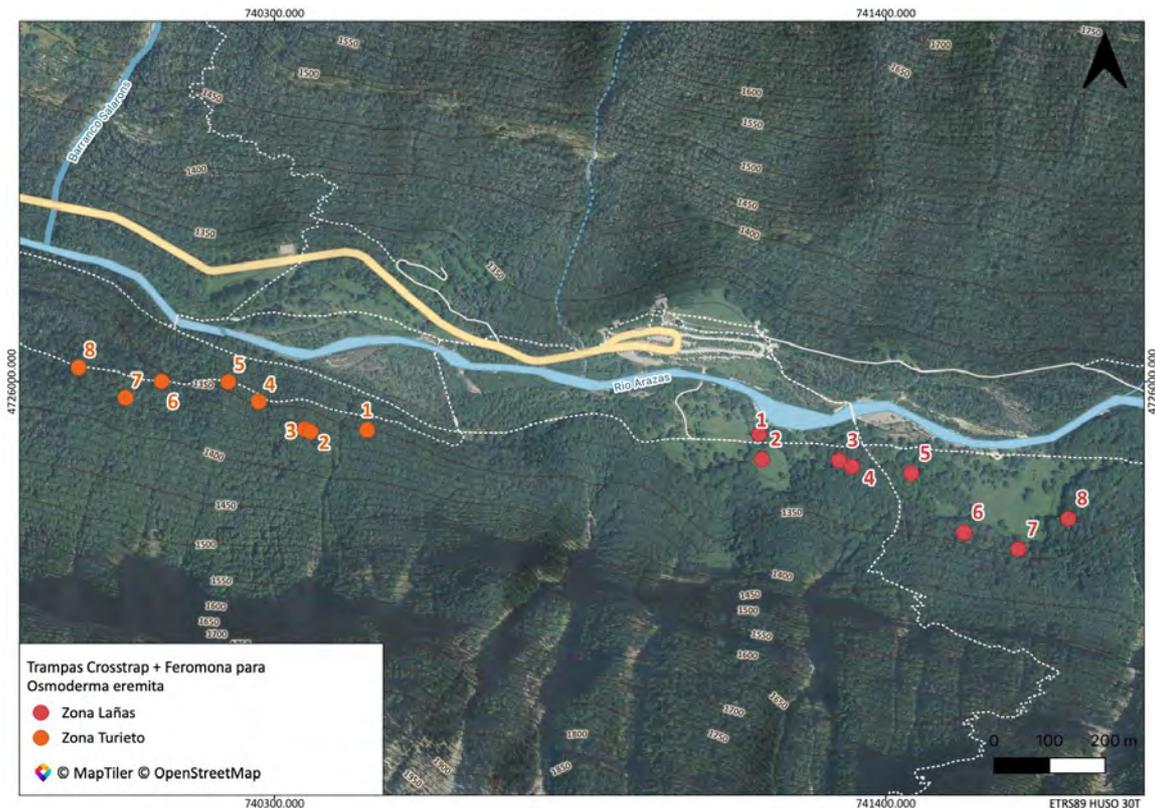
Con las pruebas piloto de seguimiento realizadas hasta la fecha, la metodología de la feromona parece algo más sensible para detectar la especie, aunque la metodología basada en luces, también ofrece una elevada detectabilidad. También se podría valorar el uso de más lámparas por localidad con el objetivo de mejorar la detectabilidad de la especie.

2.5.2 *Osmoderma eremita*

Los muestreos de *Osmoderma eremita* se han llevado a cabo en el valle de Ordesa, en dos parajes distintos: Lañas y Turieto. En las parcelas de trabajo aparecen abundantes hayas maduras y con grandes oquedades.

Para realizar los muestreos se han utilizado dos grupos formados por ocho trampas de interceptación, cebadas con feromona de la especie, que han sido dispuestas a lo largo de un transecto más o menos lineal, atravesando las parcelas de estudio.

Además, en la parcela de Lañas, se instalaron también ocho trampas de caída (“pit-fall”), enterradas en el “mulch” en las cavidades que presentaban las hayas.



Mapa 2.8 Ubicación de las trampas en el valle de Ordesa en Turieto (naranja) y Lañas (rojo). Fuente: Elaboración propia.

Las trampas fueron instaladas el día 4 de julio y se mantuvieron operativas hasta el 1 de agosto, fecha en la que fueron retiradas. La feromona que se utilizó como atrayente fue renovándose semanalmente. El esfuerzo de muestreo con las trampas de interceptación fue de 464 jornadas-trampa. El esfuerzo de muestreo con las trampas de caída fue de 194 jornadas-trampa.

En el documento de anexos II \ capítulo 2, se incluye la tabla Excel con los resultados de las revisiones de las trampas. Desafortunadamente, ni en las trampas de interceptación ni en las de caída se pudo detectar la presencia del escarabajo eremita.

En las trampas de interceptación, se detectó la presencia de especies pertenecientes al orden Coleóptera (Fam. Curculionidae, Fam. Coccinellidae, Fam. Cerambycidae, Fam. Elateridae, Fam. Cicindelidae y Fam. Lucanidae).

También se capturaron otras especies pertenecientes a la Clases Arachnida (O. Pseudoscorpionida; O. Araneae, O. Opiliones), Collembola y Crustacea (Orden Isopoda) y dentro de la clase Insecta a los Ordenes Homóptera (Fam. Cicadidae), Heteróptera (Fam. Pentatomidae), Himenóptera (Fam. Vespidae, Fam. Ichneumonidae, Fam. Formicidae), Lepidóptera (Rhopalocera y Heterocera), Díptera (Fam. Tipulidae, Fam. Syrphidae), Neuróptera y Mecóptera.

Por otro lado, en las trampas de caída o pit-fall, también se capturaron abundantes coleópteros (Fam. Geotrupidae, Fam. Carabidae, Fam. Scarabeidae, Fam. Staphynilidae, Fam. Elateridae, Fam. Lucanidae).

También se capturaron otras especies pertenecientes a la Clase Gastropoda (Fam. Limacidae y Fam. Discidae), al Subphyllum Myriapoda (Clase Diplopoda) y de las Clases Arachnida (O. Araneae, O. Opiliones) y Crustacea (Orden Isopoda) y dentro de la clase Insecta a los Ordenes, Himenóptera (Fam. Vespidae, Fam. Formicidae), Lepidóptera (Heterocera, Fam. Erebididae), Díptera (Fam. Tipulidae, Fam. Syrphidae) y Orthoptera.

Se ha creado una carpeta con un archivo fotográfico de las especies que se han ido identificando a lo largo de los muestreos. Esta carpeta se incluye en el anexo II \ capítulo 2.

Tabla 2.5 Especies de coleópteros trapeadas en los muestreos de *O. eremita* a) *Carabus splendens*, b) Geotrupidae, c) *Gnorimus nobilis*, d) *Abax paralelepipedus*, e) Fam. Cleridae, f) Fam. Elateridae, g) Fam. Curculionidae, h) *Otiorhynchus singularis* i) *Synodendron cylindricum*, j) *Mesosa nebulosa*, k) *Ampedus sanguineus*, l) Gen. *Polydrusus*



Tabla 2.6 Especies de coleópteros trapeadas en los muestreos de *O. eremita* a) *Cl. Arachnida*, b) *Speyeria aglaja*, c) *Noctua pronuba*, d) Fam. Noctuidae e) Gen. *Catocala*, f) *Apatura iris*, g) *Sphinx pinastri*, h) Fam. Syrphidae, i) *Miris striatus*, j) Fam. Discidae, k) *O. Isopoda* l) *Lampyris noctiluca*



2.5.3 *Rosalia alpina*

El seguimiento de la especie se ha realizado en las 12 estaciones seleccionadas en anteriores temporadas y situadas en el valle de Ordesa. Estas estaciones han sido muestreadas 13 veces a lo largo de la temporada, en el periodo comprendido entre el 4 de julio y el 25 de agosto. En cada estación se ha invertido un esfuerzo de 10 minutos cada día de muestreo. El esfuerzo de muestreo ha sido de 26 horas de muestreo y se han logrado detectar un total de 29 ejemplares de *Rosalia alpina*.

Los primeros tres muestreos realizados en el mes de julio fueron negativos (el año pasado se observaron a finales de junio imagos de la especie) y empezaron a detectarse a mediados de mes y ya de forma continua hasta finales del mes de agosto.

A principios de septiembre y ya fuera de las acciones de seguimiento, se recopilaban bastante ejemplares muertos en el entorno, indicando más o menos cual es el periodo útil de los muestreos.



Mapa 2.9 Ubicación de las estaciones de seguimiento de *Rosalia alpina* (Fuente: elaboración propia)

De las doce estaciones muestreadas este año en un total de ocho se ha detectado presencia de la especie (66,6% ocupación). El mínimo de ejemplares detectado en una estación ha sido de 1 (E8) y el máximo ha sido de 2 (E7, E9, E10). Por otro lado, la estación que ha concentrado el mayor número de avistamientos de la temporada ha sido E10, con siete avistamientos seguida de las estaciones E1 y E9 con seis avistamientos.

En la tabla siguiente se sintetiza cómo se ha producido el número de avistamientos a lo largo de la temporada en las estaciones definidas para el seguimiento de la especie. Se representa a su vez en el siguiente gráfico el total de individuos cada jornada de muestreo, así como el número total acumulado a lo largo de la temporada.

De los 30 imagos detectados, 12 fueron hembras y 18 machos. En la última visita, se detectó también un ejemplar muerto reciente, que no se ha contabilizado en la tabla general que se muestra a continuación.

Tabla 2.7 Resultados del seguimiento de *Rosalia alpina*. *Ejemplar encontrado muerto.

04/07/23	E0	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
04/07/23												
07/07/23												
10/07/23												
14/07/23		+(1)									+(1)	
18/07/23		+(1)							+(1)	+(1)		
20/07/23		+(1)								+(1)	+(2)	
25/07/23		+(2)										+(1)
27/07/23										+(2)	+(2)	
01/08/23					+(1)							
04/08/23					+(1)							
08/08/23	+(1)	+(1)						+(1)			+(1)	
11/08/23								+(1)			+(1)	
18/08/23	+(1)							+(2)				
25/08/23										+(2)	+(1)*	

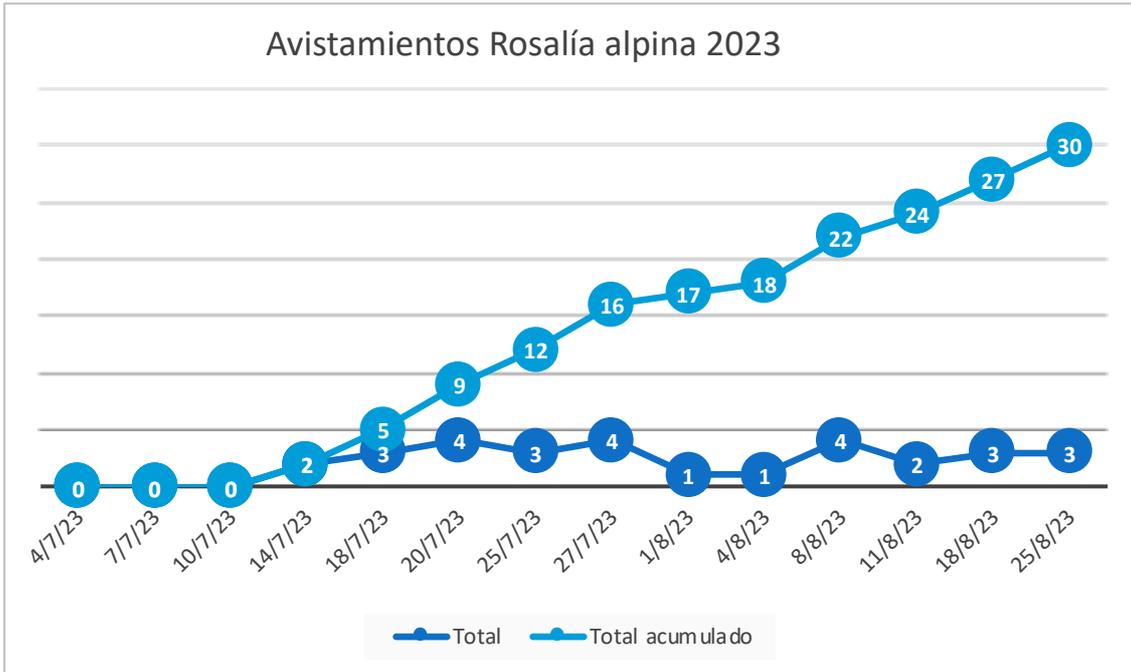


Gráfico 2.2 Avistamientos de *R. alpina* en acciones de seguimiento de la especie

En el siguiente gráfico, se representa cual han sido los resultados de avistamientos registrados durante el seguimiento efectuado 2023, con la información segregada por sexos. Los ejemplares machos fueron los primeros en aparecer en la presente temporada.

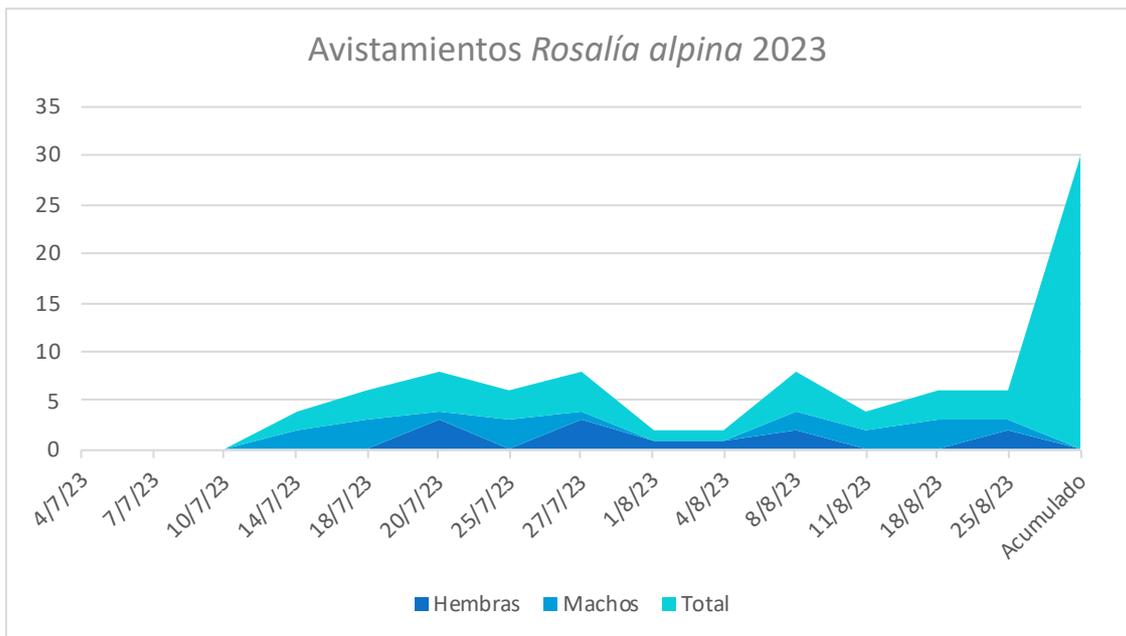


Gráfico 2.3 Avistamientos de *R. alpina* por sexos, en las acciones de seguimiento de la especie

En la siguiente tabla se muestran sintéticamente los resultados recogidos en el mes de agosto tras hacer una pequeña modificación en el seguimiento, consistente en separar la información de los muestreos de las estaciones en 2 y 10 minutos respectivamente, tras conocer la metodología de seguimiento que había propuesto Tragsatec. En rojo se destacan los avistamientos producidos en los dos primeros minutos de muestreo y en negro los resultados de avistamientos en 10 minutos.

Tabla 2.8 Resultados del seguimiento de *R. alpina*.

Estación- Fecha	E0	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
01/08/23					+ (1)							
04/08/23					+ (1)							
08/08/23	+ (1)	+ (1)						+ (1)			+ (1)	
11/08/23								+ (1)			+ (1)	
18/08/23	+ (1)							+ (2)				
25/08/23											(1+1)	

De la interpretación de los resultados, puede observarse como de los trece avistamientos, sólo cinco se produjeron en los dos primeros minutos de seguimiento, lo que supone cierta pérdida de información (61,53% de pérdida) con respecto a la recogida si se invierten los 10 minutos de búsqueda por localidad sugiriendo, con los pocos datos disponibles hasta la fecha, que es relevante muestrear esos 10 minutos por localidad. En este sentido, es importante indicar que la mayoría de estaciones definidas presentan un considerable volumen de material leñoso a revisar, no pudiéndose completar el muestreo adecuadamente en los 2 minutos propuestos por lo que se propondrá continuar con los 10 minutos por localidad (independientemente y como este año, se continuará cogiendo la información, de los dos primeros minutos, para poder aportar este dato de forma homogénea a cómo se está recogiendo en otras localidades de estudio fuera del PNOMP).

Durante los muestreos se han realizado fotografías en detalle, siempre que ha sido posible, a los ejemplares en visión sagital, para que se observe el patrón de manchas oscuras en élitros y pronoto y con intención de poder identificarlos individualmente. Las fotografías de los ejemplares se han recopilado en un archivo *power-point* para revisarlas en detalle. En este mismo *power-point* también se han ido compilando citas de avistamientos de otros autores conforme se han ido produciendo, tanto fuera como dentro de la red de seguimiento. En el anexo II\capítulo 2 se adjunta el archivo *rosalia_23.ppt* que recopila dichos resultados



Imagen 2.5 Fotografías de 23 ejemplares de *Rosalia alpina* observados durante las acciones de seguimiento en la temporada 2023 (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico del PNOMP)

En la siguiente tabla, se apuntan los resultados de ocupación recopilados en las estaciones objeto de seguimiento de la especie. Las estaciones ocupadas habría que mantenerlas en las acciones de seguimiento mientras que aquellas otras que han salido desocupadas, podrían eliminarse, e incorporar nuevas, que puedan aportar más y mejor información para el seguimiento. Ocho de las doce localidades estudiadas se han mostrado ocupadas por la especie en la presente temporada, mejorando significativamente los resultados obtenidos en anteriores años. Se propone eliminar las estaciones 5 y 6 al no ser adecuadas ya para la presencia de la especie.

Las estaciones de seguimiento van evolucionando con respecto al tiempo, un árbol recién caído no se coloniza inmediatamente por *Rosalia alpina*, ya que tienen necesidad de que haya grietas en el tronco donde puedan ovopositar las hembras. También puede influir mucho el soleamiento que presenten los troncos, no siendo muy favorables aquellos que quedan en zonas más umbrías (por lo general al crecer la vegetación de los alrededores evita la insolación) y, por otro lado, la colonización posterior de la madera por briófitos, líquenes y hepáticas también puede afectar negativamente a la ovoposición y por tanto a la ocupación de la estación.

Tabla 2.9 Resultados de ocupación de *Rosalía alpina* en las estaciones de seguimiento

Estación	2021	2022	2023	Propuesta gestión
Ordesa 0		Ocupado	Ocupado	Mantener estación de seguimiento
Ordesa1	Ocupado		Ocupado	Mantener estación de seguimiento
Ordesa2				Mantener estación de seguimiento
Ordesa3				Mantener estación de seguimiento
Ordesa4			Ocupado	Mantener estación de seguimiento
Ordesa5				Eliminar estación de seguimiento
Ordesa6				Eliminar estación de seguimiento
Ordesa7		Ocupado	Ocupado	Mantener estación de seguimiento
Ordesa8		Ocupado	Ocupado	Mantener estación de seguimiento
Ordesa9			Ocupado	Mantener estación de seguimiento
Ordesa10		Ocupado	Ocupado	Mantener estación de seguimiento
Ordesa11		Ocupado	Ocupado	Mantener estación de seguimiento

Además, se propone incluir nuevas estaciones de seguimiento, próximas a las actuales y en las que se ha podido comprobar la presencia de la especie esta temporada, con avistamientos abundantes, señalar al menos 17 avistamientos de ejemplares (9 fotografiados) aportados por la guardería del Parque (J. Barrio com. Pers.) que podrían coincidir o no con otros 20 avistamientos más, realizados en la jornada del 11 de agosto, en la que nos acompañó Fernando Jubete en torno a las estaciones 16 y 17.

Tabla 2.10 Propuesta de inclusión de nuevas estaciones de seguimiento para 2024

Estación	x	y	Avistamientos 2023 APN's/Sarga	Propuesta gestión	Estacion
Ordesa 12	741741	4725895	Sin presencia	Incluir estación	Dos troncos tumbados y uno en pie
Ordesa13	741771	4725879	1 H (J. Barrio)	Incluir estación	Muerto en pie
Ordesa14	741786	4725854	2M, 2 H (J. Barrio) 5 ind (Sarga)	Incluir estación	Árbol casi muerto en pie y ramas
Ordesa 15	742065	4725633	1M, 1 H	Incluir estación	Tronco grande caído
Ordesa 16	742163	4725649	Sin presencia (11 Sarga)	Incluir estación	Un tronco bueno y otro ya pasado
Ordesa 17	742196	4725698	Hasta 7 ejemplares vivos, 1 muerto 9 ind (Sarga)	Incluir estación	Muerto en pie, tronco doble

Respecto al número de localidades definitivo a muestrear, convendría hacer para el año que viene un mínimo de 15 estaciones, yendo un poco en línea con la metodología propuesta por los técnicos de Tragsatec y del G. de Aragón, para el resto de localidades en los que se va a muestrear esta especie en Aragón.



Imagen 2.18 Ejemplares observados y fotografiados en 2023 en torno a estaciones propuestas 16 y 17.



Imagen 2.19 Ubicación de estaciones de seguimiento de *Rosalia alpina* en el valle de Ordesa. En amarillo se señalan las nuevas incorporaciones a la red (Fuente: Elaboración propia)

Para concluir, se sintetiza en la siguiente tabla los resultados de avistamientos de *Rosalia alpina* producidos a lo largo de las cinco últimas temporadas de seguimiento y el esfuerzo invertido cada año en su búsqueda:

Tabla 2.11 Síntesis de acciones de seguimiento de *Rosalia alpina* en el valle de Ordesa.

Año	Nº Muestréos	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
2023	306	12	29	Ordesa 0, Ordesa 1, Ordesa 4 Ordesa 7, Ordesa 8, Ordesa 9, Ordesa 10 y Ordesa 11

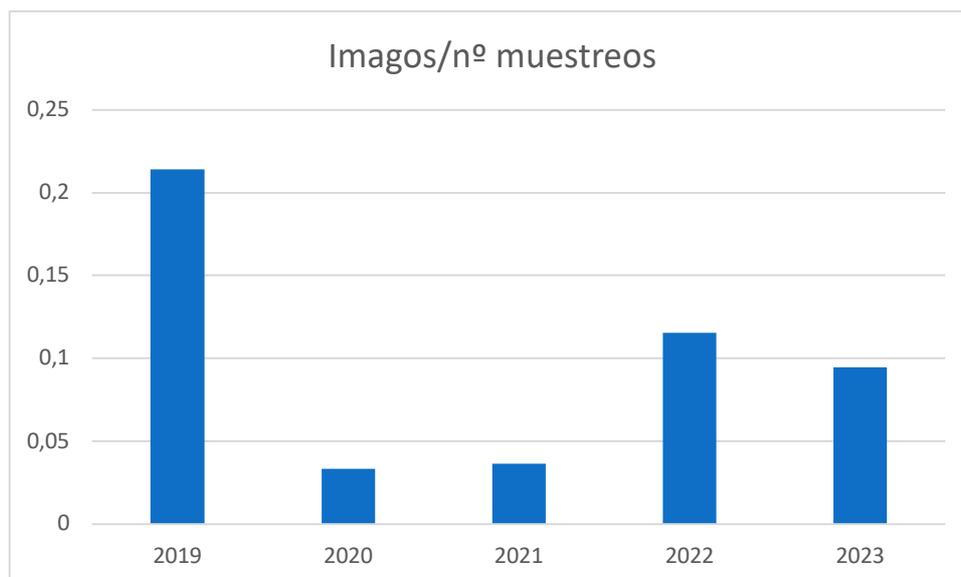


Gráfico 2.4 Imagos observados/nº muestreos efectuados en periodo 2019-2023

Estos primeros resultados no son muy comparables, ya que las estaciones de muestreo y el esfuerzo invertido cada año ha sido diferente por ello conviene acabar de definir cuanto antes las estaciones que van a conformar la red de seguimiento y repetir éstas, de año en año en una serie larga de tiempo. No obstante, cabe esperar que en el futuro habrá que ir, eliminando otras estaciones e incorporando nuevas, en función de cómo vayan evolucionando las mismas.

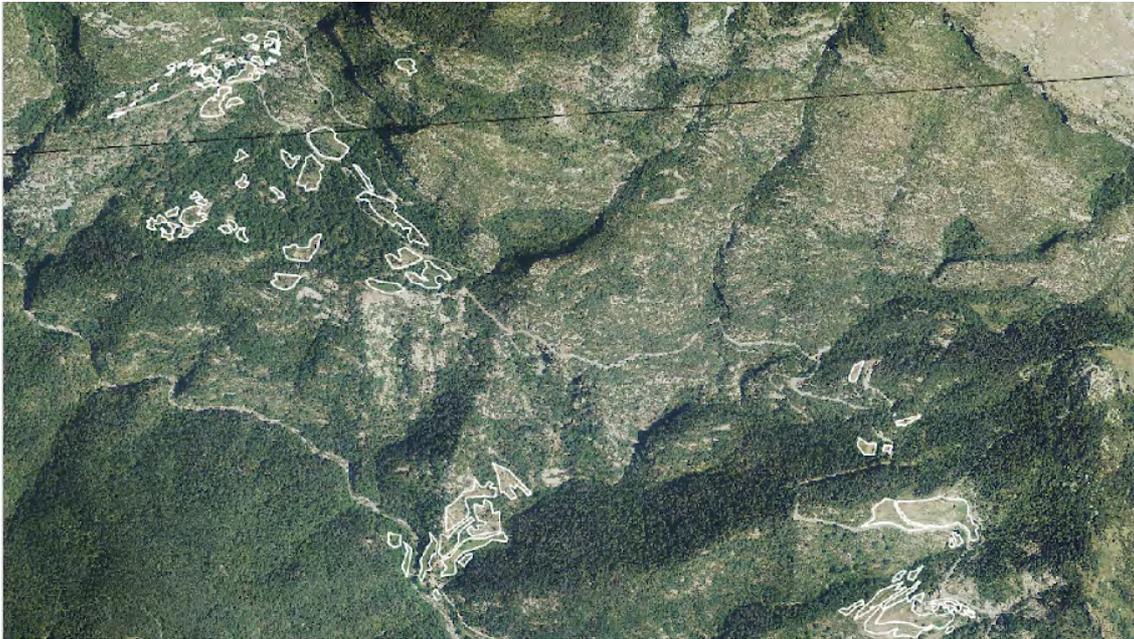
2.5.4. *Phengaris arion*

Se ha continuado las labores de cartografiado iniciadas la temporada pasada, completando la información en las distintas parcelas que constituyen los hábitats de *Phengaris arion* en el valle de Escuaín. El área de estudio ha estado comprendida entre las localidades de Estaroniello-Lamiana y Rebillá.

En los muestreos se ha recopilado, georreferenciado y generado coberturas espaciales con información sobre la presencia y abundancia de la planta nutricia, el orégano, así como también recopilando información sobre el estado de los pastos (dominancia de especies, fenómenos de matorralización, altura de los pastos, carga ganadera, posibilidades de restauración ecológica...).

Estas parcelas se encuentran bajo el límite forestal (altitudes), y han sido mantenidas históricamente para usos agro-ganaderos mediante aperturas de claros y aterrazamientos en las laderas para generar zonas de pastos para el ganado o para plantar centeno, lentejas, patatas... pero el abandono precisamente de estos usos agro-ganaderos en la zona lo que está provocando

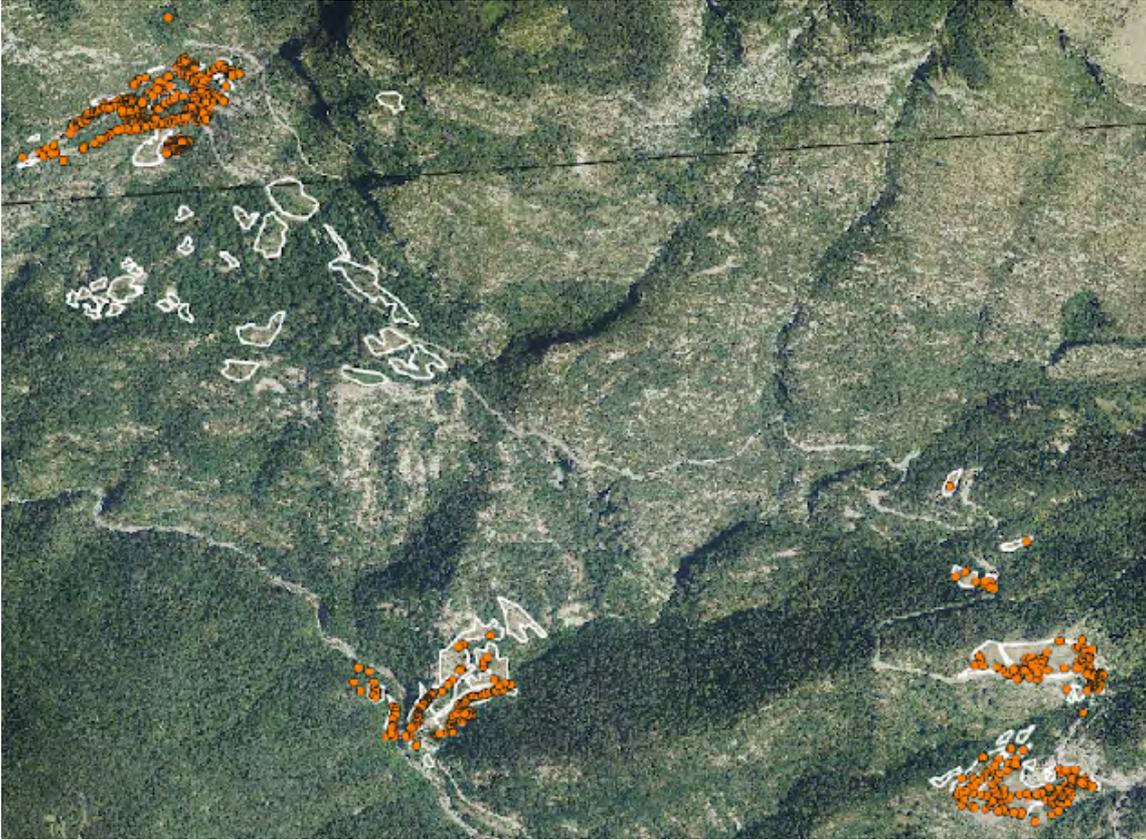
es que todas estas zonas se vayan perdiendo, devoradas por zarzas, aliagas, prunus, enebros, o ya directamente se colonice con matorral tipo boj y pinos o fresnos, entre otras especies vegetales. La pérdida de estos medios abiertos está conllevando a la desaparición de su biodiversidad asociada.



Mapa 2.10 Parcelas con posible hábitat potencial para *Ph. arion* en el valle de Escuaín entre Lamiana y Rebilla (Fuente: elaboración propia)

Aún se conservan varios ganados en la zona, de oveja (800) y cabra (130) fundamentalmente y de bovino (35 vacas) (Fuente: REGA-Aragón: cartillas ganaderas Tella-Sin actualizados agosto 2023), que está todo el año, recorriendo el puerto de Rebilla en libertad. En invierno bajan a los prados en torno a Lamiana, Rebilla y Estaroniello, teniendo varios abrigos donde pasan la noche. Son estos ganados los que están manteniendo abiertos estas pequeñas zonas de pastos, si bien la presión ganadera no es muy fuerte y la vegetación continua su sucesión natural, por lo que muchas de las parcelas de estudio se han visto muy colonizadas por vegetación arbórea (pe parcelas próximas a la localidad de Rebilla) o queda ya muy poca superficie de pastos (pe Estaroniello).

En cualquier caso y hoy en día, el orégano se distribuye ampliamente y de forma abundante en las parcelas estudiadas. En la orto-imagen siguiente puede observarse las parcelas estudiadas y la presencia de orégano en ellas.



Mapa 2.11 Georreferenciación de planta nutricia en las parcelas seleccionadas (Fuente: Elaboración propia).

En la siguiente orto-imagen se muestra una primera evaluación de las parcelas objeto de estudio, en función de la abundancia de nutricias y del grado de matorralización que presentan. Para cada parcela se ha incluido información sobre las posibilidades de gestión /recuperación de los hábitats abiertos, necesarios para la presencia y/o mantenimiento de los núcleos poblacionales de la planta nutricia. De esta información, se propondrán las parcelas que van a ser objeto de clareos/desbroces en los próximos años y que grado de intervención se va a llevar en cada una de ellas (especies objetivo de los desbroces e intensidad de trabajo).

Las partidas económicas destinadas a los desbroces permiten contratar a una cuadrilla de cuatro personas durante 12 jornadas en 2024 y un esfuerzo similar para 2025, por lo que se estima que las superficies de actuación serán ligeramente superiores a 1 Ha cada año de trabajo.



Mapa 2.12 Valoración del estado de la planta nutricia y grado de matorralización en las distintas parcelas de cara a la propuesta de las actuaciones de gestión a realizar en próximos años (Fuente: Elaboración propia)

2.5.5. *Parnassius apollo*

Por un lado, se han continuado los muestreos de plantas nutricias (*Sedum spp*), que se iniciaron en la temporada pasada. Este año se han muestreado zonas en el valle de Otal (Bujaruelo), en el valle de Pineta (circo y valle de Lalarri), en el valle de Ordesa y en los barrancos de Caldaruelo (Ballibió) y Pardina (Añisclo).

La información se ha recogido a lo largo de muestreos diurnos a pie, en los que se han recorrido superficies potenciales del hábitat donde vive *Sedum spp* y sobre los que se ha ido recogiendo información sobre su distribución y abundancia. Con la ayuda de un GPS se ha ido georreferenciando la información y posteriormente con esa información se han generado las correspondientes coberturas espaciales y la cartografía asociada (ver anexo cartográfico en Capítulo 2). Estos muestreos, han permitido también buscar orugas de la especie, si bien desafortunadamente, no se ha conseguido detectar en las zonas muestreadas.

Por otro lado, se han realizado una serie de muestreos en el mes de junio y julio, dirigidos a detectar la presencia y abundancia de imagos de la especie. Estos transectos se han realizado en el valle de Otal (2) y en la pista que va desde Nerín a Cuello Arenas.

- **23/06/2023:** Primera mitad valle de Otal desde el collado de Otal. Inicio muestreo 11:02, Fin muestreo 16:58; 2 personas. Día soleado y sin viento. Presencia escasa de *Sedum* spp en el fondo del valle, siempre apareciendo en torno a afloramientos rocosos sobre las laderas. En los transectos se captura un ejemplar de mariposa apolo (12:35; h=1.597m) y otro de Mnemosine (12:46; h=1598m). Abundantes piéridos en el recorrido, en especial *Aporia crataegi*. Otras especies observadas fueron *C.croceus*, *P.brassicae*, *P. nappi*, *G. rhamni* y *V.atalanta*.



Imagen 2.20 Ejemplar de *P. apolo* en el primer transecto realizado en el valle de Otal (Bujaruelo). Autor: Nacho Gómez.

- **27/06/2023:** Se vuelve a muestrear el entorno de la cita de *P.mnemosine* y también el final del valle de Otal, desde mitad de valle hasta final del mismo, en torno al refugio de Otal. Inicio muestreo: 12:04 Fin: 16:58; 2 personas. Despejado sin viento. Se observa *Sedum* spp abundante en los afloramientos rocosos del fondo del valle. Se observan 5 ejemplares de mariposa apolo en el transecto realizado

(4+1), los cuatro primeros en la zona final del circo, a unas cotas comprendidas entre 1.650 y 1.670m; el otro ejemplar se observa donde se vió el día 23 la mariposa nemosine; se encontraba recién salido de la crisálida y presentaba una malformación en un ala. Esta última estaba desplazándose andando por la vegetación, por lo que la zona donde pupó debería estar relativamente próxima. En el transecto se observó un ejemplar de *Aglais io*. También se observaron abundantes limoneras (*G. rhamnii*) y *Erebia* sp y un ejemplar de *Argynnis niobe*.



Imagen 2.21 Ejemplar de mariposa apolo con un posible problema en la emergencia de la pupa. (Autor: Nacho Gómez).



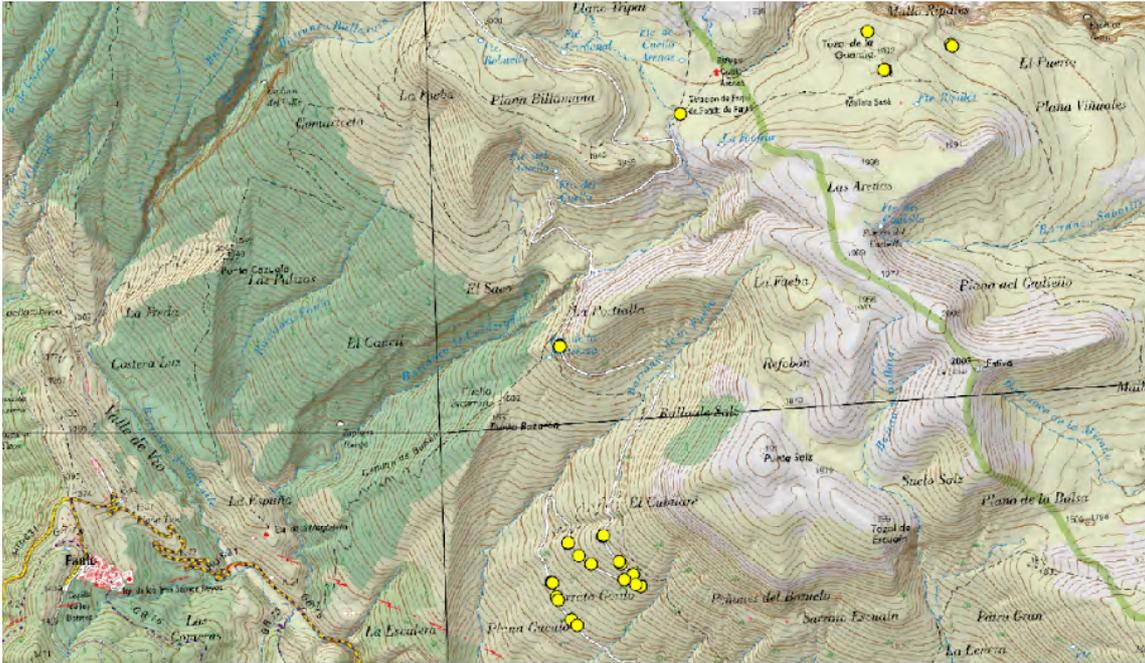
Imagen 2.22 Afloramientos rocosos en las laderas del valle de Otal, donde aparece *Sedum* spp. (Autor: Nacho Gómez).

- **15 y 30/06/2023:** Por otro lado, los transectos efectuados en el valle de Pineta, los días 15 y 30 de junio estaban dirigidos a intentar detectar la presencia fundamentalmente de *P. mnemosyne*, pero en ellos, no se detectó ningún ejemplar de *P. apollo* en los claros que se abren entre la vegetación del entorno del circo de Pineta entre cotas 1.200 y 1600 msnm. Se observaron muchos Piéridos en los transectos realizados, pero ningún Parnásido (puede verse los transectos realizados en el anexo cartográfico, capítulo 2).

También se muestreó el entorno del barranco Pardina buscando áreas con *Sedum* spp volviéndose a encontrar una situación muy similar a la encontrada el año pasado en las contiguas cimas de La Estiba, con *Sedum* spp poco abundante y restringido a los afloramientos rocosos. Ese mismo día se realizó un transecto en la pista que va de Nerín a Cuello Arenas, en el tramo de la pista en el que se conoce de otros años la presencia de la especie. El transecto de unos 3,3 km de longitud se llevó a cabo el 12 de julio y en él se detectaron 35 ejemplares de mariposa apolo. El mismo transecto se repitió el día 20 de julio y en él se observaron 9 ejemplares.



Imagen 2.23 En los afloramientos rocosos que aparecen en las laderas, en zonas con poco suelo, se desarrollan pequeños rodales de *Sedum álbum* (Autor: Nacho Gómez).



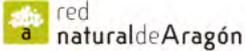
Mapa 2.13 Muestras de Sedum en barranco Pardina y transecto de imagos de apolo en pista que va de Nerín a Cuello Arenas (Fuente: Elaboración propia).



Imagen 2.24 Mariposa apolo alimentándose de un cardo en flor en el transecto realizado en la pista Cuello Arenas-Nerín. (Autor: Nacho Gómez)

Por último y como todos los años, se ha sacado un año más la campaña de recogida de datos sobre la mariposa apolo en Aragón. Este año, se cumplen 14 temporadas desde que se inició la campaña de recogida de información sobre la mariposa apolo (*Parnassius apollo*) en Aragón, un proyecto de “Ciencia Ciudadana” que tiene por objeto recopilar datos sobre la presencia y abundancia de esta especie en el territorio aragonés.

El proyecto se gestó en el PNOMP en el año 2010, y progresivamente se fue extendiendo a otros Parques Naturales de Huesca, como el Parque Natural de los Valles Occidentales, el Parque Natural de Posets Maladeta y el Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara. Finalmente, se completó la Red de Seguimiento de esta especie con la incorporación de otros espacios en la provincia de Zaragoza como el Parque Natural del Moncayo y también de Teruel situados en la Sierra de Albarracín y las Comarcas de Gúdar y Javalambre.





RED DE SEGUIMIENTO DE LA MARIPOSA APOLO EN ESPACIOS NATURALES DE ARAGÓN

¿Quieres participar en el seguimiento de una especie amenazada, en los espacios naturales y de la Red Natura 2000 en Aragón?



1.- Parque Natural de los Valles Occidentales
2.- Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
3.- Parque Natural de Posets-Maladeta
4.- Paisaje protegido de San Juan de la Peña y Monte Ordel
5.- Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara
6.- Parque Natural del Moncayo
7.- LIC/ZECC: Montes Universales - Sierra del Tossal
8.- LIC/ZECC: Maestrazgo - Sierra de Gúdar
9.- LIC: Sierra de Javalambre



Larva de Mariposa apollo
-Adulto Mariposa apollo

- 1.- Descárgate en este código QR la ficha de campo o solicítala en cualquiera de los Centros de Interpretación de los Espacios Naturales



- 2.- Lee la ficha e infórmate de cómo es la especie, dónde vive y cuándo puede verse...
- 3.- Búscala durante tus excursiones y tanto si la ves como si no, rellena los datos que pide la ficha y mándanosla a la siguiente dirección:

info@rednaturaldearagon.com

Con tu participación, contribuyes a la conservación de esta especie y a recoger información sobre posibles impactos del Cambio Climático



Imagen 2.1

Campaña y Red de Seguimiento de la mariposa apolo en Aragón.

La campaña invita a los visitantes de los espacios naturales, a que, durante sus excursiones, busquen ejemplares de esta especie, haciéndoles de esta manera, partícipes de un proyecto de conservación de fauna amenazada. Esta especie se presta mucho a ello, ya que es una mariposa, grande, vistosa y fácilmente reconocible. Además, es muy interesante monitorizar a la mariposa apolo ya que se trata de una especie protegida y amenazada y puede funcionar como un buen indicador ambiental, para detectar y evaluar los efectos del Cambio Climático.

La mariposa apolo es una especie relictica glacial, cuya distribución ha quedado actualmente restringida a lugares fríos, como son macizos montañosos del Pirineo, pre-Pirineo y Sistema Ibérico. Vive entre 1.000 y 2.300 metros de altitud, asociada a medios abiertos, como son por ejemplo los pastos alpinos. Sus orugas se alimentan de plantas crasas de los géneros *Sedum* y *Sempervivum* que viven y se desarrollan sobre áreas rocosas bien soleadas. Especialmente vulnerables son sus núcleos poblacionales situados a más baja cota, a consecuencia de la matorralización y aumento de la cobertura forestal que están sufriendo estos hábitats, con el aumento progresivo de las temperaturas y el abandono de las prácticas agroganaderas tradicionales.



Imagen 2.2 Izq: Ejemplar adulto. Dcha: oruga de la especie (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico PNOMP).

Centrándonos ya en los resultados obtenidos en la presente temporada, se han recibido 58 fichas de las cuales 40 han recopilado datos de la especie en el PNOMP y áreas aledañas a éste. Las fichas han recogido un total de 231 avistamientos de mariposas adultas y 11 orugas de la especie (una de ellas procedente del PNOMP en faja Zicutasa, Añisclo, cita de C. Benedé). En el PNOMP y su entorno se han observado **153 ejemplares** de mariposa apolo. Por valles, el mayor número de citas se ha recogido en los de Ballibió-Añisclo, con 62 ejemplares, seguido de Bujaruelo, con 53 avistamientos. En el valle de Pineta se han producido 3 avistamientos, en Chisagües 2 y en otros

valles asociados al río Cinca 17, provenientes en su mayor parte del valle de Trigoniero, con 7 observaciones.

Como resultados globales de la campaña en estas 14 temporadas se han registrado un total de 238 orugas y 1.263 adultos de la especie repartidas por el territorio aragonés. Las orugas, aportan valiosa información de cara a la gestión de la especie, ya que se localizan en zonas donde se producen las puestas de huevos, cuyo conocimiento es importante de cara a su protección y conservación.

Además de obtener datos sobre su distribución y abundancia, las campañas de recogida de datos permiten recoger información sobre la fenología de la especie, lo que permite identificar el periodo de vuelo de la especie, así como su rango altitudinal y, detectar si con el paso del tiempo se producen cambios en éstos.

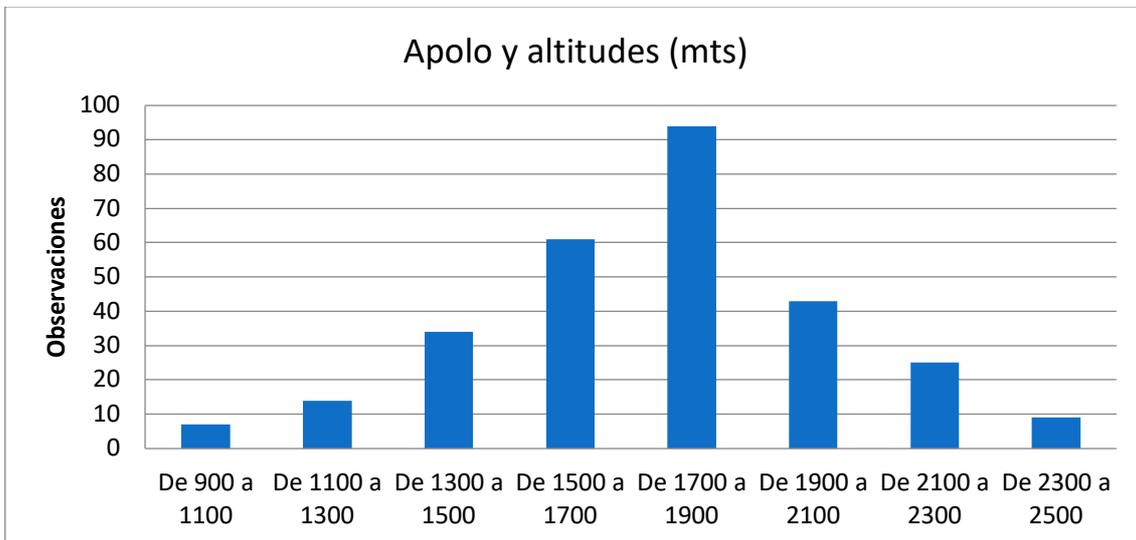


Gráfico 2.5 Observaciones de adultos y rangos altitudinales (n=391)

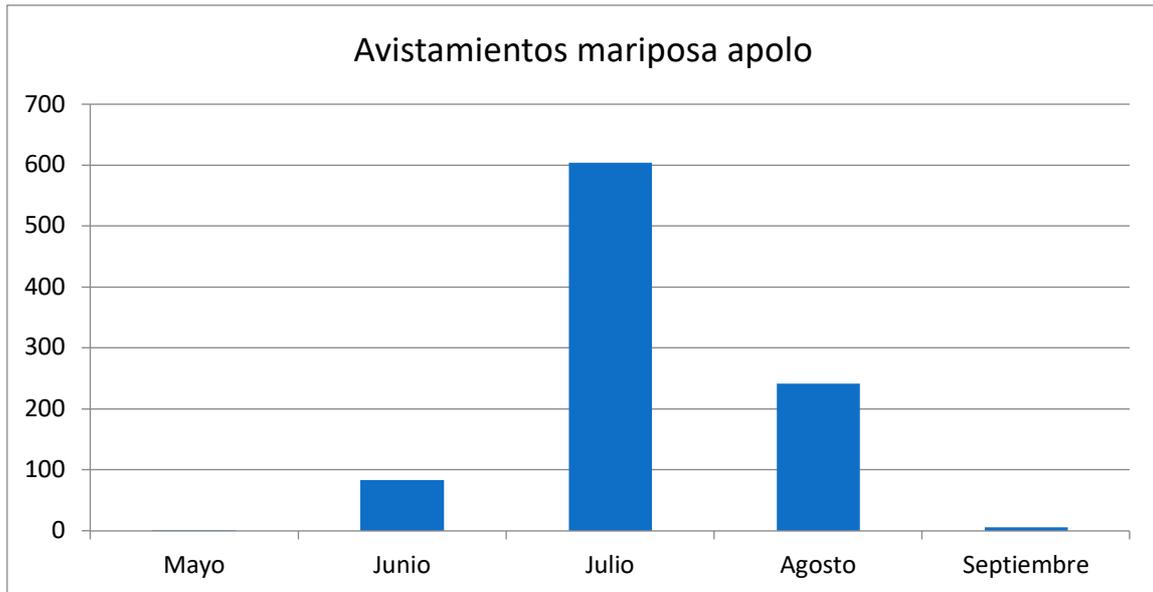


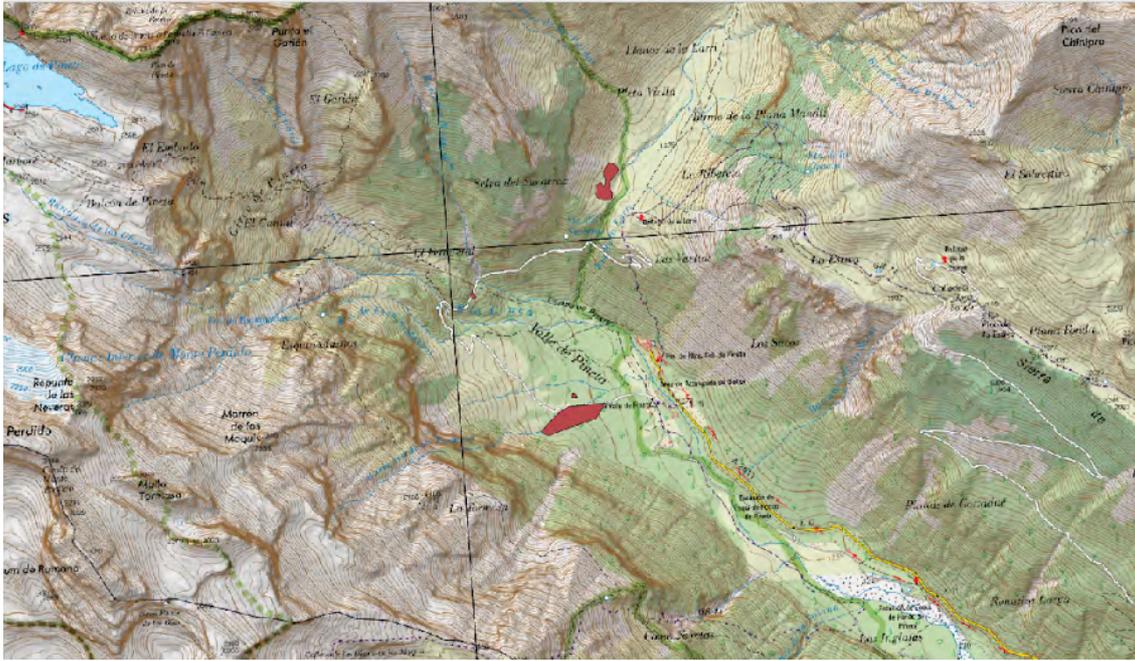
Gráfico 2.6 Observaciones de adultos y curva de vuelo ($n=1166$)

Para finalizar y desde la temporada pasada, se están promoviendo desde los Centros de Interpretación de los Espacios Naturales Protegidos, otras actividades dirigidas a los visitantes de los espacios, que ofrecen participar en una serie de transectos diseñados para el seguimiento de esta especie, que permiten conocer mejor a la mariposa apolo y recoger a su vez información más detallada sobre la misma.

2.5.6 *Parnassius mnemosyne*

Se recopiló la información disponible sobre su planta nutricia *Corydalis solida*, tanto en el IPE (Atlas de la flora de Aragón) como en varias páginas de internet, en las que se aportan citas de la especie en plataformas de ciencia ciudadana: Proyecto *Anthos*, *inaturalist* y *plantnet*.

En el territorio del PNOMP y su entorno inmediato se recopilaron citas en el valle de Bujaruelo (valle de Otal) y en el valle de Pineta, en la zona del circo y en el valle de Lalarri (circo de Pineta) Ver ubicaciones en mapa siguiente.



Mapa 2.16 Polígono englobando los ejemplares localizados de *C. solida solida* en el valle de Pineta (fuente: Elaboración propia)

En ambas localidades, se localizaron y georreferenciaron las plantas nutricias, *Corydalis solida solida*. Se registró su abundancia y se generaron las correspondientes coberturas espaciales, que pueden consultarse en los anejos II y V a la presente memoria.

En el valle de Bujaruelo, la planta se localizó en la jornada del 8 de mayo, poco después de ascender al valle de Otal (paraje *Collado de Otal*), en áreas ya donde los pastos alpinos le ganan terreno al bosque a. Se encontró en áreas bien insoladas, pero siempre al abrigo por lo general de arbustos de boj. La superficie aproximada en la que se detectó presencia de *C. solida solida* fue de 0,7 Ha y se registraron hasta 13 ubicaciones con presencia de la especie en el polígono señalado a continuación.



Mapa 2.17 Localizaciones de *C. solida solida* al comienzo del valle de Otal, Bujaruelo (Fuente: elaboración propia)



Imagen 2.3 *Corydalis solida solida* en el valle de Pineta (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico del PNOMP)

En el valle de Pineta, las plantas nutricias se localizaron el 20 de abril en la zona del circo, al fondo del valle, bajo el hayedo y en algunos pequeños claros a lo largo de la pista. En La Larri, las plantas se encontraron en la jornada del 26 de abril sobre pastos alpinos, en zonas más insoladas. En total, los cuatro polígonos con presencia de la especie en el valle ocupan una superficie aproximada de 5 Ha y el núcleo poblacional es importante, apareciendo centenares de

ejemplares. El polígono de 3,5 Ha situado en el fondo del valle, es el que ha concentrado el mayor número de citas y una mayor abundancia de la especie.



Mapa 2.18 Localizaciones de *C. solida solida* en el circo de Pineta (Fuente: Elaboración propia)



Mapa 2.19 Localizaciones de *C. solida solida* en el valle de Larri (fuente: Elaboración propia)

Ambas zonas son habitualmente majadeadas por el ganado.

Estas dos zonas serán muestreadas el año que viene durante la primavera para tratar de detectar presencia de orugas de *P. mnemosyne*. También se continuará con el cartografiado de plantas nutricias y se comprobará a su vez la presencia de la especie en una posible tercera localidad del valle de Pineta, próxima al refugio de Montinier.



Imagen 2.4 *Corydalis solida solida* en el valle de Pineta (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico PNOMP)

Por otro lado, también se ha invertido otra jornada de muestreo, el día 9 de abril para tratar de localizar ejemplares de *C. solida solida* en el valle de Ordesa y más concretamente en el circo del Soaso, no detectándose ejemplares de la especie.

Además, se invirtieron un par de jornadas en el muestreo de imagos de *P. mnemosyne* tanto en el valle de Otal (23 y 27 de junio) como en el valle de Pineta (15 y 30 de junio); con fortuna se pudo localizar un ejemplar en el valle de Otal, siendo infructuosa la búsqueda en el valle de Pineta. Será necesario incidir también en el muestreo de estas zonas en próximas temporadas, para generar información sobre su distribución y abundancias.



Imagen 2.5 Imago de *Parnassius mnemosyne* localizado en el valle de Ota, Bujaruelo (Autor: Nacho Gómez).

2.6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

2.6.1 *Actias isabelae*

Las experiencias realizadas de seguimiento, tanto con uso de la feromona como con la utilización de luces actínicas como atrayentes, indican que es una especie con una elevada detectabilidad y por tanto adecuada para establecer un seguimiento eficiente. Los muestreos de estos últimos años han permitido detectar la especie en 12 de 14 localidades (detectabilidad 0,86) aplicando la metodología de la feromona y en 8 de 11 localidades (detectabilidad 0,73) con la utilización de luces actínicas.

Dado que la disponibilidad de feromona es muy limitada se propone conservarla adecuadamente en el congelador, de cara a poder repetir de nuevo dentro de unos años las localidades establecidas para su seguimiento a largo plazo definidas por Asensi y Villa.

En los próximos años pueden continuarse los muestreos con luces actínicas para seguir recopilando información relativa a la eficiencia de este método de seguimiento. Se propone repetir las mismas localidades de la red de seguimiento, con intención de comparar resultados de ambas metodologías.

También se propone realizar otros muestreos con luces actínicas en los próximos años, para ir completando la información relativa a su distribución, en las cuadrículas de 10 x 10 km que incluyen el territorio del PNOMP y sus zonas aledañas.

Sería de interés a su vez, muestrear algunos rodales de pino negro (*Pinus uncinata*) para comprobar si la especie ocupa también estos hábitats.

También sería deseable compartir las experiencias de seguimiento obtenidas con la especie e intentar exportar el seguimiento de esta especie a otros ENP's de Aragón, de manera que se pueda extender el seguimiento al resto del área de distribución de la especie en la CCAA de Aragón. Los muestreos piloto que se proponen pueden contribuir a una mejor definición del protocolo y metodología para el seguimiento de la especie.

Sería deseable también disponer de más luces que permitan mejorar y optimizar los muestreos. El diseño de las luces utilizadas (*Lepiled Maxi*) convence tanto por su capacidad de atracción como por su ligereza, lo cual también permite el muestreo en lugares remotos. Además, permite realizar capturas de forma automática, con lo que se simplifica y se puede estandarizar el

seguimiento y se podría mejorar, además, la eficiencia de los muestreos, al poder muestrear, varias localidades en una noche.

Para concluir, los muestreos de mariposa isabelina pueden servir al mismo tiempo para recoger y mejorar la información sobre la distribución y abundancia del resto de especies de lepidópteros nocturnos.

2.6.2. *Osmoderma eremita*

Un año más, los esfuerzos de localizar la especie en el valle de Ordesa han sido en vano, a pesar de haber invertido un importante esfuerzo de muestreo, unas 464 jornadas-trampa invertidas esta temporada. En total, en estos tres últimos años de trabajo, se han realizado un esfuerzo de muestreo de 1558 jornadas-trampa. También en estos dos últimos se ha probado además la feromona más eficaz que hay disponible en el mercado y se ha muestreado en las dos zonas que presentan la mayor densidad de árboles viejos y provistos de oquedades, en este caso hayas, en los parajes Turieto y Lañas.

Tabla 2.12 Esfuerzo de muestreo contando sólo trampas de inteceptación en tres últimas temporadas

Año	Esfuerzo de trampeo (jornadas-trampa)	Localidades estudio
2023	464	Ordesa: Lañas + Turieto
2022	728	Ordesa: Lañas + Turieto
2021	360	Ordesa: Lañas
total	1558	

El método para el seguimiento del escarabajo eremita basado en feromona ha sido ampliamente probado en Europa y se ha podido comprobar su eficacia y eficiencia. También en España, se han realizado algunos seguimientos exitosos utilizando esta metodología. Es por ello, que se considera, que posiblemente la zona de estudio situada en Ordesa pueda no estar ocupada por la especie.

Hay que señalar que tampoco ha sido posible detectar la especie con otras metodologías como las trampas de caída instaladas en el interior de oquedades, enterradas en el *mulch* de esos árboles viejos en los que vive la especie. El esfuerzo de trampeo con estas metodologías este año

fue de 194 jornadas-trampa. En el año 2021 se invirtieron un total de 172 jornadas-trampa con trampas de caída y otras 172 jornadas con trampas de corteza. Todo ello en el valle de Ordesa, en el paraje conocido como Lañas.

Además, en 2021 también se recogió *mulch* de 30 oquedades presentes en 30 árboles de gran parte distribuidos por varios sectores del Parque Nacional (14 de ellos en el valle de Ordesa en el paraje Lañas), invirtiéndose 49 horas en la revisión de las muestras.

Para finalizar, en esta misma área de estudio, conocida como Lañas, se han invertido un total de 26 horas de muestreo, realizando el trabajo de seguimiento de *R. alpina*. En estos muestreos se han revisado numerosos troncos de hayas con buenas oquedades, en los que podría haber aparecido algún ejemplar adulto de escarabajo eremita, al coincidir el periodo de emergencia de estas dos especies, pero no ha sido así, no detectándose ningún ejemplar. Todos estos muestreos negativos acumulados en estos años parecen señalar su ausencia en este valle.

En próximos años, habrá que pensar en muestrear la especie en otros sectores del PNOMP y/o zonas adyacentes a éste, en zonas que presenten hábitats adecuados. Se podrían extender estos muestreos a algunas manchas de robledal, próximas al valle de Ordesa, como por ejemplo las laderas que conducen a la localidad de Buesa, Asíñ de Broto o Fragen.

Antes de comenzar los muestreos en estas zonas habría que hacer unas prospecciones previas en primavera, dirigidas a georreferenciar y cartografiar estos ejemplares arbóreos añejos, y aprovechar para muestrear directamente el *mulch*, en busca de restos directos o indirectos de la presencia de la especie (larvas y restos de pronotos, élitros, etc.). Una vez que se identifiquen las zonas más adecuadas, continuar muestreando con trampas de interceptación y feromona en verano, y así, poco a poco ir chequeando la presencia de la especie en aquellas manchas de vegetación que cuenten con los microhábitats adecuados para la especie.

Será necesario seguir comprando más feromona, y posiblemente más grupos de trampas de interceptación, para conseguir muestrear de forma más eficiente el territorio. Además, conviene compartir las experiencias de seguimiento con otros equipos que también están trabajando en el seguimiento de esta especie, tanto en Aragón (muestreos Gobierno de Aragón-Tragsatec-APN's) como en otras CCAA.

También sería deseable, poder probar esta metodología de seguimiento en alguna zona que se conozca la presencia reciente de la especie, con intención de confirmar que la metodología de seguimiento es válida. Para ello, quizá se podría realizar algunas jornadas de muestreo en

próximos años en el valle de la Guarguera, a pesar de que se escapa un poco de nuestro ámbito de trabajo habitual.

2.6.3 *Rosalia alpina*

En las acciones de seguimiento de las estaciones establecidas para la monitorización de *Rosalia alpina*, en 2023 se han producido un total de 29 avistamientos. En anteriores temporadas, los ejemplares observados fueron 12 en 2019, 2 en 2020, 2 en 2021, 18 en 2022.

De las experiencias de seguimiento realizadas estos años, se concluye que es una especie relativamente fácil de detectar, con la metodología utilizada, basada en búsqueda de imagos. Independientemente de ello, hay que hacer unos pequeños ajustes y modificaciones en las estaciones en seguimiento seleccionadas, excluyendo aquellas que se han mostrado desocupadas en los últimos años e incorporando nuevas en las que se ha detectado presencia de la especie con el objetivo de mejorar la eficiencia del seguimiento.

Con los resultados obtenidos de los muestreos de estos años habrá que analizar si es posible ajustar un poco el seguimiento, por ejemplo, reduciendo o concentrando el número de visitas y si esto es posible, convendría también extender el seguimiento a otros sectores del Parque Nacional, como por ejemplo el valle de Pineta donde ya se dispone de unas estaciones de seguimiento seleccionadas, pero para las cuales no hemos podido invertir esfuerzo en su monitorización todavía.

Por otro lado, en el año 2023 se han conseguido recopilar además 17 avistamientos realizados por el colectivo de APN's y al menos otros 20 avistamientos por personal de SARGA fuera de las estaciones definidas para el seguimiento de la especie, aunque también el valle de Ordesa. También se han recopilado un par de avistamientos más de imagos en el valle de Pineta.

Resulta difícil decir con precisión cuantos ejemplares distintos se han visto este año en Ordesa, 29 se han observado en las acciones de seguimiento a las que habría que añadir un mínimo de 25 ejemplares que se han visto fuera de las estaciones, por técnicos de SARGA (17 en esta misma zona vistos por APN's). Además, se han recopilado citas de dos individuos procedentes del valle de Pineta. En conclusión, se han visto más de 50 ejemplares este año de *Rosalia alpina*, número que destaca frente a los 64 individuos que se han registrado en el periodo 2019-2022.

En este sentido, sería muy interesante disponer de una APP (tipo *memento*, que ya ha sido utilizada para recoger la información para el seguimiento de la especie) para compilar también información sobre avistamientos puntuales. Esta APP podría distribuirse a su vez entre el personal

del Parque Nacional para que pudieran contribuir con citas de la especie. Y también se podría incorporar en un ámbito geográfico más amplio (p.e. seguimiento de la especie en Aragón).

Por otro lado, también sería necesario intercambiar experiencias respecto al seguimiento, y adoptar metodologías comunes y homogéneas para realizar el seguimiento de la especie en el ámbito de distribución de la especie en la Comunidad Autónoma. Consensuar la metodología y aplicarla en más localidades permitiría poder ofrecer unos datos más robustos desde el punto de vista estadístico.

En este sentido, la metodología propuesta por TRAGSATEC señala un muestreo de 2 minutos de cada estación de seguimiento, algo diferente de los 10 minutos de muestreo que se realizan en el seguimiento que se lleva a cabo en Ordesa. No obstante, esta diferencia es subsanable, recogiendo la información tanto en 2 como en 10 minutos. Se considera que la mayoría de estaciones son tan grandes y complejas (ramaje) que no es suficiente tiempo los dos minutos para poder hacer un muestreo adecuado. Respecto al número de localidades definitivo a muestrear, convendría hacer para el año que viene un mínimo de 15 estaciones, yendo un poco en línea con la metodología propuesta por los técnicos de TRAGSATEC, para el resto de localidades en los que se va a muestrear esta especie en Aragón.



Imagen 2.6 Estación 0 de seguimiento de *Rosalia alpina* en el valle de Ordesa.

El año 2022 comenzaron los avistamientos de imagos de *Rosalia alpina* casi tres semanas antes que en la presente temporada (citas de APN'S a partir del 24 junio). Este adelanto fenológico puede guardar relación con la climatología evidenciada; 2023 fue el año más caluroso desde 1961 que tienen registros (fuente AEMET), un año calificado como extremadamente cálido, con anomalías de temperaturas de 2°C, mantenidas en todas las estaciones del año. Estos insectos, pueden actuar como indicadores ambientales adecuados para valorar los efectos e impactos ligados al cambio climático global.

Por otro lado, el año pasado se cayó un haya de gran porte, en el entorno de las estaciones de seguimiento. Sería muy interesante, observar y monitorizar cómo se produce la colonización de un árbol recién caído por parte de *Rosalia alpina*. Si se revisara el tronco se podrían identificar cuando se producen las emergencias de los primeros imagos (búsqueda de orificios de salida) y saber así cuanto tiempo dura el periodo larvario. También sería de interés, monitorizar con un *data-logger* cómo evolucionan las temperaturas en el interior del tronco, haciendo un agujero en éste e introduciendo el *data-logger*, de esta manera se podría calcular los grados-día que necesitan para desarrollarse y quizá también conocer cómo se ven afectados en su fenología por el ascenso de temperaturas ligado al cambio climático global

2.6.4. *Phengaris arion*

En la presente temporada se han continuado los muestreos iniciados el año pasado y dirigidos a cartografiar la presencia y abundancia del orégano, que es la planta nutricia de *Phengaris arion*. El trabajo se ha centrado en el valle de Escuaín, entre las localidades de Rebillá, Estaroniello y Lamiana.

Se han revisado prácticamente todas las parcelas inventariadas con hábitat potencial de la especie y valorado su composición de especies y grado de matorralización, señalando a su vez su posible hábitat potencial para la presencia de la especie.

Además, se ha recogido información sobre el grado de matorralización y las posibilidades de intervención que presentan las distintas parcelas, de cara a la realización de unos desbroces y aclareos en próximos años que permitan reabrir estos hábitats para que se puedan seguir manteniendo los núcleos poblacionales de *Phengaris arion*. Estos desbroces y aclareos sobre las parcelas objetivo permitirán además de mejorar y ampliar los hábitats de la especie en el valle de Escuaín, facilitar a su vez la conectividad entre los mismos.

En este sentido, convendría seguir potenciando cualquier iniciativa dirigida a mantener estos medios abiertos, ya que la cabaña ganadera existente no es capaz por sí misma de mantenerlos. También convendría a su vez, seguir apoyando las actividades agropecuarias tradicionales que son las que han permitido mantener hasta la fecha dichos hábitats y sus especies asociadas.

Paralelamente a los trabajos de muestreo de la planta nutricia, también se ha encargado un trabajo, que ha comenzado este año, dirigido a muestrear y evaluar, el estado de conservación de *Phengaris arion* en el PNOMP mediante muestreos específicos de imagos. Estos muestreos aportarán información sobre la distribución y abundancia de la especie en la actualidad, permitiendo también dirigir donde se tienen que realizar las acciones de restauración de hábitats.

2.6.5. *Parnassius apollo*

Este año, se ha estado trabajando en mejorar la información disponible de esta especie en el entorno del Parque Nacional, para lo cual se han realizado una serie de muestreos, específicos para esta especie y dirigidos a detectar, tanto orugas (=áreas de puesta) como imagos de mariposa apolo.

En relación con las orugas, localizar éstas es fundamental para tratar de identificar cuáles son las áreas de puesta y comprobar, además, si éstas se mantienen ocupadas año a año. También para poder confirmar, que especies del género *Sedum* están funcionando en el Parque Nacional como plantas nutricias. Así pues, se han continuado las labores de cartografiado de plantas nutricias y las labores de búsqueda de orugas en ellas, aunque la búsqueda ha sido bastante infructuosa este año, no detectándose en las zonas que se han buscado: valle de OtaI (Bujaruelo)-Bco Calderuelo-Bco Pardina; circo de Pineta y valle de Lalarri. Señalar que personal del Parque esta temporada indicó la presencia de una oruga en el entorno del barranco de Capradiza (faja Zicutasa), en una zona rocosa.

En relación a los imagos, sería interesante establecer unos transectos de seguimiento específicos para esta especie, en aquellas zonas donde ya se conoce su presencia. Se proponen como localidades en el PNOMP los siguientes transectos: OtaI / Cutas-Molar / Pista Nerín / Bco Pardina-Bco Capradiza / Lalarri. Como método para su seguimiento se podría establecer el propuesto por BMS – una especie, que cuenta además con una aplicación libre y gratuita para poder recoger la información (European Butterfly Monitoring Scheme; ButterflyCount) y pasar de esta manera, a participar en una red de seguimiento de ámbito más amplio (nivel europeo).

En este sentido, se deberían realizar algunas modificaciones en los transectos que se han estado realizando para recoger información sobre la especie desde los distintos Centros de Interpretación de los ENP's para poder adaptarse a la metodología que está utilizando el BMS.

Independientemente de la realización de estos transectos, que ofrecerán datos sobre la presencia y abundancia de la especie, también podría promoverse el uso de una APP similar a *memento* para facilitar la recogida de información de forma sencilla por personal del Parque Nacional, aunque también de nuevo, lo ideal sería poder extender la recogida de información y el uso de esta APP al resto de Aragón.

Por otro lado, en los últimos años, un proyecto dirigido por investigadores del IPE (Begoña García coord..) se ha dedicado a fotografiar y georreferenciar con cámaras térmicas instaladas en drones, cómo se distribuyen los hábitats en el Parque Nacional en función de las temperaturas. Este trabajo puede ser de utilidad para pre-seleccionar por dónde se distribuyen los hábitats *xero-térmicos* en el Parque Nacional, que deberían ser también aquellos los que utilicen las orugas de la mariposa apolo, en este sentido, conviene colaborar con los investigadores del IPE y prospectar estos hábitats en futuros años, con intención de comprobar si efectivamente la especie está presente asociada a estos hábitats xero-térmicos.

2.6.6. *Parnassius mnemosyne*

Este año los muestreos dirigidos a detectar presencia de la planta nutricia en distintas zonas del Parque Nacional han resultado exitosos, localizándose varios núcleos poblacionales de *C. solida solida* en el valle de Otal (Bujaruelo) y en el valle de Pineta (circo y valle de Lalarri).

Disponer de esta información de base va a permitir concentrar la búsqueda de orugas de *P. mnemosyne* sobre las áreas de distribución de sus plantas nutricias en los próximos años, mejorando de esta manera la información disponible sobre la distribución de la especie y sus abundancias.

En este sentido, además de trabajar sobre las localidades inventariadas este año será necesario realizar próximos muestreos de nutricias para poder seguir completando su distribución conocida en el Parque Nacional y zonas aledañas (p.e. citas de la especie recopiladas en torno al refugio de Montinier).

Además, estas mismas áreas se muestrearán también a finales de primavera con el objetivo de comprobar el vuelo de imagos de la mariposa mnemosine o blanca de Asso.



Imagen 2.7 *Parnassius mnemosyne* localizada en el valle de Otal (Bujaruelo) (Autor: María Jarne).

2.7 REFERENCIAS

- Agenjo, R. (1967). Historia de la *Graellsia isabelae* (Grlls., 1849) la más bella mariposa europea. Bol. Serv. Plagas, año X, 19, 35–42.
- Antor, R., Espadaler, X., Sánchez-Castilla, E., Carmena, F., Gómez, I. y Villagrasa, E. (2007^a). Cambios de usos de suelo y su impacto sobre la riqueza biológica en ecosistemas de pradera: seguimiento de poblaciones de himenópteros (Formícidos) y lepidópteros (Ropaloceros) amenazados del género *Maculinea*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Antor, R.J., Sánchez-Castilla, E. y Carmena, F. (2007^b). Investigación aplicada en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido: el escenario natural para el estudio de los efectos del cambio climático. Quercus, 262 (Especial Aragón): 10-12.
- Antor, R. y Villagrasa, E. (2018). Bases técnicas para la monitorización a largo plazo de las especies de fauna prioritarias en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.
- Antor, R. y Villagrasa, E. (2019). Bases técnicas para la monitorización a largo plazo de las especies de fauna prioritarias en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.
- Antor R. y Villagrasa, E. (2022). Memoria del Programa de seguimiento ecológico del PNOMP, capítulo 2. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón.
- Bußler, H., Schmidl, J. & Blaschke, M. (2016). Die FFH-Art Alpenbock (*Rosalia alpina* Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Cerambycidae) in Bayern. Naturschutz und Landschaftsplanung, 48, 273–280.
- Campanaro, A., Redolfi De Zan, L., herdersen, S., Antonini, G., Chiari, S., Cini, A., Mancini, E., Mosconi, F., Rossi de Gasperis, S., Sollano, E., Bologna, M.A. & Sabbatini Peverieri, G. (2017). Guidelines for the monitoring of *Rosalia alpina*. En G.M. Carpaneto, P. Audisio, M.A. Bologna, P.F. Roversi & F. Mason (Eds), Guidelines for the Monitoring of the Saproxyllic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20, 165–203.
- Castro, A. y Fernandez, J. (2016). Tree selection by the endangered beetle *Rosalia alpina* in a lapsed pollard beech forest. J Insect Conserv., 20, 201–214.

- Castro, A., Drag, L., Cizek, L. & Fernández, J. (2019). *Rosalia alpina* adults (Linnaeus, 1758) (Insecta, Coleoptera) avoid direct sunlight. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42(1), 59–63.
- Dajoz, R. (1999). *Entomología forestal: los insectos y el bosque*. Ediciones Mundi-Prensa.
- Delgado, E. (1997). *Parnassius mnemosyne* (Linnaeus, 1758). *Butlletí de la Societat Catalana de Lepidopterologia*, 80, 43–52.
- Galante, E. y Verdú, J.R. (2000). Los Artrópodos de la “Directiva Hábitat” en España. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- Jiménez Mendoza, S., Arce Crespo, J. I., Martín Cano, J. y Mozos Pascual, M. (2002). Estado de las poblaciones y conservación de la “hormiguera de lunares”, *Maculinea arion* (Linnaeus, 1758) en Cuenca, España (Lepidoptera: Lycaenidae). *SHILAP Revta. lepid.*, 30(120), 281–289.
- Jubete, F., Antor R. y Villaespesa F. (2020). Capítulo 7. Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2020: 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.
- 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.
- Kosi, A., Zou, Y., Hoskovec, M., Vrezec, A., Stritih, N. y Millar, J.G. (2017). Novel, male-produced aggregation pheromone of the cerambycid beetle *Rosalia alpina*, a priority species of European conservation concern. *PLoS ONE* 12(8): e0183279. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183279>
- Larsson, M.C., Hedin, J., Svensson, G.P., Tolasch, T y Francke, W. (2003). Characteristic odor of *Osmoderma eremita* identified as male-released pheromone. *Journal of Chemical Ecology*, 29(3), 575–587. <https://doi.org/10.1023/A:1022850704500>
- Larsson, M.C. y Svensson, G.P. (2009). Pheromone monitoring of rare and threatened insects: exploiting a pheromone-kairomone system to estimate prey and predator abundance. *Conservation Biology*, 23, 1516–1525.

- Larsson, M.C. y 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.
- Latreille, P.A., Lepeletier de Saint-Fargeau, A. y Guérin-Méneville, F.E. (1825). *Entomologie, ou Histoire Naturelle de Crustacées, des Arachnides et des Insectes* (10th edn). Agasse.
- Luce, J.M. (1996). *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763). En P. J. van Helsdingen, L. Willemsse & M. C. D. Speight (Eds.). Background information on invertebrates of the Habitats Directive and the Bern Convention. Part I: Crustacea, Coleoptera and Lepidoptera, 64–69.
- 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), 22482–255.
- 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. *Wildlife Biology*, 12(4), 450.
- Manu, M., Lotrean, N., Badiu, D., Bodescu, F., Nicoară, R. y Onete, M. (2016). Monitoring of the saproxylic beetle *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera: Cerambycidae) Using visual methods in the Mâcin Mountains National Park (Romania). *Rom. J. Biol. - Zool.*, 61(1-2), 43–59.
- Mari-Mena, N. (2013). Conservation genetics of the protected moth *Graellsia isabellae* (Lepidoptera: Saturniidae) [Tesis de doctorado]. Departamento de Biología Molecular y Celular. Universidad da Coruña.
- Mari-Mena, N., López-Vaamonde, C., Naveira, H., Auger-Rozenberg, M.A. y Vila, M. (2016). Phylogeography of the Spanish Moon Moth *Graellsia isabellae* (Lepidoptera, Saturniidae). *BMC Evolutionary Biology*, 16(139), 20.
- Mari-Mena, N., Naveira, H., López - Vaamonde C. y 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 Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Ed.), Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados. 1–60.

- Millar, J.G., McElfresh, J.S., Romero, C., Vila, M., Marí-Mena, N. y López-Vaamonde C. (2010). Identification of the sex pheromone of a protected species, the Spanish moon moth *Graellsia isabellae*. *Journal of Chemical Ecology*, 36, 923-932. <https://doi.org/10.1007/s10886-010-9831-1>
- Monasterio, Y. (Coord), García, A., Vicente Arranz, J.C., Marí-Mena, N., Muria, E., Arce, J.I. y Escobés, R. (2017). La “graellsia”, *Actias isabellae* (Graells, 1849). Historia, genética, ecología, distribución y conservación de un emblema de nuestra fauna. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- Morichon, D., Alexis, B., Céline, Q. y López-Vaamonde, C. (2014). Recherche de l'Isabelle, *Graellsia isabellae* (Graëlls, 1849), en Pyrénées-Orientales et dans les réserves naturelles catalanes. Fédération des réserves naturelles catalane (Prades) & Inra d'Orléans, unité de recherche Zoologie forestière, 1–12
- Munguira, M.L. y Martín, J. (eds.). (1999). Action plan for Maculinea butterflies in Europe. *Nature and environment*, 97.
- Murria, E. (2002). Determinación del Estado y distribución de las poblaciones de insectos de interés comunitario y especial en Aragón. Informe inédito.
- Murria, 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.
- 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.
- Noon, B.R., Bailey, L.L., Sisk, T.D. y McKelvey, K.S. (2012). Efficient Species-Level Monitoring at the Landscape Scale. *Conservation Biology*, 26(3): 432–441. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01855.x>
- Pagola, S. (2007). Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiartzun, Parque Natural de Aiako Harria) – Campaña 2007. Asociación Gipuzkoana de Entomología.

- Pagola, S. 2008. Inventario y seguimiento de la entomofauna del hayedo de Oieleku (Oiartzun, Parque Natural de Aiako Harria) – Campaña 2008. Asociación Gipuzkoana de Entomología.
- Pagola, S. (2011). Seguimiento de la población de *Rosalia alpina* en el hayedo de trasmochos de Oieleku (LIC de Aiako Harria). (Acción E.7. del Proyecto LIFE+ “Manejo y conservación de los hábitats de *Osmoderma eremita*, *Rosalia alpina* y otros saproxílicos de interés comunitario en Gipuzkoa”). Campaña 2011.
- Ranius, T., Aguado, L. O., Antonsson, K., Audisio, P., Ballerio, A., Carpaneto, G. M., Chobot, K., Gjurašin, B., Hanssen, O., Huijbregts, H., Lakatos, F., Martin, O., Neculiseanu, Z., Nikitsky, N. B., Paill, W., Pirnat, A., Rizun, V., Ruicănescu, A., Stegner, J., Süda, I., Szwafko, P., Tamutis, V., Telnov, D., Tsinkevich, V., Versteirt, V., Vignon, V., Vögeli, M. y Zach, P. (2005). *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28(1), 1–44.
- Ray, A.M., Millar, J.G., McElfresh, J.S., Swift, I. P., Barbour, J.D. y Hanks, L.M. (2009). Male-produced aggregation pheromone of the cerambycid beetle *Rosalia funebris*. *J Chem Ecol.*, 35, 96–103.
- Romo, H., García-Barros, E., Martín, J., Ylla, J. y López, M. (2012). *Graellsia isabelae*. En Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Eds.), Bases Ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España. Invertebrados.
- Russo, D., Cistrone, L. y Garonna, A.P. (2011). Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *J Insect Conserv*, 15, 685–693.
- Schaffrath, U. (2003). Zu Lebensweise, Verbreitung und Gefährdung von *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera; Scarabaeoidea, Cetoniidae, Trichiinae), Teil 1. *Philippia*, 10, 157–248.
- Svensson, G.P., Larsson, M.C. y Hedin, J. (2003). Air sampling of its pheromone to monitor the occurrence of *Osmoderma eremita*, a threatened beetle inhabiting hollow trees. *Journal of Insect Conservation*, 7, 189–198.
- Svensson, G.P., Larsson, M.C. y Hedin, J. (2004). Attraction of the larval predator *Elater ferrugineus* to the sex pheromone of its prey, *Osmoderma eremita*, and its implication for conservation biology. *Journal of Chemical Ecology*, 30, 353–363.

- Tauzin, P. 1994a. Le genre *Osmoderma* Le Peletier et Audinet–Serville (1828) (Coleopt., Cetoniidae, Trichiinae, Osmodermatini). Systématique, biologie et distribution (Première partie). L'Entomologiste, 50(3), 195–214.
- Tauzin, P. 1994b. Le genre *Osmoderma* Le Peletier et Audinet–Serville (1828) (Coleopt., Cetoniidae, Trichiinae, Osmodermatini). Systématique, biologie et distribution (Deuxième partie). L'Entomologiste, 50(4), 217–242.
- Van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., López Munguira, M., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M., Wiemers, M. y Wynhoff, I. (2010). European Red List of Butterflies. Publications Office of the European Union.
- Viñolas, A. (2009a). Estudio de biodiversidad de Coleópteros en el parque Natural del Cadí-Moixero. Campaña 2007-2009. Informe inédito.
- Viñolas, A. (2009b). Biodiversidad de Coleópteros en el parque Natural de Montseny como indicadores del estado de los bosques. Campaña 2008-2009. Informe inédito.
- Viñolas, A. y Vives, E. (2012). *Rosalia alpina*. En VV.AA, Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Vrezec, A., Ambrožič, S. y Kapla, A. (2012). An overview of sampling methods tests for monitoringschemes of saproxylic beetles in the scope of Natura 2000 in Slovenia. Saproxylic beetles in Europe: monitoring, biology and conservation, 73–90.
- Ylla i Ullastre, J. (1997). Història natural del lepidòpter *Graellsia Isabelae* (Graells, 1849). (Arxius de les Seccions de Ciències; CXVI). Publicacions periòdiques Acta Numismàtica, 27.
- Zauli, A., Chiari, S., Hedenstrom, E., Svensson, G.P. y Carpaneto, G.M. (2014). Using odour traps for population monitoring and dispersal analysis of the threatened saproxylic beetles *Osmoderma eremita* and *Elater ferrugineus* in central Italy. Journal of Insect Conservation, 18, 801–813.
- Zauli, A., Carpaneto, G.M., Chiari, S., Mancini, E., Nyabuga, F.N., Redolfi De Zan, L., Romiti, F., Sabbani, S., Audisio, P., Hedenström, E., Bologna, M.A. y Svensson, G.P. (2016). Assessing the taxonomic status of *Osmoderma cristinae* (Coleoptera: Scarabaeidae), endemic to Sicily, by genetic, morphological and pheromonal analyses. Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research, 54, 206–214.

2.8 BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA

Murria, A. y Murria, F. (2006). Contribución al Catálogo de los Cerambícidos de Aragón (Coleoptera: Cerambycidae). Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa, 1(38), 341–342.

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

PROPUESTA RB-34009
Memoria final 2023

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

SEGUIMIENTO HIDROLÓGICO EN EL PARQUE NACIONAL DE ORDESA Y MONTE PERDIDO

Memoria final 2023

Dirección de la propuesta

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

Noemí Cambra Samper. Jefa de equipo de Conservación.

Autores del informe

IGME - Instituto Geológico y Minero de España

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

Jorge Jódar. Científico Titular (Unidad de Zaragoza). Coordinación y revisión

SARGA – Gobierno de Aragón.

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

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

Ana Trujillano Dorado. Técnico 2. Trabajo de campo y redacción del informe.

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

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

Beatriz García Prieto. Auxiliar técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

María Jarne Bretones. Trabajo de campo y revisión del informe.



Este trabajo debería ser citado como:

Lambán, L. J., Jódar, J., Antor, R., Gómez, I., Trujillano, A., Jimeno-Brabo, P., Carmena, F., García-Prieto, B., Jarne, M. y Cambra, N. (2023). Capítulo 3. Seguimiento hidrológico. En *PNOMP (Ed.), Memoria 2023: 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	159
3.2	INTRODUCCIÓN	161
3.2.1.	<i>Trabajos de campo.....</i>	<i>164</i>
3.2.2.	<i>Trabajos de laboratorio</i>	<i>173</i>
3.3	RESULTADOS.....	174
3.3.1.	<i>Recogida periódica de muestras de precipitación.....</i>	<i>174</i>
3.3.2.	<i>Determinación de parámetros en campo y muestreo para análisis químicos e isotópicos de aguas superficiales y subterráneas</i>	<i>174</i>
3.3.3.	<i>Medición de la altura de la lámina de agua en el río Arazas</i>	<i>179</i>
3.3.4.	<i>Funcionamiento hidrogeológico del Sistema Garcés</i>	<i>179</i>
3.3.5.	<i>Campañas de tomografía eléctrica.....</i>	<i>181</i>
3.4	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	182
3.5	REFERENCIAS	184

3.1 RESUMEN

Se han realizado en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido diversos trabajos relacionados con el seguimiento hidrológico, iniciados en el espacio natural desde hace ya doce temporadas. Los principales trabajos realizados en 2023 han consistido en: 1) Mantenimiento del muestreo químico e isotópico de diferentes puntos de agua (precipitación, aguas superficiales y subterráneas) en todo el parque, 2) Actualización de las series de datos en Garcés para conocer el funcionamiento hidrogeológico del sistema kárstico que drena el macizo de Monte Perdido–Marboré y 3) Campañas de Tomografía Eléctrica (Pradera de Ordesa/Cotatuero y Circo de Soaso) para conocer en detalle la geometría del Sistema Acuífero Inferior (Cretácico Superior).

Para el seguimiento hidrogeoquímico e isotópico de los recursos hídricos 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 17 de julio) y otra en otoño (del 8 al 28 de noviembre). Los puntos de agua muestreados han sido:

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

Por otro lado, se ha continuado con la recogida periódica de las muestras de lluvia acumuladas en la estación meteorológica (LTER) y al mantenimiento del “toma muestras”, situados en las inmediaciones del antiguo Parador de Ordesa.

Por último, se ha registrado periódicamente el aforo en el río Arazas a la altura del Puen dera Canalera (o de la Canalera).

Respecto a la actualización de las series de datos en Garcés para conocer el funcionamiento hidrogeológico del sistema kárstico que drena el macizo de Monte Perdido–Marboré, se han descargado e interpretado los datos de nivel, temperatura y conductividad eléctrica del agua en la Cueva de Garcés (Sifón Silvia)

Por último, entre los días 18 y 21 de septiembre de 2023, se realizaron 8 perfiles de Tomografía Eléctrica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (3 en el sector Pradera de Ordesa/Cotatuero y 5 en el Circo de Soaso)

Estos trabajos complementan los realizados en el proyecto de investigación científica en la Red de Parques Nacionales (SPIP2021-02741): “Impacto, seguimiento y evaluación del cambio climático global en los recursos hídricos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido”

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 3348 m s.n.m. en su punto más alto, acoge en su interior el sistema kárstico a mayor altitud de toda Europa.

Las zonas altas del Parque Nacional se caracterizan por presentar escasez de aguas superficiales, donde son raros los ibones o lagos de montaña. Solo dos de cierta entidad adornan con sus gélidas aguas los parajes calizos de la alta montaña, el ibón de Marboré (represado) 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, han ido 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 (Lambán *et al.*, 2019).

Gran parte de la precipitación, en forma de lluvia o nieve, se infiltra y recarga los acuíferos. Los resultados obtenidos hasta el momento indican que la cantidad de recursos hídricos disponibles dependerá, en buena medida, de la cantidad de nieve caída, porque los caudales generados por el proceso de la fusión nival son suficientemente bajos para permitir la infiltración, prácticamente total, del agua meteórica precipitada en forma de nieve. La infiltración de fusión nival es un proceso que maximiza la recarga distribuida del sistema acuífero, y garantiza la descarga de agua subterránea, sobre todo durante la época de estiaje, a través de los numerosos manantiales que jalonan el paisaje y que drenan el sistema acuífero. Fuera de la época invernal, y dada la naturaleza kárstica del macizo, se generan rápidos e importantes eventos de descarga de agua subterránea que procede de la infiltración del agua de lluvia a través de los conductos kársticos más importantes que integran la estructura del karst. Esta agua será de vital importancia para el mantenimiento de los ecosistemas y la biodiversidad de todo el Parque.

Con el objetivo 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, desde el año 2011 se ha realizado un seguimiento hidrogeoquímico e isotópico sistemático, tanto del agua de entrada (precipitación) como de descarga (ríos y manantiales). Este seguimiento se realiza por investigadores del Instituto Geológico y Minero de España (IGME), en colaboración con el equipo de seguimiento ecológico del PNOMP, a través de la propuesta de Inventariado y Monitorización de los Recursos Naturales que gestiona la empresa pública SARGA. Durante este tiempo se ha contado además con la colaboración de grupos de espeleología

(OTXOLA), con el apoyo de expertos de la Universidad Politécnica de Cataluña o la Autónoma de Madrid y la ayuda del personal del PNOMP en tareas de apoyo en el campo y coordinación.



Imagen 3.1 Cueva Garcés, principal colector de las aguas del macizo kárstico de Marboré – Monte Perdido.

La propuesta de apoyo para 2023 en la que ha colaborado SARGA con los estudios hidrogeológicos del IGME 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 eléctrica, temperatura, oxígeno disuelto). Etiquetado, conservación y entrega de las muestras de agua tomadas.
- Recogida de muestras de precipitación (lluvia y nieve) 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.
- Registro del aforo del río Arazas a la altura del Puen dera Canalera.



Imagen 3.2 *Río Yaga a la altura de la Fuente de Escuaín.*

Por otro lado, se ha continuado con la descarga y análisis de los datos de nivel, temperatura y conductividad eléctrica del agua en la Cueva de Garcés (Sifón Silvia) con el objetivo de profundizar en el conocimiento del funcionamiento hidrogeológico del sistema kárstico que drena el macizo de Monte Perdido–Marboré.

Durante este año 2023 se realizaron, además, 8 perfiles de Tomografía Eléctrica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (3 en el sector Pradera de Ordesa/Cotatuero y 5 en el Circo de Soaso). Se trata de los primeros perfiles de este tipo realizados en el Valle de Ordesa, lo cual permite conocer la geometría y funcionamiento del Sistema Acuífero Inferior

Finalmente, se realizó una campaña de aforos diferenciales en septiembre de 2023 con el objetivo de cuantificar la cantidad de agua que entra y sale de los materiales del cuaternario. Además, se instalaron dos tubos piezométricos con diferentes sensores de nivel y temperatura del agua a distintas profundidades en el cauce del río Arazas (aguas arriba y aguas abajo del Circo de Soaso) con la finalidad de identificar y cuantificar la existencia de flujos verticales de descarga o recarga del acuífero.

3.2.1. Trabajos de campo

Recogida de muestras de precipitación.

Con carácter preferentemente mensual, se procede al muestreo del agua de precipitación (lluvia y nieve) recogida en un toma muestras instalado en la estación meteorológica (LTER) situada en las inmediaciones del antiguo Parador de Ordesa. Dicho toma muestras 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.



Imagen 3.3 Toma muestras (bidón azul) en la estación meteorológica (LTER) del Parador de Ordesa.

Es importante recoger las muestras antes de que bidón rebose, aunque dicha recogida corresponda a un solo evento de precipitación (suceso extraordinariamente anómalo). En estos casos, se anota 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. Durante el tiempo que se almacenen las muestras antes de su envío al IGME, éstas han de conservarse refrigeradas.

Es necesario mantener limpio el recipiente de recogida de la muestra asegurándose de que el recipiente interno ha quedado libre de impurezas. Para ello, el bidón pequeño se lava con agua destilada y se le añade posteriormente una capa de unos 2 mm de aceite de vaselina líquida, que sirve para evitar así procesos de contaminación por pólenes o diversos organismos, y de fraccionamiento isotópico por evaporación del agua almacenada.

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

Para realizar este trabajo se procede, en dos campañas (primavera y otoño), a la recogida periódica de muestras de aguas superficiales y subterráneas (manantiales), previamente seleccionadas y que se detallan en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 *Tabla 3.1 Aguas superficiales y manantiales objeto de seguimiento en el PNOMP en 2023. Las coordenadas están expresadas en UTM ETRS89 (30T).*

PUNTOS DE MUESTREO	COORDENADA X	COORDENADA Y
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
Río Arazas en Soaso (Pivote IGME)	746158	4725095



Imagen 3.4 Surgencia del Barranco L'Abellana en noviembre.

Para realizar las mediciones fisicoquímicas de los manantiales se utiliza una sonda portátil multiparamétrica HANNA Mod. HI98194, la cual 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, y porcentaje de saturación.

Las mediciones se realizan dos veces. La primera se hace directamente sobre las aguas del manantial, 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 realiza en el vaso de precipitados que contiene la sonda; el vaso ha de ser enjuagado previamente con el agua

del propio manantial para homogeneizar la muestra. Los resultados se registran en la aplicación móvil MEMENTO, en la que previamente se ha confeccionado una biblioteca específica para tal fin. Esta aplicación permite así mismo recoger las coordenadas de localización e imágenes vinculadas a cada 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. Dichas muestras se conservan 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.

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

Registro periódico del aforo del río Arazas a la altura del Puen dera Canalera

Durante los meses de marzo a agosto se ha venido registrando la altura de la lámina en el río Arazas. Mediante un medidor laser manejado sobre el Puen dera Canalera, en su punto medio y tomando como punto de partida el borde superior del puente, se toman y anotan los datos que posteriormente son trasladados a la ficha Excel correspondiente.

Descarga de datos en la Cueva de Garcés

El Sistema Garcés se encuentra entre el macizo del Monte Perdido (3.348 m s.n.m) y la Cola de Caballo (1.800 m s.n.m). Para caracterizar los efectos del cambio climático en la cantidad y calidad del agua a escala local (Sistema Garcés) se han instalado sensores para la medida continua del nivel, la conductividad eléctrica y la temperatura del agua del acuífero.

Con el objetivo de continuar conociendo el funcionamiento hidrogeológico así como el efecto del cambio climático sobre el Sistema Garcés y la Cascada de la Cola de Caballo, se procede a la revisión y descarga periódica de los datos diarios de nivel, temperatura y conductividad eléctrica de agua en distintos puntos de la Cueva Garcés. Sólo pudieron descargarse los datos correspondientes hasta mayo de 2023 por problemas con el cable de descarga de datos durante la campaña de otoño (se tiene previsto actualizar las series en julio de 2024)

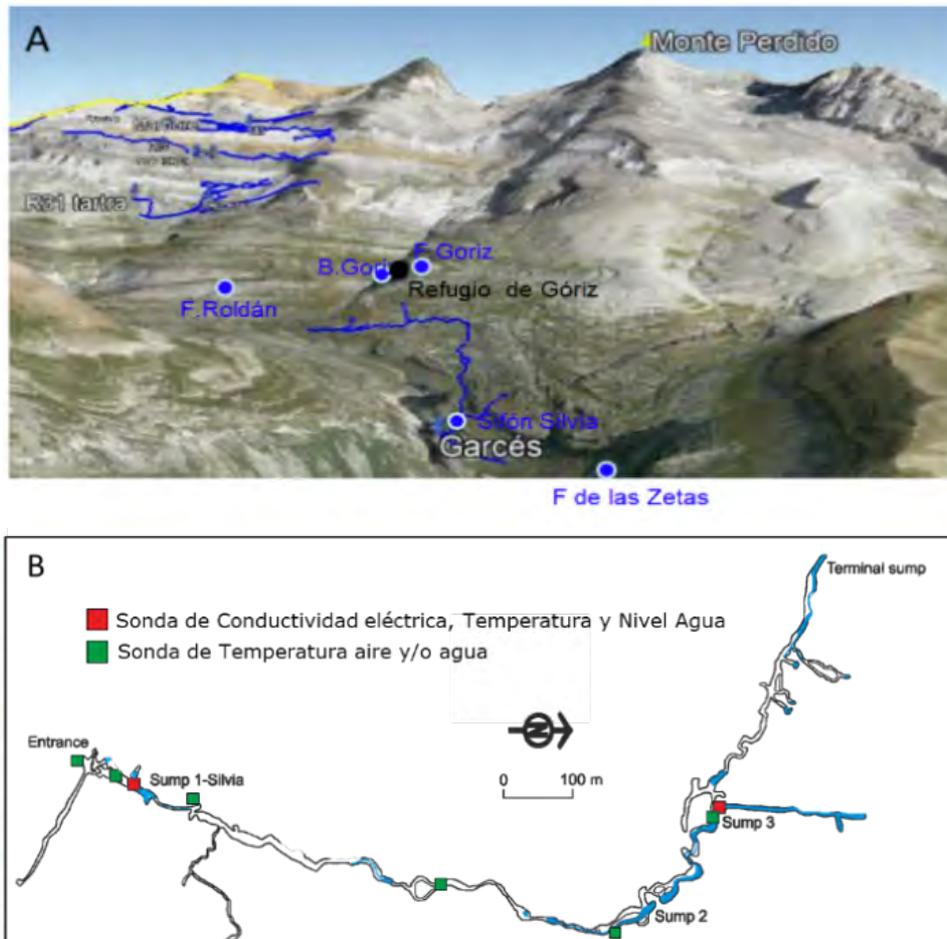


Imagen 3.5 A) Sector comprendido entre el macizo del Monte Perdido (3.355 m s.n.m) y la Cola de Caballo (1.800 m s.n.m). Red de control (Fuente de Góriz, Barranco de Góriz, Fuen Roldán, Fuente de las Zetas, y Sifón Silvia) y proyección en superficie de los sistemas kársticos principales (en azul). El sistema Garcés es el sistema de menor elevación. (B) Sistema Garcés en detalle, donde se puede ver la ubicación de los distintos sensores instalados para monitorizar la respuesta hidrodinámica, química e isotópica del sistema ante las variaciones hidroclimáticas y antrópicas que pueden afectar a la recarga del acuífero.

Campañas de tomografía eléctrica (Valle de Ordesa)

Los perfiles de Tomografía Eléctrica (ERT) permiten medir el contraste de resistividades para estimar la profundidad del acuífero, localizar fracturas y/o distinguir entre unidades litológicas. La resistividad es la resistencia eléctrica específica que presenta cada material al oponerse al paso de una corriente eléctrica y está relacionada con: minerales, porosidad, fluido que rellena los poros, saturación de agua de la roca, temperatura, etc. Cuando mayor es el espacio entre los electrodos, mayor es la profundidad de investigación, pero menor el grado de detalle.

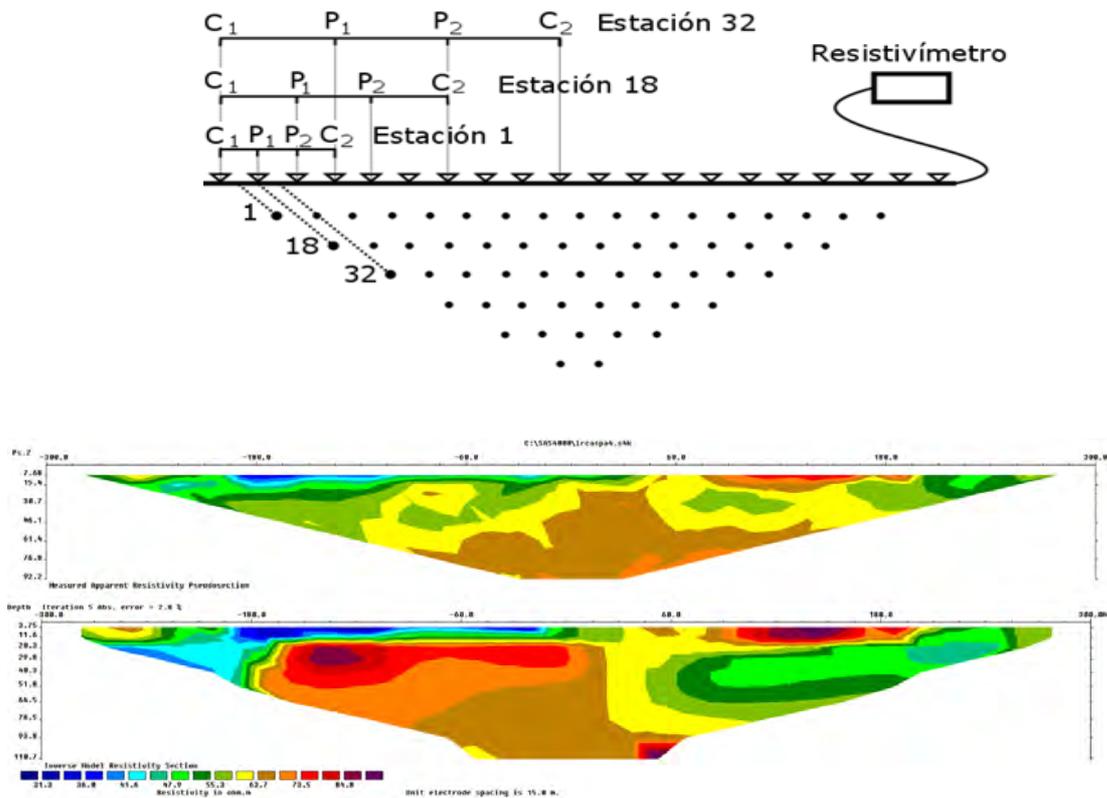


Imagen 3.6 Ejemplo de obtención de un perfil de Tomografía Eléctrica (ERT)

Entre los días 18 y 21 de septiembre de 2023 se realizaron 8 perfiles de Tomografía Eléctrica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (3 en el sector Pradera de Ordesa/Cotatuero y 5 en el Circo de Soaso). Se trata de los primeros perfiles de este tipo realizados en el Valle de Ordesa, dada la complejidad que conlleva el traslado de los equipos, número de personal y ejecución de los perfiles. Algunos aspectos relacionados con esta complejidad logística son: época del año (mayor riesgo de lluvias, lo que impide la toma de medidas fiables), transporte de los equipos en altura (entre 350 y 400 kg de peso), trabajo simultáneo en ambas zonas (Pradera de Ordesa/Cotatuero y Circo de Soaso), coordinación personal del IGME-CSIC, personas del Parque, APNs y Trekking Mule así como otras incertidumbres relacionadas con la profundidad de investigación, ritmo de trabajo, calidad de los resultados, condiciones meteorológicas.

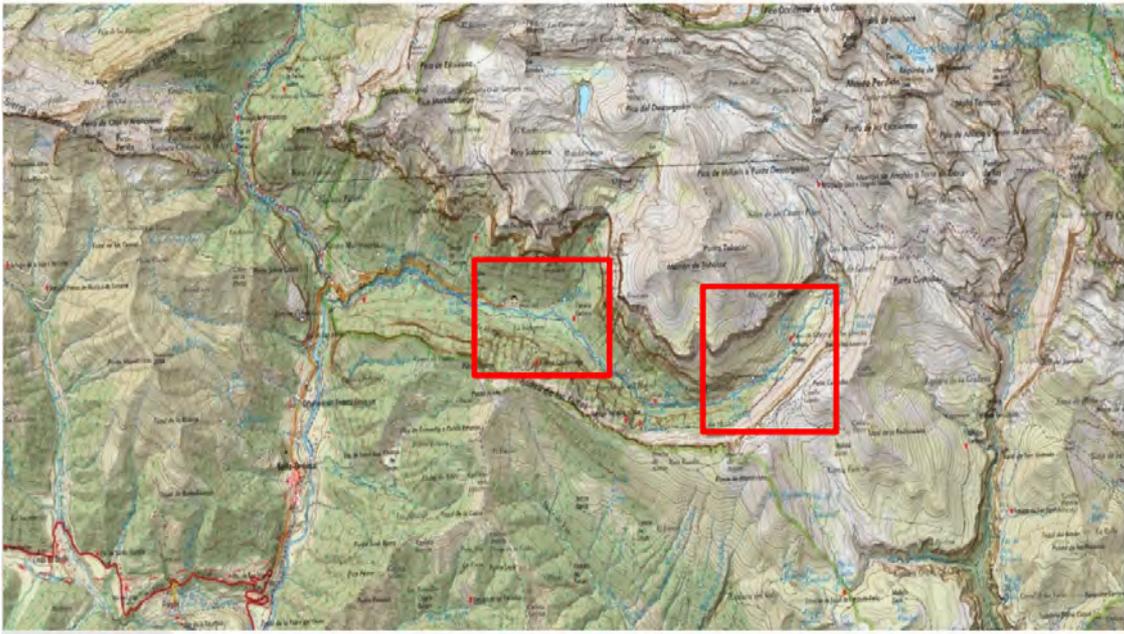


Imagen 3.6 Áreas de trabajo en el Valle de Ordesa: Pradera de Ordesa/Cotatuero y Circo de Soaso



Imagen 3.7 Perfiles realizados en el Sector Pradera de Ordesa/Cotatuero

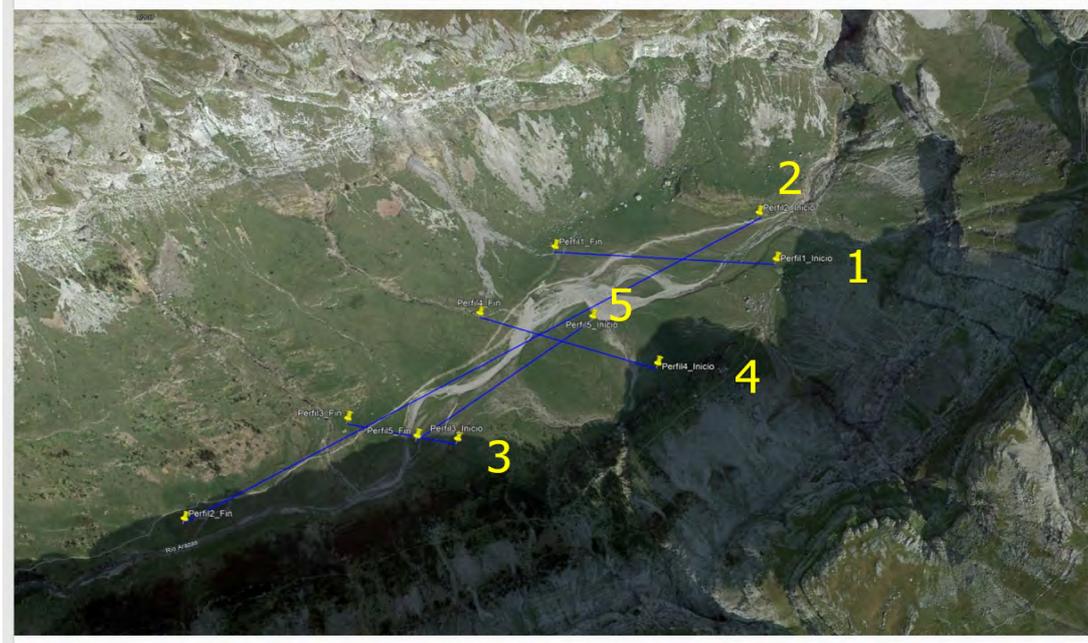


Imagen 3.8 *Perfiles realizados en el Sector de Soaso*

Aforos diferenciales e instalación de sensores (Circo de Soaso).

Con el objetivo de cuantificar la cantidad de agua que entra y sale de los materiales del cuaternario se realizó una campaña de aforos diferenciales en septiembre de 2023. Por otro lado, con la finalidad de identificar y cuantificar la existencia de flujos verticales (sensores de nivel y temperatura a diferentes profundidades) se instalaron dos tubos piezométricos con diferentes sensores de nivel y temperatura del agua a distintas profundidades en el cauce del río Arazas (aguas arriba y aguas abajo del Circo de Soaso). Los trabajos se realizaron entre junio y septiembre de 2023. Lamentablemente, el segundo sensor instalado aguas abajo desapareció meses más tarde presumiblemente como consecuencia de una fuerte crecida, por lo que se tiene previsto la instalación de un nuevo piezómetro durante 2024

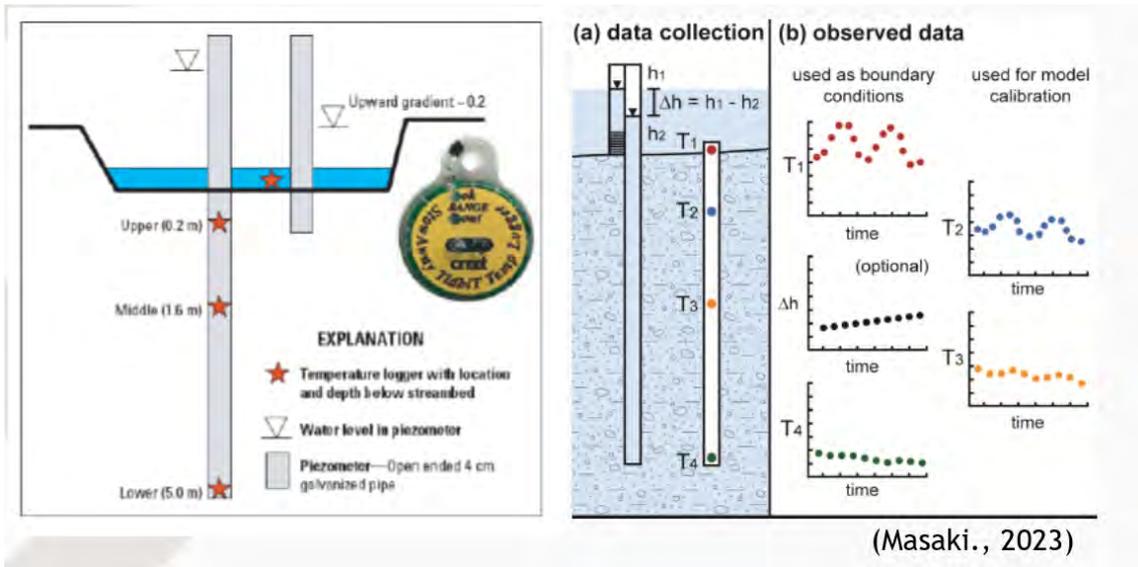


Imagen 3.9 Croquis de tubos piezométricos con sensores instalados en el Circo de Soaso

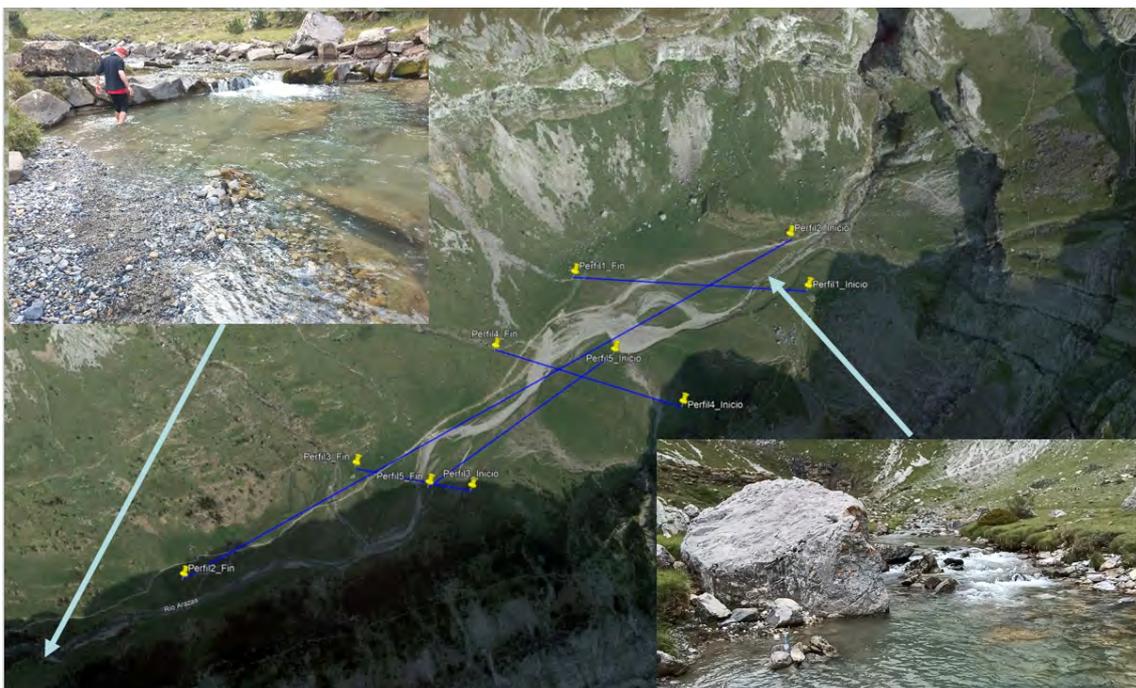


Imagen 3.10 Situación de los tubos piezométricos instalados en el Circo de Soaso

3.2.2. Trabajos de laboratorio

Los análisis químicos (elementos mayoritarios) e isotópicos ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$) se realizan en el Laboratorio del Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC) en Zaragoza. Los análisis de contaminantes orgánicos se realizan en el Instituto Universitario de Investigación Marina de la Universidad de Cádiz. Dichos análisis han sido financiados por el proyecto de investigación científica en la Red de Parques Nacionales (SPIP2021-02741): “Impacto, seguimiento y evaluación del cambio climático global en los recursos hídricos en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido”

3.3 RESULTADOS

3.3.1. Recogida periódica de muestras de precipitación.

En 2023 se han recogido periódicamente las muestras de precipitación acumuladas en la estación LTER de las inmediaciones del Parador de Ordesa. El día 16 de noviembre, después de unos días de intensas lluvias, el captador se encontraba desbordado cuando se recogió la muestra.

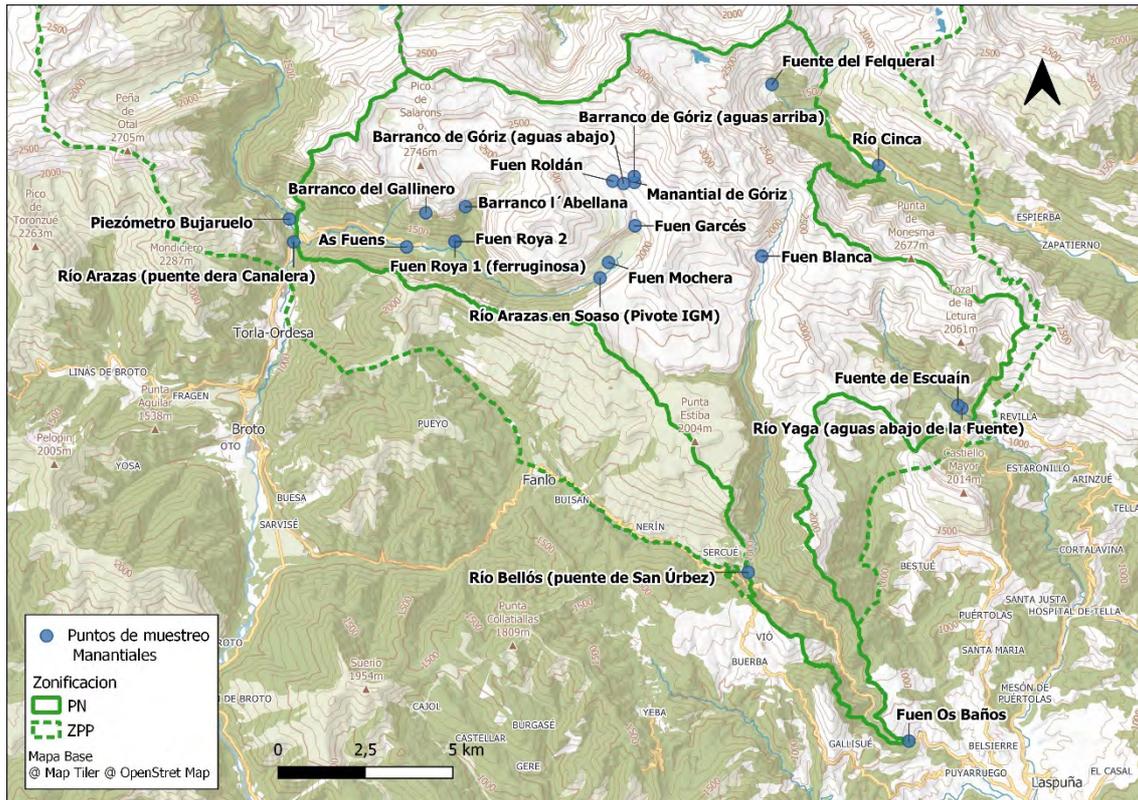
En la Tabla 3.2 se presentan los periodos de recogida y volúmenes de agua muestreados en cada visita.

Tabla 3.2 Periodos de recogida y volúmenes de agua muestreados de precipitación (lluvia).

LOCALIDAD	FECHA INICIO	FECHA FIN	MUESTRAS RECOGIDAS
PARADOR	28/11/2022	06/03/2023	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	06/03/2023	27/03/2023	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	27/03/2023	16/05/2023	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	16/05/2023	29/05/2023	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	29/05/2023	12/06/2023	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	12/06/2023	12/07/2023	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	12/07/2023	30/08/2023	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	30/08/2023	29/09/2023	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	29/09/2023	25/10/2023	100 ml. + 500 ml.
PARADOR	25/10/2023	06/11/2023	100 ml. + 500 ml.

3.3.2. Determinación de parámetros en campo y muestreo para análisis químicos e isotópicos de aguas superficiales y subterráneas

Las campañas de muestreo de aguas superficiales y subterráneas (manantiales) se realizaron del 16 de mayo al 17 de julio (primavera) y del 8 al 28 de noviembre (otoño) de 2023. Este año se ha incorporado un nuevo punto de muestreo en el río Arazas, comenzándose la toma de datos y muestras durante la campaña de otoño. En octubre los compañeros del IGME instalaron un aparato de medición permanente en el Arazas, y es en ese punto, denominado Río Arazas en Soaso (Pivote IGME), donde se ha comenzado a muestrear.



Mapa 3.1 Aguas superficiales y subterráneas muestreadas en primavera y otoño.

Los parámetros de campo medidos en las aguas superficiales y subterráneas muestreadas en las campañas de primavera y otoño de 2023 (Mapa 3.1) han dado los siguientes resultados (Tablas 3.3 y 3.4):

- El grado de acidez del agua presenta valores de pH comprendidos entre 6.76 y 8.13 (en línea a los obtenidos para el periodo 2013-2022; 6,91 y 8,05).
- La conductividad eléctrica (CE) presenta valores comprendidos entre 117,6 y 637 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a excepción de los manantiales de Fuen Roya 1 (cuenca del Arazas) y Os Baños (cuenca del río Bellós), con valores significativamente mayores (entre 1975 y 3920 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Encontramos un predominio del calcio respecto al magnesio sin correlación entre ambos y disolución de anhídrita/yeso en Fuen Roya 1 y, aguas cloruro – sódicas en Os Baños (similares resultados a los obtenidos para el periodo 2013-2022). La menor conductividad eléctrica la encontramos en las aguas de fusión glaciaria que surgen por el manantial de Fuen Blanca de Añiscló y las de Fuen Mochera en Ordesa.
- Temperatura (T) comprendida entre 4,29 y 16,85 $^{\circ}\text{C}$ en primavera y entre 1,01 y 9,24 $^{\circ}\text{C}$ en otoño, con valores próximos a los obtenidos para el periodo 2013-2022. El manantial

de Os Baños en Añisclo, presenta valores bastante mayores y muy constantes, en torno de los 25 °C, en ambas campañas, ligeramente superiores que para los del periodo 2013-2022.

- d) Todos los datos obtenidos en el campo han sido trasladados a una ficha Excel que se puede consultar en el apartado de Anexo II Capítulo3.

Tabla 3.3 Resultados de los parámetros de campo medidos durante la primavera: se indica en manantial/en vaso.

MANANTIAL	FECHA	POTENCIAL REDOX (Mv)	pH	CE (μS/cm)	T (°C)
Fuen Blanca	17-jul.	-128/-115,4	8,12/7,87	118/137	15,44/16,78
Os Baños	19-may.	-59,5/-66,1	692/7,05	3920/4033	25,6/23,05
Os Baños	28-jun.	-69,5/-70,2	6,98/6,99	3352/3411	25,13/25,39
Río Bellós en San Úrbez	19-may.	-111,5/-107,4	7,96/7,89	241/257	8,66/9,45
Río Bellós en San Úrbez	29-jun.	-126,8/-118,6	8,08/7,93	222/221	15,29/16,05
Fuente de Escuaín	17-may.	-87/-92,5	7,3/7,6	207/209	7,7/8,11
Fuente de Escuaín	28-jun.	-121,1/-101,8	8,03/7,62	217/219	9,74/11,65
Río Yaga aguas abajo	17-may.	-103,6/-98,3	7,76/7,71	209/208	8,32/9,07
Río Yaga aguas abajo	28-jun.	-120,2/-115	7,98/7,89	227/228	10,62/11,9
As Fuens	16-may.	-88,4/-94,7	7,51/7,63	263/264	6,2/7,8
As Fuens	26-jun.	-105,9/-89	7,76/7,63	202/248	6,83/7,12
Bco. Gallinero	27-jun.	-111/-99,9	7,83/7,57	244/248	9,8/9,11
Bco. Góriz aguas abajo	3-jul.	-97,8/-99,3	7,54/7,56	637/649	16,85/17,64
Bco. Góriz aguas arriba	3-jul.	-102,2/-106,9	7,64/7,73	179/176	10,77/12,88
Bco. L'Abellana	27-jun.	-114,7/-115,1	7,9/7,91	292/292	6,8/8,05
Fuen Garcés	3-jul.	-84/87,2	7,32/7,36	140/135	4,68/5,41
Fuen Mochera	3-jul.	-113,8/-109,3	7,9/7,8	130/134	4,29/5,65
Fuen Roldán	3-jul.	-127,6/-119,9	8,02/7,99	214/218	8,3/9,78
Fuen Roya 1 (Fe)	16-may.	-54,8/-57,1	6,87/6,9	2033/2019	8,79/9,3
Fuen Roya 1 (Fe)	26-jun.	-61,9/-64,9	6,88/6,94	1975/1982	9,17/9,85
Fuen Roya 2	16-may.	-75,3/-66	7,26/7,06	420/436	7,13/7,92
Fuen Roya 2	26-jun.	-71,9/-73,8	7,08/7,12	400/396	8,34/8,64
Manantial de Góriz	3-jul.	-88,3/-84,2	7,38/7,28	223/331	8,34/9,99
Río Arazas (La canalera)	16-may.	-108/-105,4	7,92/7,85	245/244	7,52/8,46
Río Arazas (La canalera)	26-jun.	-92,8/-87,5	7,49/7,39	239/239	10,48/11,15
El Felqueral	30-jun.	-90,2/-83	7,4/7,3	234/233	8,33/9,23
Río Cinca (Ronatiza)	30-jun.	0/0	7,59/7,57	195/197	16,82/18,08
Piezómetro Bujaruelo	18-may.	-98,9/-100	/6,64	/2123	/10,5



Imagen 3.11 Toma de datos en el río Yaga (Izda.), Fuen Os Baños (Dcha.) y Fuen Roldán (Abajo).

Tabla 3.4 Resultados de los parámetros de campo medidos durante el otoño: se indica en manantial/en vaso.

MANANTIAL	FECHA	POTENCIAL REDOX (Mv)	pH	CE (μS/cm)	T (°C)
Fuen Blanca	17-jul.	-128/-115,4	8,12/7,87	118/137	15,44/16,78
As Fuens	9-nov.	-100,5/-103	7,43/7,45	257/257	7,97/7,82
Bco. Gallinero	20-nov.	-127/-119,9	8,13/7,97	254/256	7,12/7,34
Bco. Góriz aguas abajo	28-nov.	-97,1/-97,2	7,56/7,57	230/230	6,34/6,58
Bco. Góriz aguas arriba	28-nov.	-113/-117,7	7,93/8	183/183	1,01/1,39
Bco. L'Abellana	20-nov.	-107,2/-104,2	7,76/7,7	246/246	6,61/7,29
El Felqueral	8-nov.	-98,1/-98	7,27/7,38	211/226	7,80/8,81
Fuen Blanca	16-nov.	-136/-126,9	8,1/7,93	146/147	8,36/9,04
Fuen Garcés	28-nov.	-100/-109,2	7,62/7,8	174/176	5,46/6,13
Fuen Mochera	15-nov.	-120,2/-130,7	7,83/8,01	203/200	6,55/6,93
Fuen Roldán	28-nov.	-114,7/-114,1	7,92/7,9	172/172	5,02/4,95
Fuen Roya 1 (Fe)	9-nov.	-67,8/-67,9	6,76/6,8	2000/2001	8,71/8,76
Fuen Roya 2	9-nov.	-96,4/-75,7	7,73/6,91	373/366	8,66/8,53
Fuente de Escuaín	13-nov.	-120/-111,2	7,79/7,62	179/187	8,26/8,83
Manantial de Góriz	28-nov.	-94,3/-103,6	7,55/7,66	211/211	7,24/7,43
Os Baños	13-nov.	-73,5/-75,5	6,85/6,88	3327/3332	24,9/23,78
Piezómetro Bujaruelo	9-nov.	/-52,2	/6,44	/2089	/11,10
Río Arazas (La canalera)	9-nov.	-104/-101,2	7,41/7,42	346/353	9,24/9,38
Río Arazas en Soaso Pivote IGM	15-nov.	-124,8/-113	7,9/7,66	174/175	5,65/5,87
Río Bellós en San Úrbez	21-nov.	-125,9/-127,6	8,12/8,16	222/223	7,88/8,12
Río Cinca (Ronatiza)	8-nov.	-117/-70,7	7,79/6,7	230/233	8,69/9,00
Río Yaga aguas abajo	13-nov.	-122,8/-120,4	7,8/7,79	188/188	8,06/8,28



Imagen 3.12 Manantial de Fuen Roya 1, con coloraciones rojizas debido al alto contenido en hierro (Izda). Río Arazas desde Puen dera Canaleta (Dcha.)

Los análisis químicos e isotópicos obtenidos parecen confirmar 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.

3.3.3. Medición de la altura de la lámina de agua en el río Arazas

Durante los meses de marzo a agosto se ha venido registrando la medida de la lámina de agua en el río Arazas a la altura del Puen dera Canaleta. Los resultados se exponen en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5 Altura de la lámina de agua en el río Arazas.

FECHA	ALTURA
10/03/2023	3,9
17/03/2023	3,88
31/03/2023	3,88
14/04/2023	3,91
16/05/2023	3,96
10/06/2023	3,87
jun-23	3,56
23/06/2023	3,8
28/07/2023	3,92
18/08/2023	4,12

3.3.4. Funcionamiento hidrogeológico del Sistema Garcés

Durante la primavera de 2023 se realizó una revisión de los sensores y descarga de los datos diarios de nivel, temperatura y conductividad eléctrica de agua en la Cueva Garcés. Durante la campaña de otoño no pudieron descargarse los datos por problemas con el cable de descarga, por lo que se tiene previsto actualizar las series en julio de 2024.

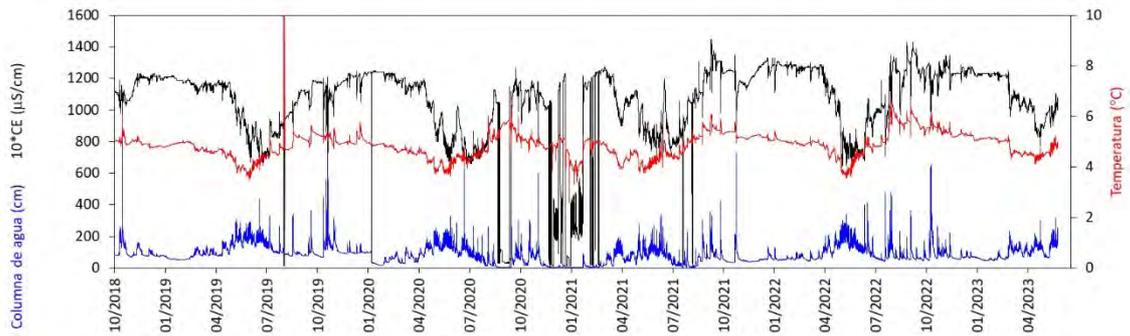


Imagen 3.13 Evolución del nivel, conductividad eléctrica y temperatura del agua durante el periodo 2018-2023 en el Sifón Silvia (Cueva de Garcés).

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 (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 las pequeñas fracturas, las diaclasas y la porosidad drenable del material carbonatado que conforma el macizo, tanto en su zona no saturada como en la zona saturada, ya que en ellas, dichas estructuras de flujo presentan una menor conductividad hidráulica que las grandes fracturas y conductos kársticos del sistema acuífero (Jódar et al., 2020).

Por otro lado, si se comparan las series obtenidas durante el invierno para los periodos 2018-2019 y 2022-2023, se observa cómo, durante el último periodo (2022-2023), la temperatura del agua es ligeramente mayor y las oscilaciones de nivel también, lo que podría evidenciar la presencia de una menor cobertera de nieve en el área de recarga durante el invierno y la primavera. No obstante, la serie de datos es todavía demasiado corta, por lo que se recomienda continuar ampliándola para poder confirmar esta hipótesis.

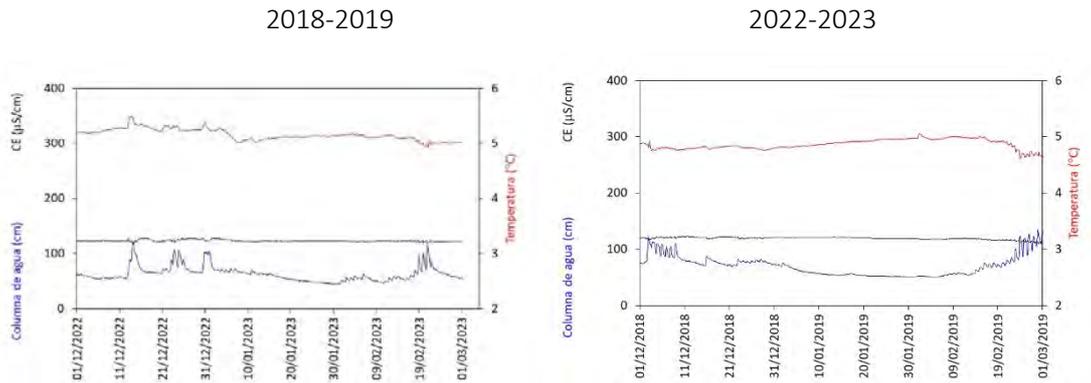


Imagen 3.14 Evolución del nivel, conductividad eléctrica y temperatura del agua durante el invierno en los periodos 2018-2019 y 2022-2023 en el Sifón Silvia (Cueva de Garcés)

3.3.5. Campañas de tomografía eléctrica

Los perfiles realizados en el sector Pradera de Ordesa/Cotatuero ponen de manifiesto la presencia de una pequeña cobertera resistiva, de unos 5-10 m de espesor, sobre unos materiales más conductores, posiblemente asociados a un contenido mayor de arcillas y/o mayor contenido en agua. Estos materiales se encuentran más desarrollados en el perfil de la Pradera donde no se define bien el sustrato resistivo que se aprecia en los perfiles 1 y 2

Los perfiles realizados en el Circo de Soaso son muy coherentes, poniendo de manifiesto un relleno de materiales cuaternarios (más conductores), sobre los materiales más resistivos del Cretácico Superior. El espesor máximo de este relleno es de unos 50-70 m en la parte alta-media del valle y disminuye significativamente hacia la mitad del perfil longitudinal 2.

3.4 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

Tanto los parámetros medidos en campo así como los análisis químicos e isotópicos realizados permiten confirmar 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. En los próximos años, se recomienda reducir el número de puntos de muestreo químico e isotópico con objeto de abordar otro tipo de actividades prioritarias como es la medida de aforos para realizar un balance hídrico del Parque. Se recomienda además la instalación de otro punto de muestreo de la precipitación a una altura mayor y más representativa de la cota de recarga.

Las series de nivel de la lámina de agua, conductividad eléctrica y temperatura del agua en el Sistema Garcés, permite conocer el funcionamiento hidrogeológico del Sistema Monte Perdido-Marboré, así como detectar la influencia del cambio climático en el sistema. El análisis de los datos y las investigaciones realizadas hasta el momento confirman 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. La comparación de las series obtenidas durante los inviernos correspondientes a los periodos 2018-2019 y 2022-2023 indican un ligero incremento de la temperatura, así como una mayor oscilación de los niveles en el Sifón Silvia, lo que podría indicar una mayor influencia del cambio climático y menor cobertera de nieve en el área de recarga. No obstante, es necesario disponer de series más largas de datos para poder confirmar esta hipótesis. Conviene recordar que la mayor parte de los recursos hídricos del Parque, tanto sus numerosos manantiales (algunos de ellos tan emblemáticos como Cola de Caballo, el manantial de Fuen Blanca o la Fuente de Escuaín) como sus ríos principales (Arazas, Bellós, Yaga y Cinca), tienen su origen en las aguas subterráneas, por lo que la disminución en el aporte de agua afectará directa o indirectamente a toda la biodiversidad asociada al Parque Nacional.

Los perfiles de tomografía eléctrica permiten conocer el espesor y la geometría de los materiales cuaternarios. Los perfiles realizados en el sector Pradera de Ordesa/Cotatuero ponen de manifiesto la presencia de una pequeña cobertera resistiva, de unos 5-10 m de espesor, sobre unos materiales más conductores, posiblemente asociados a un contenido mayor de arcillas y/o mayor contenido en agua. Los perfiles realizados en el Circo de Soaso son muy coherentes, poniendo de manifiesto un relleno de materiales cuaternarios (más conductores), sobre los materiales más resistivos del Cretácico Superior. El espesor máximo de este relleno es de unos 50-70 m en la parte alta-media del valle y disminuye significativamente hacia la mitad del valle.

Para una adecuada gestión de los recursos hídricos se considera prioritario y esencial disponer de un balance hídrico (aunque sea aproximado) para todo el Parque. Es por ello que, tal y como se ha comentado anteriormente, se recomienda la realización de al menos dos campañas de aforo (aguas altas y bajas) en los puntos siguientes: Río Bellos (Puente de San Úrbez), Río Yaga (Aguas arriba y abajo de la Fuen de Escuaín), Río Arazas (Aguas arriba y abajo del Circo de Soaso, y Puen dera Canaleta) y Río Cinca (antigua estación de aforos de Acciona). Así mismo, es muy importante mantener las medidas de la lámina del Río Arazas desde el Puen dera Canalera.

3.5 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_seguintment_i_control/01_protocols/03_Protocol_rius.pdf
- Audra, P. & Palmer, A.N. (2015). Research frontiers in speleogenesis. Dominant processes, hydrogeological conditions and resulting cave patterns. *Acta Carsologica*, 44(3).
- 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-g5NQ29BHioIbb_Qje-aULWtZ
- Häuselmann, P. (2012). Solution caves in regions of high-relief. En *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. y 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. y 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. y Custodio, E. (2019). Investigaciones hidrogeológicas en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Huesca, España). *Boletín Geológico y Minero*, 130 (4): 615-640.
- 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.
- Audra, P. & Palmer, A. N. (2011). The pattern of caves: controls of epigenic speleogenesis. *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 17(4), 359-378.

Capítulo 4



Seguimiento de rana pirenaica en el PNOMP

PROPUESTA RB-34009
Memoria final 2023

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 Medio Ambiente
y Turismo

SEGUIMIENTO DE RANA PIRENAICA EN EL PNOMP

Memoria final 2023

Dirección de la propuesta

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

Noemí Cambra Samper. Jefa de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del trabajo

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 y revisión del informe y tratamiento cartográfico.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Trabajo de campo y revisión del informe.

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

Ana Trujillano. Técnico 2. Revisión del informe.

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Personal colaborador

Voluntariado ACA y AHE. Trabajo de campo.

Personal en prácticas

Violeta Lalmolda. Estudiante de Ciencias Ambientales. Escuela Politécnica superior de Huesca. Trabajo de campo.



Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Jimeno-Brabo, P., Trujillano, A., García-Prieto, B., Carmena, F. y Cambra, N. 2023. Capítulo 4. Seguimiento de rana pirenaica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2023: 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

4.1	RESUMEN	190
4.2	INTRODUCCIÓN	191
4.2.1	<i>Rana pirenaica (Rana pyrenaica)</i>	192
4.3	METODOLOGÍA	195
4.3.1.	<i>Unidades de muestreo y obtención de datos</i>	195
4.3.2.	<i>Análisis de datos</i>	197
4.4	RESULTADOS	199
4.4.1.	<i>Tamaños poblacionales</i>	199
4.4.2.	<i>Tendencias temporales</i>	218
4.4.3.	<i>Hábitat y ecología. Interacciones con otras especies. Competencia y depredación.</i>	227
4.4.4.	<i>Otras especies</i>	238
4.4.5.	<i>Estudio de susceptibilidad a enfermedades</i>	246
4.5	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	247
4.3	REFERENCIAS	252

4.1 RESUMEN

Se presentan a continuación los resultados de la decimoséptima campaña de seguimiento de los núcleos poblacionales de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) basados en el muestreo de 35 localidades. En la presente temporada se han avistado un total de 3.271 larvas, 20 juveniles-subadultos y 48 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 hidromorfológicas de las localidades. Los datos recogidos en la presente temporada se contextualizan con la serie histórica disponible 2007-2022 para ver sus tendencias poblacionales en el Parque Nacional y para observar cómo 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, *Batrachochytrium dendrobatidis* y ranavirus principalmente) y su incidencia sobre las comunidades de anfibios en la red de Parques Nacionales (Bosch et al, 2001; Bosch, 2003; Bosch y Martínez-Solano, 2006).

Por otro lado, se ha realizado la sexta 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 realizado la séptima campaña de descaste del salmónido exótico salvelino (*Salvelinus fontinalis*) del humedal As Fuens situado en el valle de Ordesa (ver Capítulo 7 de la presente memoria).

4.2 INTRODUCCIÓN

Los primeros estudios con rana pirenaica llevados a cabo en el Parque Nacional fueron realizados por su descubridor, el Dr. Jordi-Serra Cobo, instaurando una metodología de seguimiento que continua hoy en día con pequeñas modificaciones (Serra-Cobo, 2001). Dichos trabajos se han completado con varios inventarios 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 Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) (SARGA, 2007-2023) 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 Nacional y su problemática es amplio. 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 Nacional 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 almogavarii*). Con una distribución restringida a las zonas más bajas y mediterráneas del Parque Nacional aparece también la rana verde común (*Pelophyllax perezi*) 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 Nacional como son la ranita de San Antón (*Hyla molleri*) y la salamandra (*Salamandra salamandra fastuosa*).

El programa de seguimiento de rana pirenaica en el PNOMP 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) (Bosch et al, 2003), 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 7 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.



Imagen 4.1 Ejemplar adulto de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico del PNOMP).

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 y 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).



Imagen 4.2 *lzda*: Larvas de rana pirenaica (*Rana pyrenaica*); *dcha*: puesta de huevos adherida a una roca del cauce (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico del PNOMP).

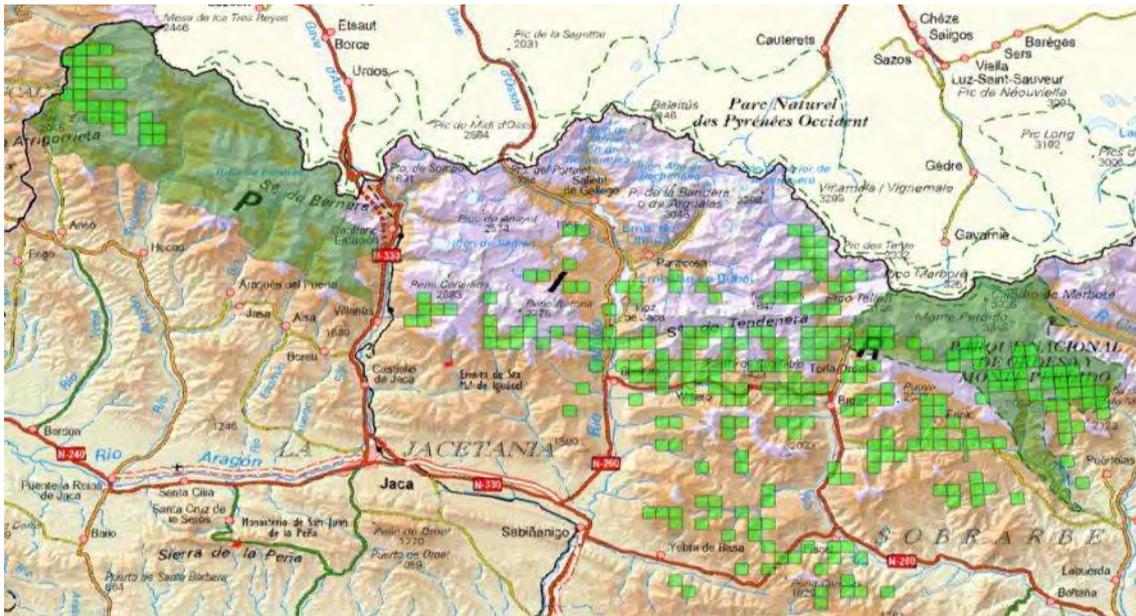
Es una rana torrentícola, a la que le gustan las aguas frías y oxigenadas, afín también a las zonas fontinales de media montaña. Los barrancos pirenaicos se adaptan perfectamente a estos parámetros, siempre sobre sustratos calizos y en un rango de altura comprendido entre los 800 y los 2200 m.



Imagen 4.3 *Hábitat de rana pirenaica (Rana pyrenaica) en el barranco Capradiza (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico del PNOMP).*

El grueso de sus localidades se encuentra en Aragón, entre los valles de Ansó y el río Cinca (Mapa 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 et al., 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).



Mapa 4.1 Distribución conocida de rana pirenaica en la C.A. de Aragón. Cuadrículas de 1 x 1 km con presencia de la especie (Fuente: elaboración propia a partir de la cobertura de rana pirenaica del Gobierno de Aragón)

4.3 METODOLOGÍA

4.3.1. Unidades de muestreo y obtención de datos

Los trabajos de seguimiento llevados a cabo en 2023 dan continuidad a los estudios previos realizados por Serra-Cobo (2001, 2004), a los inventarios posteriores efectuados por el Parque Nacional en 2005 y 2006 y a los estudios llevados a cabo en el periodo 2007-2022 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 Nacional (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 higróturba. 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, 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 ésta. Durante los trabajos de campo, también se recoge 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 es recogida directamente mediante la aplicación *memento* a una tabla .csv y transformada posteriormente a soportes informáticos (.xls, .sav, .shp) para su tratamiento analítico y cartográfico (ver Anexo I. Protocolos de seguimiento, Anexo II. Fichas de campo y datos y Anexo 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 y los útiles de trabajo fueron convenientemente desinfectados antes y después de su uso con productos especializados, este año se trabajó con Ox-virín®, un producto desinfectante que va ya preparado directamente para su aplicación.



Imagen 4.4 Toma de datos físico químico en el recipiente hídrico (Autor: Equipo de Seguimiento Ecológico del PNOMP).

En 2023 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 (*quitridiomycosis* y *ranavirus*, sobre todo) en los parques de montaña de la red de Parques Nacionales españoles (Dr. Jaime Bosch, Instituto Mixto de Investigación en Biodiversidad -IMIB-CSIC-UO-PA-) con la recogida de muestras para su análisis en todo el territorio del espacio protegido.

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.

Tabla 4.1 Categorización de algunas de las variables registradas en cada localidad prospectada para el seguimiento de rana pirenaica en el Parque Nacional durante 2023.

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: semiclara, 2: clara; 3: muy clara
	Grado de insolación del agua	1: baja; 2: media; 3: alta

Variables		Categorización
	Velocidad media estimada del agua	1: baja; 2: media; 3: alta
Datos del biotopo	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

Para caracterizar los hábitats de cada localidad durante el periodo de seguimiento 2007-2023, 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_23.xls incluidos en la carpeta anfibios/rana pirenaica) 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 las 33 localidades en las que se han recogido datos anualmente.

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 histórica, 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 crecimiento de la rana pirenaica.

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. Hábitat y ecología. Interacciones con otras especies. Competencia y depredación.

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.

4.4.5. Estudio de susceptibilidad a enfermedades

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 las acciones de seguimiento poblacional de rana pirenaica en este año 2023 se han avistado un total de 3.271 larvas, 20 juveniles-subadultos y 48 adultos de la especie en las 35 localidades estudiadas en el PNOMP. Por cuencas, los datos se sintetizan en la siguiente tabla:

Tabla 4.1 Estimaciones de abundancia relativa de Rana pirenaica detectada en las 35 localidades de seguimiento durante 2023, agrupados los datos por cuencas.

Sector	Larvas	Juveniles-Subadultos	Adultos
Ordesa	354	5	14
Añisclo	1602	10	6
Escuaín	1315	5	26
TOTAL	3271	20	48

- En el valle de Ordesa, a las dos localidades que habitualmente presentan ocupación y reproducción anual, Barranco de las Ollas y Fuen Mochera, se le ha incorporado este año también el barranco del Mallo, situado en el Soaso de Ordesa. Es un barranco con una disponibilidad de agua bastante limitada lo que condiciona muchos años la reproducción de la especie.
- En el valle de Añisclo, en especial en las localidades supra-forestales de la margen hidrográfica derecha del Bellós, la situación es incierta tras el brote de ranavirus detectado en el año 2020 en las localidades de la cabecera del Barranco Pardina, en concreto en los Barrancos de Comas y Fuen Berná. En el barranco Comas se ha seguido detectando mortalidad larvaria y se han recogido las correspondientes muestras para tratar de identificar el agente causante; al menos en ambos barrancos se ha podido confirmar este año tanto la ocupación como la reproducción anual. En el resto de barrancos de esa misma margen del Bellós las localidades han mostrado una baja ocupación y reproducción (Bcos. Yaba, Fuen Carduso, paralelo a Fuen Carduso y Capradiza). Destacable como dato anecdótico la localidad Bellós 1, en la que se han registrado hasta 400 larvas, un máximo histórico en esa localidad, que tiene la particularidad de ser tan efímera.
- En el valle de Escuaín, los resultados obtenidos de abundancia de la especie han sido también discretos, destacan los buenos números larvarios, obtenidos en el barranco Forcallos y los núcleos poblacionales bajos detectados, en un amplio número de localidades del valle como por ejemplo Barrancos Manabí, Lugar,

- Forca Martín, Forqueta Sorripas, Calzil, Brocal, La Ralla, Rebofa y paralelo a Refoba. En el barranco Garganta, en el que se detectó mortalidad de la especie hace unos años, se sigue comprobando al menos la ocupación y la reproducción de la especie, aunque sus números poblacionales también han bajado, en comparación con la serie histórica.

En las gráficas a continuación se sintetizan los resultados de seguimiento de larvas, juveniles-subadultos y adultos de la especie, con los datos agrupados por cuenca y a lo largo de la serie histórica. Puede observarse los mínimos históricos registrados en la temporada pasada y como los datos se han recuperado respecto al año anterior, si bien la tendencia generalizada en la serie es descendente, en la categoría larvas, también en la categoría juveniles-subadultos (aunque en el valle del Escuaín parece bastante estable o incluso se incrementa ligeramente) y en la categoría adultos la tendencia negativa aparece sobre todo en la cuenca del Bellós, manteniéndose estable en Añisclo e incluso mostrando cierto ascenso en el valle de Escuaín.

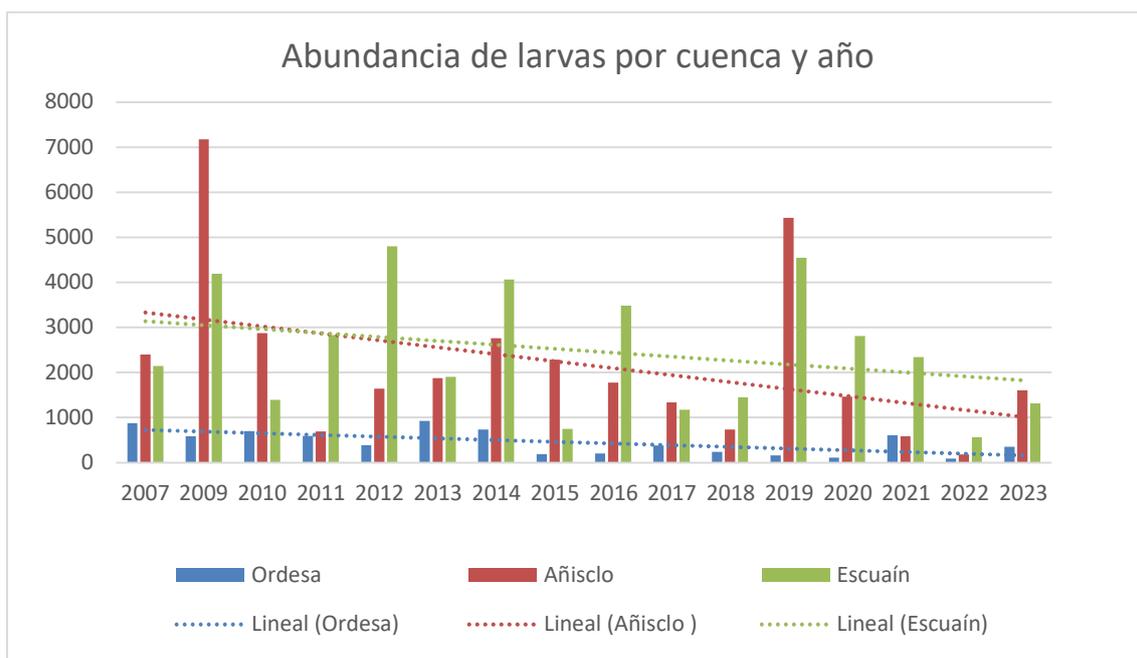


Gráfico 4.1 Representación gráfica de la evolución de las estimas de abundancia relativa de larvas agrupando resultados por cuencas.

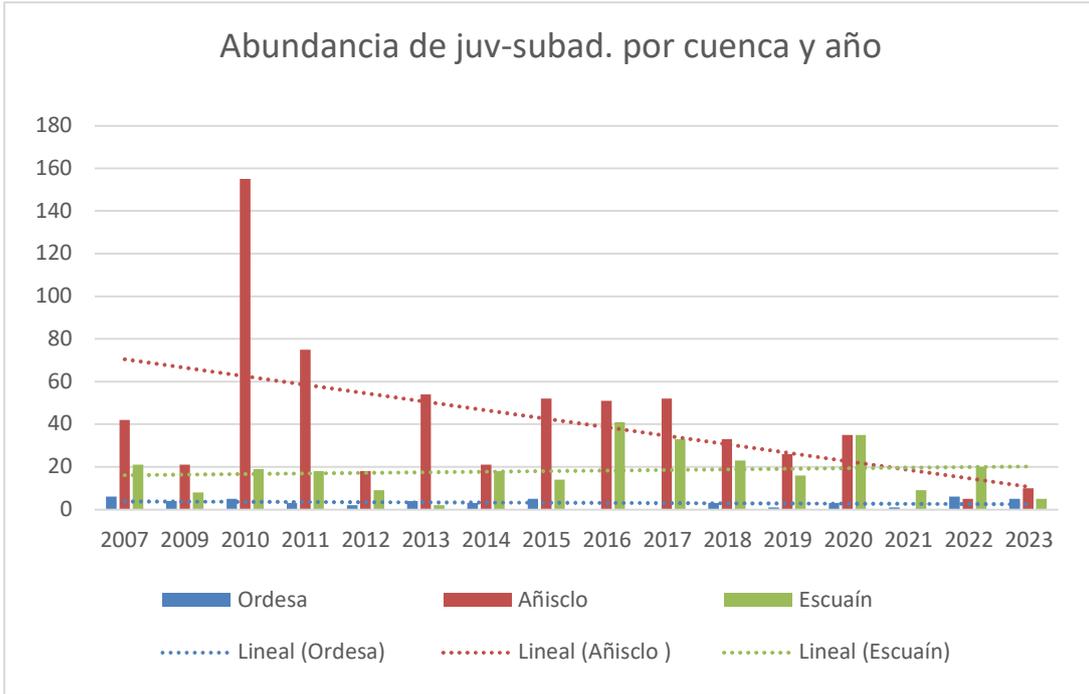


Gráfico 4.2 *Estimas de abundancia relativa de juveniles-subadultos por cuenca y año.*

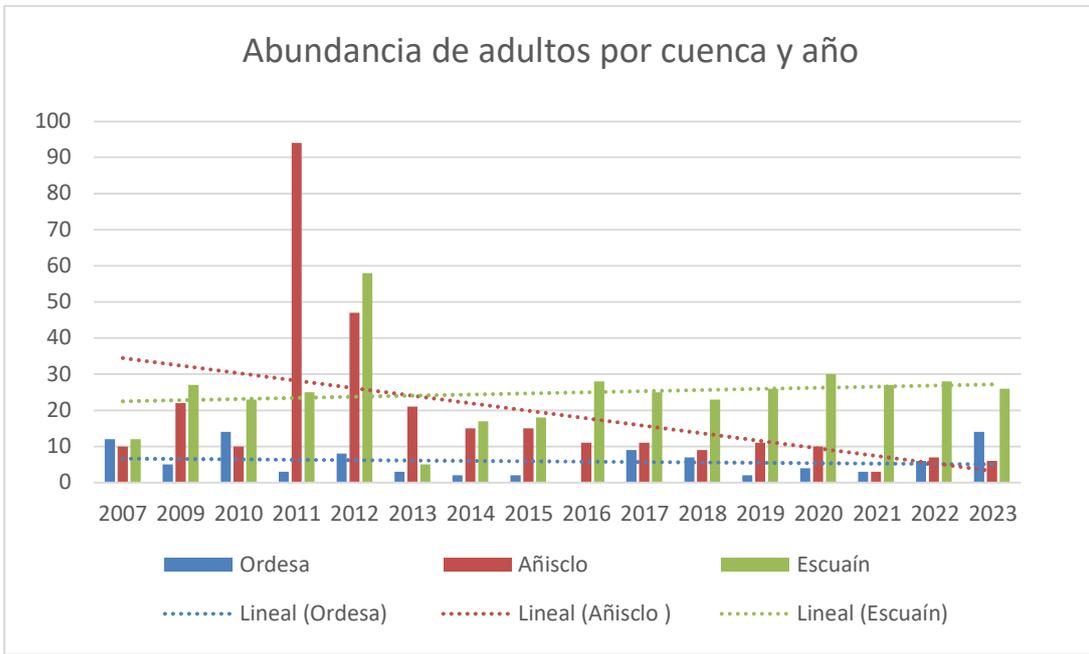


Gráfico 4.3 *Estimas de abundancia relativa de adultos por cuenca y año.*

- La situación más preocupante se encuentra en el valle de Ordesa, que presenta un gran número de localidades históricas desocupadas, pocas localidades ocupadas y relativamente alejadas unas de otras. En este sentido conviene tomar medidas, como las que ya se están realizando desde hace unos años, para tratar de aumentar los hábitats de reproducción de la especie y con ello mejorar la conectividad entre localidades, es el caso de los trabajos de descaste que se están llevando desde hace seis años en el Soaso de Ordesa para tratar de dejar libre de trucha esa cabecera del río Arazas o de los que se están llevando a cabo en el humedal As Fuens, con la retirada del salmónido exótico salvelino (*Salvelinus fontinalis*). Finalizados los trabajos en estas localidades, se debería continuar los trabajos de descastes de peces en otras cabeceras fluviales que presentaran la misma problemática
- En los próximos años además de continuar con las acciones de seguimiento de la especie, se debería seguir con la recogida y análisis de muestras de rana pirenaica mediante hisopos y frotis epiteliales, para tratar de monitorizar cómo afectan y evolucionan en las localidades agentes patógenos como ranavirus y hongos quítridos.
- La delicada situación que presenta rana pirenaica, recientemente incluida “en peligro de extinción” en el Catálogo Aragonés de Especies amenazadas (Decreto 129/2022, del Gobierno de Aragón) exige que se tomen medidas urgentes encaminadas a su protección y que garanticen su conservación. En este sentido se debe culminar y publicar el Plan de Recuperación de Rana pirenaica, como instrumento normativo que permita orientar y dirigir los esfuerzos de conservación, de la especie.
- Los gestores del Parque Nacional han promovido la elaboración de un documento denominado “bases técnicas para la conservación ex situ de rana pirenaica”, en el que se analizan las distintas posibilidades de manejo que presenta la especie y se proponen una serie de líneas de trabajo a desarrollar. Este documento se finalizará el año que viene y pretende ser un documento orientativo para poder abordar la gestión de la especie, ha sido elaborado por técnicos de Sarga, con el asesoramiento de investigadores expertos en anfibios, como Jaime Bosch.
- También los gestores del Parque Nacional han habilitado en el Centro de Interpretación de Torla unas pequeñas instalaciones a modo de laboratorio de cría que permitan cierto manejo de la especie para hacer una experimentación básica. Para ello, se han tramitado los permisos correspondientes para que las instalaciones dispongan de las autorizaciones como núcleo zoológico y parque zoológico y está pendiente de la aprobación final de los permisos para poder iniciar las experiencias relacionadas con la cría ex situ. En este sentido se ha estado también

informado de los resultados y avances relacionados con la cría en cautividad de rana pirenaica que se está efectuando en el acuario de Zaragoza por personal del propio centro y en colaboración con la Dirección General de Medio Natural del Gobierno de Aragón.

- En cualquier caso, del mismo modo que se han valorado las posibilidades de gestión ex situ con el documento que se ha redactado, también deberán valorarse otras posibilidades de gestión in situ que ofrezca la especie. Estas medidas deberían ir encaminadas a la protección de los hábitats y a la mejora de sus núcleos poblacionales: mantenimiento del área de distribución de la especie, acciones de mejora de hábitat, de aumento de conectividad entre localidades y de refuerzo poblacional, en aquellas localidades históricas que han quedado desocupadas recientemente.
- Por otro lado, la educación ambiental debe ser otra línea de trabajo a desarrollar con rana pirenaica, en este sentido, se ha diseñado e instalado un espacio expositivo en el Centro de Interpretación de Torla-Ordesa. En este espacio se puede encontrar información sobre rana pirenaica y el resto de especies de anfibios y reptiles que hay en el Parque Nacional. Además, se ha instalado también un paludario en el que se pueden observar maquetas, elaboradas en resina, de las especies más emblemáticas de anfibios que existen en el Parque Nacional, dos especies endémicas como son la rana pirenaica y el tritón pirenaico.

4.3 REFERENCIAS

- Alford, R.A. y Richards, S.J. (1999). Global Amphibian Declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, 133-165.
- Blaustein, A.R. y Wake, D.B., (1990). Declining amphibian populations: a global phenomenon. *Trends in Ecology and Evolution* 5, 203-204.
- Bosch, J., Martínez-Solano, I. y García-París, 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. *Biological Conservation*, 97, 331-7.
- Bosch, J. (2003). Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. *Suplemento Munibe*, 16, 56-73.
- Bosch, J., Tejedó, M., Miaud, C., Martínez-Solano, I., Salvador, A., García-París, M., Recuero Gil, E., Marquez, R., Diaz Panigua, C. y Geniez, P. (2006). *Rana pyrenaica*. In: IUCN. 2007. 2007 IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org
- Bosch, J. y Martínez-Solano, I. (2006). Chytrid fungus infection related to unusual mortalities of *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* in the Peñalara Natural Park, Spain. *Oryx*, 40(1), 84-89
- Briggs, C. J., Vredenburg, V.T., Knapp, R.A. y Rachowicz, L.J. (2005). Investigating the population-level effects of Chytridiomycosis: an emerging infectious disease of amphibians. *Ecology* 86(12), 3149-3159.
- Carmena, F., Gómez, N. & Antor, R. (2011-2012). Inventario de anfibios en el PNOMP y la reserva de la biosfera. Sodemasa, Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Collins, J.P. y 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), 59-67, <https://doi.org/10.32800/abc.2005.28.0059>.
- Cox, L.H. y 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, <https://doi.org/10.3189/172756504781829855>.

- Duchateau, S., Berroneau, M., Cantegrel, L., Goyeneche, L., de Reinach Hirtzbach, J., Tillo, S. (2012). Decouverte de *Rana pyrenaica* Serra-Cobo, 1993 (Anura, Ranidae) sur le versant nord des Pyrenees. *Bulletin de la Société Herpetologique de France*, 142-143, 51-63.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F. J. y 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, <https://doi.org/10.32800/abc.2006.29.0033>.
- Gaines, W.L., Harrod, R.J. y Lehmkuhl, J.F. (1999). *Monitoring biodiversity: quantification and interpretation. General Technical Report*. PNW-GTR-443. Portland, OR. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- 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. y 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.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H. y Kuzmin, S.L. (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404, 752-755. <https://doi.org/10.1038/35008052>
- Kats, L y 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, <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00013.x>
- 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., Lacroix, G. y White, S. (1998). Comparison between the ecology of the new European frog *Rana pyrenaica* and that of four Pyrenean amphibians. *Journal of Zoology*, 246, 147-154, <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1998.tb00143.x>
- 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 inédito.

- 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. (2004). *Rana pyrenaica*. En Pleguezuelos, J.M., R. Márquez, M. Lizana (Eds), Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. *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.
- Slatyer, C., Rosauer, D. y Lemckert, F. (2007). An assessment of endemism and species richness patterns in the Australian Anura. *Journal of Biogeography*, 34(4), 583-596, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01647.x>
- Sokal, R.R. y 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.
- Vieites, D. (2010-2013). Diversidad genética espacial y flujo genético en anfibios pirenaicos: evolución potencial bajo escenarios de cambio global” OAPN.MITECO.
- Vieites, D., Peso, M. & Nieto, S. (2011-2014). Bases para la conservación de las ranas pardas *Rana pyrenaica* y *Rana temporaria*, en el Pirineo.
- White, A.W. (1999). *Frogs as Bioindicators*. En Blue Mountains Bioindicators Project. NSW National Parks and Wildlife Service. pp 114-142.

Capítulo 5



Bases técnicas para la monitorización a largo plazo de perdiz pardilla *Perdix perdix hispanensis*

PROPUESTA RB-24026
Memoria V1. 2023

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

BASES TÉCNICAS PARA LA MONITORIZACIÓN A LARGO PLAZO DE PERDIZ PARDILLA PERDIX PERDIX HISPANENSIS

Memoria V1 2023

Dirección de la propuesta

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

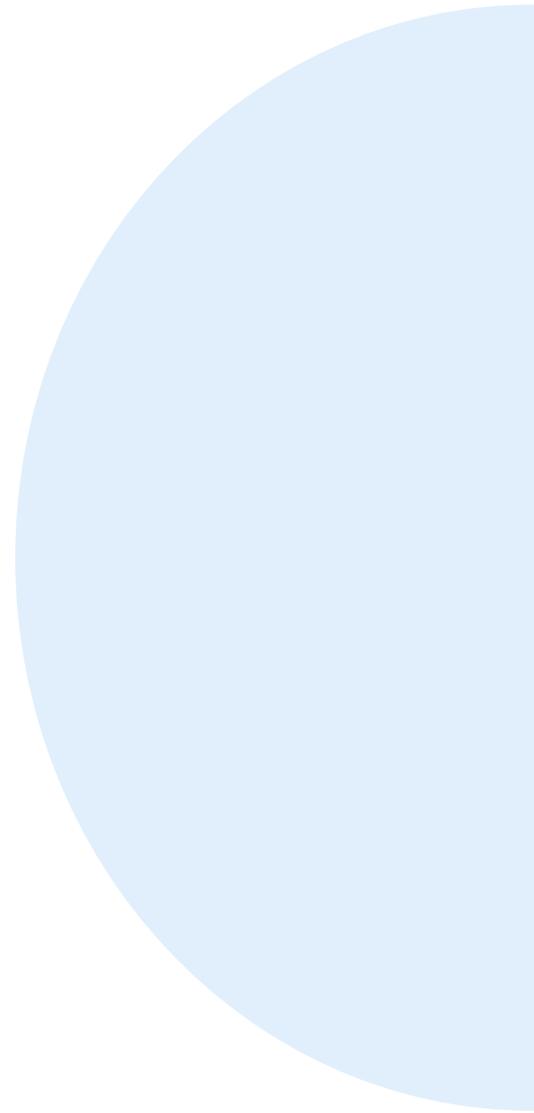
Noemí Cambra Samper. Jefe de equipo de Conservación PNOMP. Coordinación y revisión del trabajo.

Autores del informe

SARGA – Gobierno de Aragón.

Ramón Antor. Elaboración del informe.





Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R. y Cambra, N. 2023. Bases técnicas para la monitorización a largo plazo de las especies de fauna prioritarias: *Perdix perdix hispaniensis*. Año 2023. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.

CONTENIDOS

5.1	RESUMEN	259
5.2	INTRODUCCIÓN	260
5.3	METODOLOGÍA	262
5.4	RESULTADOS.....	262
5.4.1	<i>Métodos de seguimiento recomendados.....</i>	271
5.4.2	<i>Propuesta de seguimiento a largo plazo de la especie</i>	281
5.5	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	294
5.6	REFERENCIAS	295

5.1 RESUMEN

Se han elaborado las directrices técnicas para orientar la monitorización a largo plazo de la perdiz pardilla (*Perdix perdix hispaniensis*). El propósito de estas directrices es evaluar las metodologías de seguimiento existentes, elegir las más eficientes y establecer un protocolo de seguimiento que permita detectar cambios significativos en su densidad o distribución.

Los dos métodos de censo más extendidos en los Pirineos son el censo de machos cantores en primavera mediante puntos de escucha a lo largo de transectos y los censos con perros de muestra durante el verano.

Los censos mediante puntos de escucha son la metodología más utilizada en los Pirineos. Su utilización requiere de un importante esfuerzo de muestreo. Sin embargo, el método presenta una baja detectabilidad y los resultados presentan una variabilidad muy elevada a lo largo de la estación de celo. Para abordar esta elevada variabilidad intra-anual, se requiere una repetición de los censos que permita registrar el pico de actividad vocal de los machos. El esfuerzo de muestreo mínimo que se propone por cada localidad es de 3 repeticiones con al menos un resultado positivo, seleccionando condiciones de censo óptimas. En el sector de Añisclo, con esta metodología sería necesaria una longitud total de transectos de 7,8 km, dividido en unos 4 tramos (transectos), y tres visitas a cada tramo, lo que equivaldría a un mínimo de 13,5 jornadas.

La alternativa para aumentar la baja detectabilidad de los puntos de escucha es utilizar perros de muestra para localizar a la especie. Los censos estivales con perros de muestra requieren un esfuerzo total similar de muestreo al de los puntos de escucha. Los resultados están menos afectados por los factores ambientales y temporales que afectan a las estaciones de escucha (i.e., climatología, hora del día, fenología de la reproducción, detección del observador) y, por lo tanto, presentan menor variabilidad a lo largo de la estación de censo y una muy superior flexibilidad respecto al tiempo idóneo del día para realizar el censo y del momento de censo a lo largo de la estación. Otra ventaja de los censos con perros es que se obtiene información suplementaria de gran valor, como la existencia de reproducción y la productividad anual. Sin embargo, existe una importante variación interanual en la abundancia de perdices pardillas a finales de verano, dependiendo, en parte, del éxito reproductor que tengan. Esta variabilidad interanual suele ser más elevada que la existente en los censos primaverales de machos. Para los censos con perros en el sector de Añisclo, se propone un esfuerzo mínimo de unas 14 jornadas de censo (unas 7

batidas con dos observadores por batida), con una superficie media de unas 50 ha por batida y al menos un perro por equipo de censo.

Por todo lo expuesto, no se puede proponer un único método para el seguimiento de la especie en el PNOMP. Las diferencias de esfuerzo de muestreo son pequeñas con una ligera ventaja para los censos primaverales de machos (un mínimo de 13,5 frente a 14 jornadas para censar el sector de Añisclo). Sin embargo, la detectabilidad parece superior en las batidas, que pueden ser de gran utilidad para detectar la presencia y reproducción de la especie en estas zonas con baja densidad.

Para establecer el método más eficiente y esfuerzo de censo necesario para el seguimiento a largo plazo, sería necesario llevar a cabo un programa piloto que determine la presencia y reproducción de la especie en los distintos sectores cercanos al cañón de Añisclo y proporcione una primera estima de abundancia.

5.2 INTRODUCCIÓN

Llevar a cabo un seguimiento a largo plazo de los recursos faunísticos del PNOMP representa un desafío significativo debido a los recursos materiales necesarios para su implementación y mantenimiento en el tiempo. Previo a la definición de los protocolos de seguimiento, resulta crucial priorizar las especies (Antor y Villagrasa, 2018), dado al elevado número de especies con un gran interés de conservación presentes en el Parque Nacional (por ejemplo, aquellas listadas en los catálogos regional y nacional, en los anexos de las directivas de Hábitats y Aves, y endemismos).

Dentro del grupo de aves, se ha dado prioridad a las especies de alta montaña (por ejemplo, el lagópodo alpino) debido a que, junto con las especies de latitudes elevadas, son particularmente vulnerables al aumento de la temperatura, la variabilidad de la precipitación y la frecuencia de eventos climáticos extremos asociados al cambio climático (Scridel et al., 2021 y las referencias citadas allí).

En el caso de las especies de alta montaña, la disminución del área de su hábitat representa una amenaza para las poblaciones más aisladas, lo que las hace más susceptibles a la extinción. De este modo, las simulaciones de los posibles escenarios climáticos futuros pronostican cambios significativos para las especies árticas y alpinas, lo que podría llevar a la extinción de especies y subespecies raras y endémicas (Scridel et al., 2021 y las referencias citadas allí).

Las subpoblaciones meridionales de perdiz pardilla, como *Perdix perdix hispaniensis*, se encuentran en hábitats de montaña de las montañas del sur de Europa, incluyendo los Pirineos (Cramp y Simmons, 1980). Su carácter montano las hace vulnerables a los efectos del aumento de las temperaturas y el cambio climático, como, por ejemplo, la menor innivación, eventos climáticos severos, limitaciones tróficas y un mayor riesgo de depredación. Así, Onrubia et al. (2022), en el atlas de aves registran una disminución del 27% en el área de ocupación de la especie para el conjunto de España respecto del periodo 1998-2002. Esta reducción es significativamente mayor en los núcleos cantábricos y del sistema Ibérico y el Pirineo central. Esta notable disminución en las últimas décadas ha dado lugar a procesos de aumento del aislamiento e incluso extinción en las áreas de menor densidad, que se ubican en las zonas periféricas de distribución y a menor altitud (< 1.800 m s.n.m.; Onrubia et al., 2022).

Para la elaboración de las bases de seguimiento de las especies prioritarias, es necesario recopilar las metodologías existentes y determinar el protocolo de seguimiento más eficiente, considerando también su costo. Una vez seleccionado el protocolo de monitorización, es importante definir y optimizar el esfuerzo de muestreo, considerando el número de visitas (repeticiones) y localidades necesarias para detectar disminuciones en la abundancia o distribución (i.e. ocupación). Como indican MacKenzie et al., 2002 y 2006, es crucial utilizar métodos que posibiliten la estimación de la detectabilidad para poder estimar la densidad o la ocupación real de las poblaciones estudiadas.

En el Pirineo se han utilizado diversos métodos para el seguimiento de esta subespecie, siendo especialmente relevantes los censos mediante puntos de escucha llevados a cabo en Cataluña, Francia y Andorra (Novoa 1992a y 1992b, Minuartia 2004, Govern d'Andorra 2006), y los censos con perros de muestra (Novoa et al., 2008, Ecotons 2019). En Aragón, se han utilizado ambas metodologías en el Parque Natural Posets-Maladeta (Antor et al., 2016).

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 de la perdiz pardilla, analizando las principales metodologías de censo utilizadas, especialmente con la subespecie *hispaniensis*, y definiendo la más eficaz para realizar el seguimiento.

5.3 METODOLOGÍA

Selección de método de seguimiento

La perdiz pardilla ha sido y sigue siendo objeto de caza en una buena parte de su amplia distribución en Europa y es considerada como un ave cinegética de importancia económica (Carroll et al. 2020). Esto ha despertado un gran interés en el seguimiento del estado de sus poblaciones y la necesidad de conocer el efecto de la caza para poder regular su impacto. Se ha llevado a cabo una búsqueda bibliográfica de las numerosas publicaciones existentes sobre el seguimiento de la especie, incluyendo documentación en inglés, francés, alemán y español.

Se han recopilado las metodologías existentes, analizando los resultados obtenidos por diversos autores y evaluado la eficiencia de los distintos métodos, con especial referencia a la subespecie *hispaniensis*. Se han seleccionado los métodos más eficientes para el seguimiento en el Pirineo aragonés y se ha identificado el más adecuado y definido el esfuerzo de muestreo necesario para llevar a cabo el seguimiento a largo plazo de la abundancia o distribución (i.e. ocupación).

5.4 RESULTADOS

La perdiz pardilla (*Perdix perdix*) ocupa extensas áreas en Europa y Asia, desde Irlanda hasta los Montes Urales, excluyendo Islandia y las partes más al norte de Fennoscandia y Rusia. Además, la especie fue introducida en Norteamérica, presentando una amplia distribución en los Estados Unidos y Canadá (del Hoyo et al., 1994).

Se reconocen siete subespecies, siendo las subespecies occidentales más oscuras y pequeñas que las orientales (Madge y McGowan, 2002). La subespecie nominal *P. p. perdix* se encuentra desde Gran Bretaña hasta Fennoscandia, los Alpes y los Balcanes (Madge y McGowan, 2002). Otras subespecies identificadas incluyen *sphagnetorum* (Países Bajos y Alemania), *armoricana* (en áreas de Francia), *hispaniensis* (Portugal y España), *lucida* (desde Finlandia hasta Rusia, el Mar Negro y el Cáucaso Norte), *robusta* (en algunas partes de Rusia, Kazajistán, Siberia e incluso en el noroeste de China) y *canescens* (presente desde Turquía y el Cáucaso hasta Irán) (Carroll et al., 2020). La subespecie *italica*, que era endémica de algunas partes de Italia, se extinguió en la década de 1980 debido a la hibridación con individuos introducidos de la subespecie nominal (Liukkonen-Anttila et al., 2002). Algunos autores (Bot y Jansen, 2013) indican que, dado que la mayoría de las

subespecies descritas no están geográficamente aisladas, se podría considerar como una especie monotípica con variación clinal de oeste a este, con aves más oscuras y pequeñas en el oeste, y aves más pálidas y grandes en el este.

Aunque es una especie que habita en estepas y campos cultivados en la mayor parte de su área de distribución, las subpoblaciones meridionales se encuentran en hábitats de montaña (Cramp y Simmons, 1980). Después del último período glacial, hace aproximadamente 12.000 años, estas subpoblaciones buscaron refugio en áreas elevadas (1200-2300 msnm) en las montañas del sur de Europa, donde las condiciones climáticas eran similares a las de su hábitat original más fresco (con temperaturas promedio del invierno ≤ 7.4 °C; González et al., 2017 y referencias allí citadas).

En la península ibérica se localiza el límite suroccidental de la distribución de la especie, en hábitats de montaña subalpinos y alpinos de tres cordilleras aisladas: los Pirineos, el Sistema Ibérico y la Cordillera Cantábrica. Debido a sus características ecológicas, fenotípicas y genéticas, se considera una subespecie diferente, *Perdix perdix hispaniensis* (Lescourret et al., 1987, Martin et al., 2003; González et al., 2017; Bech et al., 2020). Es la única de las 7 subespecies de perdiz pardilla que está plenamente adaptada a los hábitats de montaña (Lucio et al., 1992).

P. p. hispaniensis se encuentran en hábitats de montaña a altitudes entre 1.300 y 2.700 m s.n.m., dependiendo de la época del año (Ceña et al., 2022), y presentan bajas densidades (Novoa et al., 1998). La selección de hábitat difiere significativamente de la mayoría de las poblaciones de la especie, que suelen habitar tierras bajas y áreas de cultivo en Eurasia y Norteamérica. En este caso, la subespecie *hispaniensis* selecciona pastizales con matorrales y áreas rocosas y con pendientes pronunciadas (Lucio et al., 1992, Onrubia y Laiolo, 2021). Forma parejas durante el invierno y la primavera, y bandos familiares desde el verano hasta el invierno (Ceña et al., 2022). Se han registrado densidades más altas en invierno ($> 0,8$ ind./km²) en hábitats de matorral con pendientes sur pronunciadas y terrenos rocosos, lo que les proporciona protección contra las condiciones climáticas adversas (Novoa et al., 1998; Onrubia et al., 2000; Solano et al., 2000; Robles et al., 2004) y también, aparentemente, contra los depredadores.

En los Pirineos españoles, ocupa el eje axial y las sierras prepirenaicas, extendiéndose de manera discontinua desde la cabecera de los valles de Salazar y Roncal en Navarra hasta el nacimiento del río Muga en Girona, siendo especialmente común en la zona leridana y oscense (Onrubia y Laiolo, 2021 y referencias allí citadas). Durante el invierno, su distribución es similar a la del verano, aunque puede encontrarse en algunas áreas nuevas debido a movimientos altitudinales que la llevan a cotas más bajas (Onrubia y Laiolo, 2021).

La presencia de *Perdix perdix hispaniensis* en Aragón es limitada, con la mayoría de las poblaciones concentradas en el Pirineo y con un pequeño núcleo en el macizo del Moncayo. Aunque todavía se encuentran poblaciones importantes en la zona axial del Pirineo, la situación es más incierta e inestable en las sierras prepirenaicas (sierras de Loarre, Caballera, Guara) donde es escasa y localizada (Sampietro et al., 1998). Se ha registrado su presencia en 27 cuadrículas UTM de 10 km x 10 km (Onrubia et al., 2003 y Antor et al., 2016).

El área más propicia para la especie en Aragón es el sector oriental pirenaico, tanto por la amplitud de su área de distribución histórica como por la disponibilidad de hábitats adecuados. Además, este núcleo poblacional está conectado con importantes núcleos en la provincia de Lérida, al este, y en Francia, al norte.

La especie presenta cuello y vientre grisáceo, cara anaranjada, dorso listado y flancos barreados con manchas de color castaño (Imagen 5.1), con un dimorfismo sexual poco evidente. La subespecie *hispaniensis* es más oscura que la nominal y la característica herradura oscura del pecho de los machos puede ser incompleta (Lescourret et al., 1987). Presenta un plumaje mimético y un comportamiento muy discreto, lo que dificulta su detección.

Las puestas, que suelen constar de alrededor de 15 huevos en promedio, tienen lugar entre finales de mayo y junio, con el pico de eclosiones generalmente ocurriendo en la primera quincena de julio (Dos Santos et al., 2021). Durante las primeras semanas de vida, los polluelos, que son nidífugos y cuidados por la pareja, se alimentan principalmente de insectos.



Imagen 5.1

Perdix perdix hispaniensis (imágenes desde <https://seo.org/ave/perdiz-pardilla>).

La especie está listada en el Anexo I de la directiva Aves (Directiva 2009/147/CE), y teniendo en cuenta el área geográfica ocupada y la reducción en el área de distribución registrada en las últimas décadas, se clasifica como "Vulnerable" (Criterios A3c y B1 VU C1) (Onrubia y Laiolo, 2021). En el año 2000, una revisión del estatus poblacional llevada a cabo en Cataluña evidenció una disminución del 66% en solo una década, estableciendo una superficie de ocupación de 1.104 km² (Martínez-Vidal, 2006). Este declive poblacional también se ha observado en otros sectores pirenaicos (Novoa, 1998; Semene, 1999). La situación desfavorable parece ser particularmente grave en algunas áreas periféricas de la Cordillera Cantábrica y en toda la población del Sistema Ibérico, donde se han registrado extinciones locales en tiempos recientes (Ceña et al., 2022). Las extinciones locales se han producido en la periferia de su rango histórico y a altitudes menores. Así, la especie ha desaparecido en su límite suroccidental de distribución, en Portugal (González et al., 2017). En Navarra, solo se ha detectado en una de las 4 cuadrículas UTM 10x10 positivas hasta el año 2000 (Campion, 2009). Se ha registrado la extinción en sierras periféricas de Asturias (Vigil Morán y García, 2014) y en la sierra de Boumort, en Cataluña (Canut et al., 2004). En la periferia del área de distribución, en el Pirineo francés, se han registrado algunas desapariciones de la especie, la cual puede reaparecer esporádicamente en diferentes décadas (Dos Santos et al., 2021). La población del Sistema Ibérico ha sido recientemente catalogada como "en peligro de extinción" según la Lista Roja de Especies Amenazadas de España (Orden TED/1126/2020). Las sierras prepirenaicas, especialmente Gratal y Águila en Huesca, así como Montesés en Lérida y el núcleo del Pirineo navarro, están amenazadas (Lucio et al., 1992).

La especie ha experimentado una significativa disminución en todas las áreas de su rango nativo, principalmente debido a la pérdida y degradación del hábitat causada por la intensificación agrícola, la pérdida de presas (insectos) causada por pesticidas y la depredación (Ewald et al., 2020 y referencias allí citadas). Las mayores reducciones registradas han tenido lugar en países de la Unión Europea, donde se estima que en los últimos 10 años la disminución ha superado el 30% (BirdLife International, 2021). Es esencial realizar un seguimiento de la evolución demográfica de la especie, ya que se encuentra expuesta a peligros como la caza, el abandono de áreas agrícolas en algunas partes de su distribución en Europa, la contaminación y los cambios en los patrones climáticos (Carroll et al., 2020).

La perdiz pardilla (*Perdix perdix*) ha sido una especie de caza importante en Europa a lo largo de los siglos, y ha sido objeto de numerosas traslocaciones y repoblaciones. La repoblación con individuos procedentes de otras poblaciones puede tener efectos adversos en las poblaciones

silvestres, como la pérdida de diversidad genética y la posibilidad de hibridación (Andersen y Kahlert, 2012).

La subespecie *hispaniensis* experimenta un declive atribuible a diversos factores, como la caza, el cambio climático y cambios en el uso del suelo que afectan a la idoneidad de los hábitats. El abandono de prácticas agrícolas en terrenos montanos, como los cultivos de montaña, quemas y pastoreo, ha reducido la extensión de hábitats abiertos (Purroy y Purroy, 2016, González et al., 2017). La matorralización, las plantaciones forestales, los parques eólicos, la minería a cielo abierto y el desarrollo de infraestructuras y actividades recreativas también contribuyen a la pérdida de hábitat adecuado. En términos de mortalidad, además de la caza, se ve incrementada por factores como la depredación, las colisiones con cables, y la contaminación genética y sanitaria (Purroy y Purroy, 2016, y referencias allí citadas). Una de las razones fundamentales del declive en la abundancia de *Perdix perdix* en Europa en las últimas décadas es la disminución en la supervivencia de los pollos (Panek, 2021). Por ejemplo, Panek (2019) observa esta reducción en la supervivencia de los pollos en Polonia, siendo la causa principal la disminución en la abundancia de las presas (insectos), que constituyen la base de la alimentación de los pollos (Ewald et al., 2020, y Panek, 2021, y referencias allí citadas).

En relación con la actividad cinegética en España, la subespecie *hispaniensis* cuenta con protección en todo el territorio nacional, a excepción de Cataluña, donde se autoriza su caza, así como en Andorra y Francia. La caza constituye un factor adicional que afecta negativamente a la especie, si bien su impacto depende en gran medida de la intensidad de la actividad y de una planificación adecuada en su gestión (Novoa, 1998; Novoa et al., 2008; Besnard et al., 2010).

La introducción de animales de granja se considera una amenaza significativa para las poblaciones de perdiz pardilla pirenaicas. En la región de Cerdanya, se identificó la presencia de animales de repoblación que no pertenecían a la subespecie *hispaniensis*, representando un riesgo para las poblaciones autóctonas (Minuartia, 2000). En Cataluña, el Centro de Fauna de Alta Montaña de Esterrí d'Àneu (Generalitat de Catalunya) se encarga de la cría de perdiz pardilla para reintroducir ejemplares en áreas donde la especie ha desaparecido o para reforzar aquellas donde se ha vuelto escasa. Aunque los ejemplares de esta instalación corresponden a la subespecie *hispaniensis*, presentan deriva genética probablemente debido a la endogamia resultante de la cría en cautiverio (Ecotons, 2019). Andorra también tiene un programa de cría en cautividad desde 2016, en el centro de cría en cautividad de Llumeneres en Sant Julià de Lòria, que enfrenta problemas similares. En Francia, se han prohibido los reforzamientos de perdiz pardilla en las

zonas de alta montaña de los seis departamentos pirenaicos para preservar las características de la subespecie *hispaniensis* (Novoa et al., 2008).

Las densidades de *P. p. hispaniensis* varían entre 1 y 3 parejas por cada 100 hectáreas, aunque en algunos lugares pueden ser más elevadas (hasta 5-8 parejas; Onrubia et al., 2022 y referencias allí citadas). Las poblaciones en la vertiente sur de los Pirineos muestran bajas o muy bajas densidades, aunque presentan cierta estabilidad en el Pirineo catalán, con valores durante el período 2013-2019, así como los valores de productividad, dentro de los rangos observados durante el seguimiento previo realizado entre 2001-2012 (Gallipyr, 2013; Ecotons, 2019).

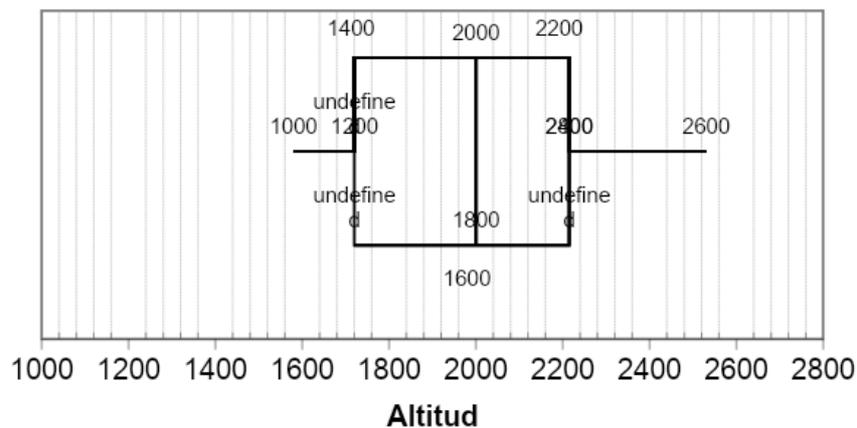


Gráfico 5.1. Gráfico de caja con los valores de altitud de las observaciones de *Perdix perdix hispaniensis* en el sector pirenaico oriental de Aragón ($n=18$). Los datos provienen de observaciones de los APN (L.M. Palacio) durante las dos últimas décadas (desde Antor et al., 2016).

P. p. hispaniensis ocupa pastizales con matorrales y áreas rocosas y con pendientes pronunciadas (Lucio et al., 199; Onrubia y Laiolo, 2021). En Aragón, en su núcleo poblacional oriental, la especie selecciona prados y pastos densos y mosaicos de enebro y pasto denso (Goñi, 2020). Las grandes extensiones de hierba alta y densa de los prados y pastos sirven de refugio a la especie en esta área, con escasez de matorral. Los territorios más frecuentados son panares: antiguas terrazas creadas para cultivar (Goñi, 2020). En el caso del área de Añisclo, la hierba, más baja, ofrece poco refugio para las perdices que se refugian en los cercanos matorrales de boj (Antor, *pers. obs.*).

Las observaciones de *P. p. hispaniensis* registradas en el sector oriental del Pirineo aragonés están localizadas principalmente entre los 1.720 y 2.215 m de altitud (cuartiles Q1 y Q3,

respectivamente; Gráfico 5.1). Siendo el rango de altitudes: 1580-2530 m. La altitud mediana de las observaciones es de 2.000 metros (n=18) (Antor et al., 2016).

Como sucede en otras especies de montaña (ver p.ej. Antor y Villaespesa 2022), estos datos reflejan con cierto sesgo la distribución altitudinal de la especie, infravalorando significativamente la presencia a elevadas altitudes y, por lo tanto, la altitud media. Ésta sobre-representación de los datos de baja altitud se produce por un esfuerzo de muestreo inferior en las áreas a mayores cotas. En este sentido, en la representación de la distribución altitudinal vs. preferencia altitudinal en Cataluña (Gráfico 5.2), se observa que la especie selecciona intervalos más elevados (2200-2400 msnm) que en los que se registra el mayor porcentaje de cuadrículas con observaciones.

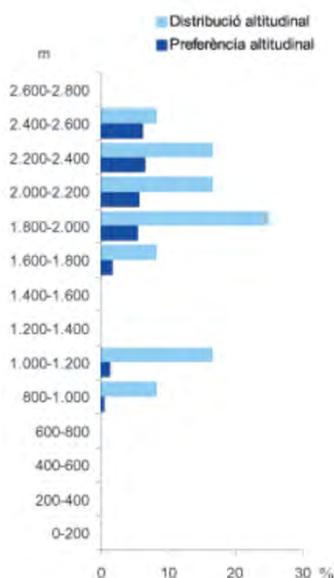
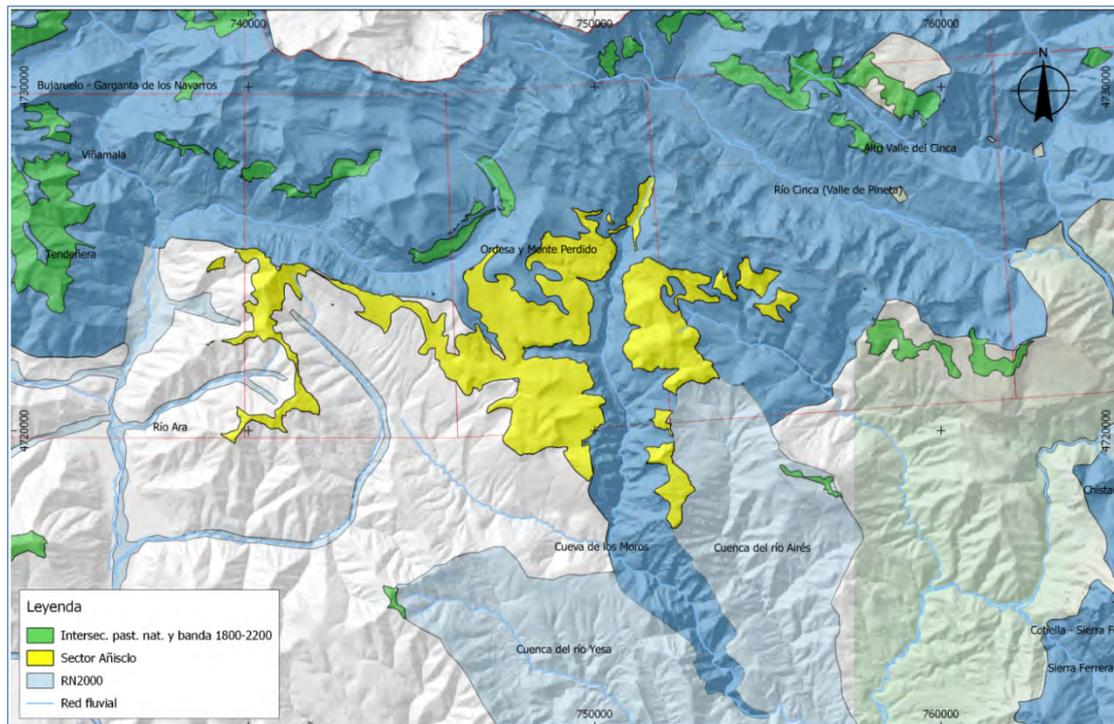


Gráfico 5.2. Distribución en Cataluña de *Perdix perdix hispaniensis* (azul claro; porcentaje de observaciones en cada rango altitudinal) y preferencia altitudinal (azul oscuro; porcentaje de cuadrados de cada rango altitudinal en los que se ha detectado la especie) (desde ICO. 2022. SIOC: servidor d'informació ornitològica de Catalunya. ICO, Barcelona; <http://www.sioc.cat>)

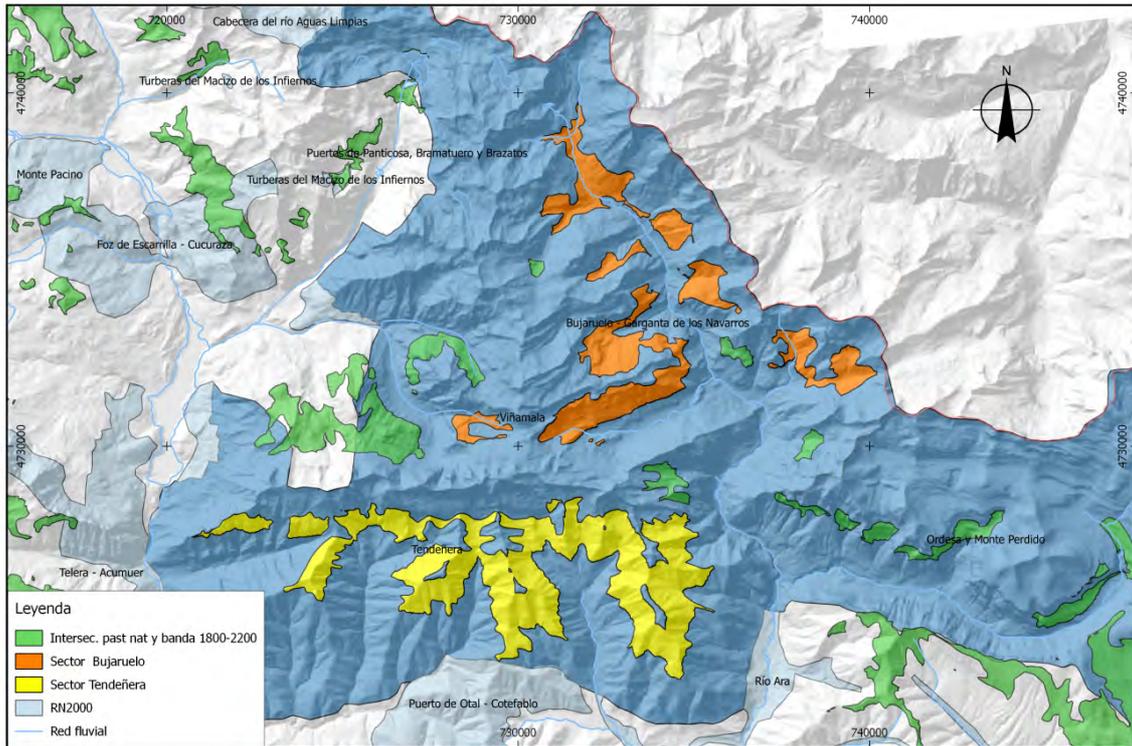
Las implicaciones de este sesgo son significativas y limitan las posibilidades de la especie para llevar a cabo una migración altitudinal en respuesta al aumento de temperatura provocado por el cambio climático, al estar seleccionando actualmente zonas ya elevadas. Así, Araújo et al. (2011) estiman que el incremento de la temperatura bajo los escenarios climáticos previstos para el siglo XXI, puede provocar una reducción en la distribución potencial actual de la especie que va desde el 99% al 100% para el periodo 2041-2070. Además, el nivel de coincidencia entre la

distribución observada y potencial disminuye hasta un rango del 0 al 2% durante el mismo periodo.

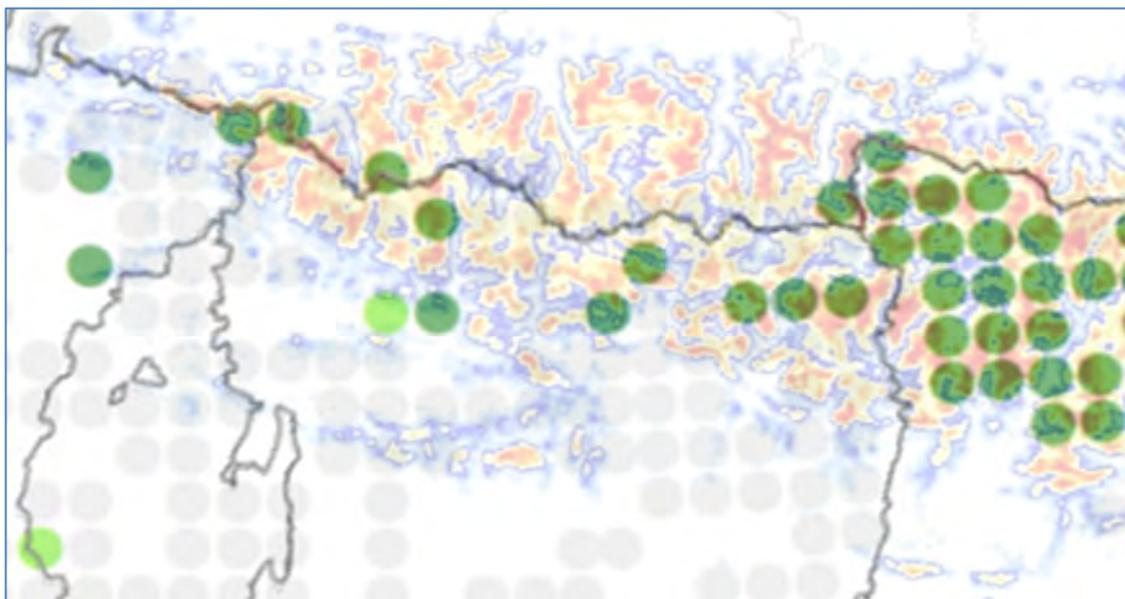
En la actualidad, en el Parque Nacional de Ordesa y MP, el área principal con hábitat favorable se encuentra en las inmediaciones del cañón de Añisclo con una superficie de 3.447 ha (Mapa 5.1). Considerando el conjunto de la Reserva de la Biosfera, que incluye el Parque Nacional (Mapa 5.2), encontramos superficies de hábitat significativas en Bujaruelo (1448 ha) y en la sierra de Tendeñera (2.279 ha).



Mapa 5.1 Área con hábitat óptimo, pastizales subalpinos, para *Perdix perdix hispaniensis* (verde claro y amarillo). Se ha elaborado mediante GIS, utilizando la intersección entre los pastizales naturales (CORINE Land Cover, código 321) y la banda entre 1800 y 2200 m. El sector más importante para la especie es Añisclo (amarillo).



Mapa 5.2 Principales áreas con hábitat óptimo para *Perdix perdix hispaniensis* en la zona tampón de la Reserva de la Biosfera que incluye el Parque Nacional (naranja y amarillo). Se ha elaborado mediante GIS, utilizando la intersección entre los pastizales naturales (CORINE Land Cover, código 321) y la banda entre 1800 y 2200 m. Los sectores más importante para la especie en est área son Tendeñera (amarillo) y Bujaruelo (naranja).



Mapa 5.3 Área de distribución pirenaica de *Perdix perdix hispaniensis* en Aragón (puntos verdes, verde claro no reproductor (desde Onrubia et al. 2022) y modelización de calidad del hábitat (rojo calidad máxima; desde Centre Tecnològic Forestal de Catalunya - Poctefa Habios)

5.4.1 Métodos de seguimiento recomendados

Los métodos y técnicas de censo utilizados son muy diversos, incluyendo, por ejemplo, la búsqueda exhaustiva mediante batidas de parcelas (Bro et al., 2004; Sálek et al., 2004) o de bandas a lo largo de transectos (Pepin y Birkan, 1981), el conteo de machos cantores a lo largo de transectos (Rotella y Ratti, 1986), y los censos con la ayuda de perros entrenados (Panek, 1992). En este trabajo se revisarán básicamente los dos métodos más utilizados en los Pirineos: el conteo de machos cantores a lo largo de transectos y los censos con la ayuda de perros de muestra.

Censos de primavera: conteo de los machos cantores

El método de puntos de escucha/observación es una técnica de censo comúnmente utilizada para estimar la abundancia y las tendencias poblacionales de aves. Consiste en la observación visual y/o auditiva desde puntos de observación designados (Blondel et al., 1981; Bibby et al., 1992). El observador registra todas las aves detectadas dentro de un radio fijo o ilimitado desde un punto central durante un período de tiempo específico y breve. Este método suele considerarse como un buen compromiso entre la facilidad de implementación y la precisión de las estimaciones de abundancia (Verner, 1985). En el caso de la perdiz pardilla (*Perdix perdix*), el censo de machos que cantan ha sido utilizado frecuentemente (Weigand, 1980; Rotella y Ratti, 1986; Panek, 1998)

Para mejorar la detectabilidad, se puede incorporar la reproducción de grabaciones del canto de la especie ("playback") (Johnson et al., 1981), para obtener respuestas vocales, combinada con los protocolos de puntos de escucha. Este método ha sido utilizado para estudiar diversas especies de aves (Warren et al., 2018 y referencias allí citadas), permitiendo mejorar la detección de especies de aves elusivas, como las galliformes, por ejemplo, el lagópodo escocés (*Lagopus lagopus scoticus*; Evans et al., 2007), la propia perdiz pardilla (*Perdix perdix*; March y Church 1980, Schoppers, 1996, Kasprzykowski y Goławski, 2009; Novoa, 1992a y b), la perdiz roja (*Alectoris rufa*; Jakob et al., 2010) y la perdiz griega (*Alectoris graeca saxatilis*; Bernard-Laurent y Laurent, 1984)

La metodología de los censos varía según los diferentes hábitats que la especie ocupa, ya sea en entornos de llanura o en hábitats de montaña, dependiendo de latitud a lo largo de su distribución en Europa.

Habitats de llanura

En los hábitats de llanura europeos, esencialmente cultivos y pastos, los censos se realizan durante la época de mayor actividad vocal de los machos, que es relativamente constante entre mediados de marzo y mediados de abril (Panek, 1998; Kasprzykowski y Goławski, 2009; Hille et al., 2021).

Los machos muestran su mayor actividad vocal tanto durante el amanecer (Potts, 1986) como al anochecer (Panek, 1998). La actividad vocal de los machos es similar en los dos periodos (Rotella y Ratti, 1986; Panek, 1998), aunque algunos estudios señalan una mayor actividad de canto al anochecer durante la primavera (Rotella y Ratti, 1988; Warren et al., 2018). Los censos se realizan al anochecer (Schoppers, 1996; Kasprzykowski y Goławski, 2009) o en ambos periodos, tanto al amanecer como al anochecer (Rotella y Ratti, 1988; Gruychev y Angelov, 2019; Hille et al., 2021; Warren et al., 2022; Schöll et al., 2023).

Más específicamente, los machos de perdiz pardilla aumentan la frecuencia de su canto poco después de la puesta de sol y al amanecer, antes de su salida (Kasprzykowski y Goławski, 2009). Según Rotella y Ratti (1986) y Panek (1998), la actividad vocal de la perdiz comienza aproximadamente 15 minutos después de la puesta del sol. Schoppers (1996) indica que la mayoría de los cantos ocurren en la hora posterior al atardecer. Rotella y Ratti (1988) registran el 82% y 73% de los cantos en los 45 minutos antes de la salida del sol y después de su puesta, respectivamente. Novoa (1992a), en los Pirineos, registra una mayor actividad vocal en los 45 minutos previos a su salida.

Para registrar adecuadamente estos picos de actividad, las observaciones se suelen iniciar antes de la salida o puesta del sol, generalmente entre 30 y 90 minutos antes. (Schöll et al., 2023 y Hille et al., 2021, respectivamente). La duración total de los censos suele ser de 3 a 3,5 horas (Hille et al., 2021 y Schoppers, 1996, respectivamente).

En estos hábitats de llanura, se utilizan puntos de escucha separados por una distancia superior a la de detección para evitar conteos dobles, y se utiliza un vehículo para desplazarse entre los puntos (por ejemplo, Hille et al., 2021). La separación entre los puntos varía entre 400-424 m (Warren et al., 2018; Warren et al., 2022; Schöll et al., 2023) y 1,6 km (Rotella y Ratti, 1986; Kasprzykowski y Goławski, 2009). Esta discrepancia en las distancias necesarias para evitar dobles contactos se debe a que, aunque la detección disminuye considerablemente a partir de 240 metros (Warren et al., 2018), el canto de los machos puede ser audible a una distancia máxima

de 500-800 m en medios abiertos (Wiegand, 1980; Rotella y Ratti, 1988; Kasprzykowski y Goławski, 2009). El número de puntos suele oscilar entre 5 y 10 (Kasprzykowski y Goławski, 2009; Warren et al., 2018; Warren et al., 2022).

La duración de las escuchas varía en diferentes estudios. Kasprzykowski y Goławski (2009) utilizan escuchas de 5 minutos en cada punto de observación, escuchando los cantos espontáneos durante los dos primeros minutos, se reproducen los cantos de perdiz pardilla (un minuto) y se realiza una segunda sesión de escucha durante los últimos dos minutos. En Warren et al. (2018 y 2022), el observador permanece en el punto de censo durante cuatro minutos: emiten grabaciones durante 15 segundos, seguidos de un período de escucha de 15 segundos, repitiendo cuatro veces la reproducción y escucha de la grabación, y una sesión final de escucha/observación durante los últimos dos minutos. Schöll et al. (2023) inician la escucha sin estimulación, después reproducen su canto durante 1 minuto y registran los machos que respondieron en los siguientes 3 minutos posteriores a la reproducción. Hille et al. (2021) observaron visualmente las parcelas y escucharon los cantos espontáneos, seguido por la reproducción sonora durante un minuto y el conteo de los machos que respondían durante los dos minutos siguientes.

En el caso específico de la perdiz pardilla, se ha comprobado que el uso de reproducciones sonoras afecta a la probabilidad de detección (Warren et al., 2018), aumentando la detectabilidad de la especie de 1,3 a 1,6 veces (Schoppers, 1996; Kasprzykowski y Goławski, 2009). Asimismo, se ha observado que el uso de grabaciones es más efectivo antes de la puesta del sol, con una tasa de detección 7,6 veces superior, mientras que después del ocaso es "sólo" 2,6 veces mayor (Schoppers, 1996). Se ha constatado que los machos territoriales, tanto juveniles como adultos, suelen responder a las reproducciones de sonido, siendo menos probable que lo hagan las hembras (Schoppers, 1996).

El incremento en la detección mediante la reproducción de cantos muy probablemente conlleva un aumento del tamaño de la muestra, facilitando así los análisis (Kasprzykowski y Goławski, 2009 y referencias allí citadas).

Por otra parte, para estimar la densidad de las aves, de acuerdo con Warren et al. (2022), se puede aplicar la metodología de muestreo de distancia ("*Distance Sampling*"; Buckland et al., 2001), midiendo la distancia desde el observador hasta las aves y analizando los datos con el programa Distance (Buckland et al., 2001), que modela la disminución de la detectabilidad en función de la distancia.

Debido a que el clima afecta la actividad vocal de las perdices pardillas, se recomienda llevar a cabo el trabajo de campo en condiciones libres de lluvia y viento, con temperaturas por encima de los 0°C (Panek, 1998; Kasprzykowski y Goławski, 2009).

Densidad primaveral en hábitats de llanura

La densidad primaveral de las llanuras europeas con hábitats adecuados oscila entre 3,1 y 6,3 parejas por km² en muchas áreas, incluyendo Polonia (Panek, 2005), Hungría en áreas con mejoras en el hábitat (Farago et al., 2012), Francia (Bro et al., 2015), Reino Unido (Ewald et al., 2020), y Bulgaria (Angelov, 2022). Mientras que algunas regiones, como en Italia (Montagna y Meriggi, 1991) y en Alemania (Ronnenberg et al., 2016), no alcanzan estas densidades, en otras se superan llegando a alrededor de 10 parejas por km⁻², como en Austria (Austria, Schöll et al., 2023) y en áreas con mejoras en el hábitat del Reino Unido (Ewald et al., 2020). Incluso se pueden alcanzar varias decenas de parejas por kilómetro cuadrado, como en la República Checa (Šálek et al., 2004) y algunas áreas de Francia (Bro et al., 2005). No obstante, en extensas áreas de Europa Central, la abundancia es mucho más baja, estimándose en 0,5-1 parejas por km⁻² (Glutz von Blotzheim et al., 1994).

Hábitats de montaña: *Perdix p. hispaniensis*

Considerando que esta subespecie ocupa hábitats de montaña y su fenología reproductiva difiere de otras poblaciones, es necesario adaptar el método de seguimiento utilizado.

La fase de actividad vocal intensa espontánea tiene lugar en abril y mayo, seguida por una fase más discreta en junio en la que las aves continúan respondiendo a los reclamos grabados (Novoa, 1992a). El pico de actividad se registra en mayo (Novoa, 1992a), coincidiendo con el establecimiento de los territorios de reproducción, que ocurre de tres a cuatro semanas antes de las primeras puestas (a principios de junio; Novoa, 1992b). Este período, que corresponde al comienzo de la fase de establecimiento de las parejas en su territorio de nidificación, sería en principio el período más favorable para la realización de escuchas de canto. Sin embargo, en Andorra se considera que el momento de mayor intensidad del canto es la segunda y tercera semana de abril (Govern d'Andorra, 2006), mientras que, en Cataluña, este pico se registra en la segunda quincena de mayo (Minuartia, 2004). En Cataluña, los censos se llevan a cabo preferentemente durante la primera mitad del mes de mayo, aunque también se considera adecuada la segunda mitad del mes de abril (Ecotons, 2019).

Aunque generalmente las observaciones suelen realizarse por la mañana (Novoa, 1992a y 1992b), los machos también exhiben una actividad vocal significativa durante el atardecer. Además, de manera similar a lo que ocurre en las aves de llanura, la reproducción de cantos grabados estimula la actividad vocal de *P. p. hispaniensis* (Novoa, 1992a).

La hora del primer canto está correlacionada con la salida del sol (Pepin y Fouquet, 1992, Novoa, 1992a). Los cantos comienzan como máximo una hora antes de la salida del sol y la mayoría de ellos (80%) se concentran en los 45 minutos previos a la salida del sol (Novoa, 1992a), como ya se había registrado en poblaciones de Norteamérica (Rotella y Ratti, 1986; 1988). Minuartia (2004), indica que el 92% de las respuestas se producen entre las 5:18h y las 6:11h (hora oficial; a finales de mayo la salida del sol se produce hacia las 6:20 en el Pirineo catalán).

Por lo tanto, el censo debe iniciarse, según Novoa (1992b), entre 40 y 45 minutos antes de la salida del sol, momento de máxima actividad diaria de canto de los machos, y no debería extenderse más allá de 1 hora o 1 hora y 30 minutos (Ecotons, 2019).

Novoa (1992a) llevó a cabo transectos a pie de 1,5 km en cada una de las dos zonas de estudio, cubriendo las parcelas de censo. Estos recorridos comenzaban entre 40 minutos y una hora antes del amanecer y tuvieron una duración promedio de 1 hora y media (Novoa, 1992a y 1992b). Cada ruta constaba de siete estaciones, espaciadas en promedio 250 m. La escucha en cada estación duraba cuatro minutos, dos minutos antes de la emisión de la grabación y dos minutos después, intercalados con cuatro series de cantos pregrabados (Novoa, 1992a). Novoa (1992b) utilizó posteriormente sólo dos series de cantos grabados de 20 segundos en dos direcciones opuestas, intercaladas con un período de escucha de 20 segundos, ya que las respuestas de las aves suelen ser inmediatas. La emisión de cantos grabados mejoró la detectabilidad, ya que el número de machos cantores contactados después de la grabación siempre fue superior, siendo esta diferencia estadísticamente significativa para los meses de mayo y junio (Novoa, 1992a). El alcance del equipo utilizado para emitir las grabaciones generalmente no superaba los 300 m.

Los recorridos se llevaron a cabo entre ocho y diez veces al mes, totalizando 24 y 29 repeticiones de abril a junio en cada una de las dos parcelas. Las longitudes de los transectos variaban entre 1.400 y 2.450 metros, abarcando superficies entre 330 y 570 hectáreas (Novoa, 1992a).

Respecto a las condiciones meteorológicas, no se debe hacer el censo en condiciones de viento y lluvia fuerte, con niebla ni cuando la parcela a prospectar presenta una cobertura de nieve del 100% o similar (Ecotons, 2019).

Censos de primavera en Aragón

Los censos llevados a cabo en Aragón con esta metodología en 2016 (Antor et al., 2016), tuvieron lugar en la Ribagorza a lo largo de transectos de una longitud cercana a los 2 kms con ancho de banda de 250 metros a ambos lados del transecto, que es aproximadamente la distancia de audición del reclamo. A lo largo de los itinerarios, se establecieron puntos de escucha cada 300 metros para localizar los machos reproductores por medio de su canto espontáneo o provocado mediante la emisión de un reclamo (Novoa, 1992a y 1992b).

Este censo basado en transectos con banda es similar al realizado en Andorra (Govern d'Andorra, 2006), y ligeramente diferente del llevado a cabo en Cataluña (Minuartia, 2004) y Francia (Novoa, 1992a y 1992b) donde los itinerarios se trazan para censar parcelas.

En cada estación de escucha, se emitieron dos series del reclamo de 20 segundos en dos direcciones opuestas, esperando la respuesta de algún macho durante otros 20 segundos después de cada reclamo. El reclamo utilizado es un registro del canto de *Perdix perdix hispaniensis* proporcionado por el personal técnico del "Departament de Patrimoni Natural del Govern d'Andorra".

Los censos se realizaron la 2ª y 3ª semana de abril, que es el momento de mayor intensidad del canto (Govern d'Andorra, 2006). Sin embargo, en Cataluña se considera que el momento idóneo es la segunda quincena mayo (Minuartia, 2004).

Los censos se iniciaron a las 5:00 de la mañana, dado que el 80% de las respuestas ocurren entre las 5:20h y las 6:20h (el 92% de las respuestas entre las 5:18h y las 6:11h, hora oficial, según Minuartia 2004).

Estos censos proporcionan una estimación de la densidad de machos territoriales, que se considera equivalente al número de parejas reproductoras, dado que la especie es monógama (Cramp y Simmons, 1980). Sin embargo, esta estimación podría no ser apropiada debido a que la sex-ratio siempre está ligeramente sesgada a favor de los machos (Novoa, comunicación personal, en Ecotons, 2019).

Densidad primaveral en hábitats de montaña

Por lo general, la densidad de *Perdix p. hispaniensis* varía entre una y dos parejas por kilómetro cuadrado en zonas óptimas, y desciende a menos de 0,5 parejas/100 ha en zonas menos

adecuadas (Purroy y Purroy, 2016), lo cual es significativamente menor que las densidades alcanzadas por otras subespecies en diversos países europeos. Las densidades más altas, registradas hace más de dos décadas, fueron de 3,1 parejas/100 ha en algunas áreas de La Rioja (Onrubia et al., 2000), 3,5 parejas/100 ha en Palencia (Junco, 1999), y 4,8 parejas/100 ha en los Pirineos orientales franceses (Novoa, 1998).

Las densidades medias estimadas para el Alto Aragón por Jordán (1990) son relativamente bajas, alcanzando 0,5 parejas/100 ha. En Benasque, se han registrado densidades de 1,14 parejas/100 ha en cotas cercanas a los 2000 metros, que es donde se esperaría encontrar las máximas densidades (Gráfico 5.1), aunque con limitada representatividad debido al reducido tamaño de la muestra (Antor et al., 2016).

La densidad obtenida en el sector oriental aragonés se sitúa en la parte inferior del rango de las densidades medias registradas en Cataluña (1,06–1,81 machos/100 ha, recalculadas a partir de los datos en Minuartia 2004), y más recientemente, en 2019, de 1,24 (rango: 0,68-1,59; n=4; Ecotons, 2019). Además, es inferior a los resultados obtenidos en Andorra (1,93 machos/100 ha; estimada por el autor a partir de los datos en Govern d'Andorra, 2006). Por otra parte, estaría ligeramente por encima de las densidades (0,75-0,84 parejas/100 ha) registradas en Cantabria y Burgos (cf. Ansola et al., 1990, citado en Lucio et al., 1992).

Es necesario remarcar que el número limitado de transectos realizados en el sector oriental aragonés resta representatividad a la estima de densidad obtenida (C. Novoa, cit. en Minuartia, 2004, sugiere que el censo debería abarcar como mínimo del 10% de la superficie del área de distribución o superficie potencial). Además, las diferencias en las metodologías utilizadas también pueden condicionar la comparación. En Cataluña, las estimaciones de densidad se han realizado a partir de la superficie de parcelas (siguiendo el método desarrollado por C. Novoa en Francia), a diferencia de los transectos con banda de 250 metros llevados a cabo en Aragón y en Andorra.

La ausencia de una tendencia clara en las magnitudes de las densidades obtenidas durante el seguimiento de casi 20 años (2000-2019) de la perdiz pardilla en el Pirineo catalán sugiere una estabilidad en las poblaciones reproductoras (Gallipyr, 2013; Ecotons 2019).

Censo de grupos familiares en verano (población total y productividad).

En estos censos se utilizan perros de caza entrenados para levantar a las aves y así aumentar su detección (Bibby et al., 1992). Se realizan en verano, con perros entrenados específicamente (Panek, 1992) con el objetivo de censar la población total (adultos y jóvenes) y estimar el éxito reproductivo, que se determina por la relación entre jóvenes y adultos (incluyendo parejas no exitosas). Los equipos de censo están formados por uno-dos observadores manejando de 1 a 3 perros (Imagen 1) (Aristotle, 2001; Antor et al., 2016; Gruychev y Angelov, 2019; Angelov 2022).

Se pueden establecer parcelas (Panek, 1997) de un área de 20 a 60 hectáreas (Aristotle, 2001; Besnard et al., 2010). Por ejemplo, Dos Santos et al. 2021 utilizan en los Pirineos franceses un tamaño medio de 40 hectáreas. En Aragón se han utilizado tamaños mayores, entre 60 y 200 ha (Antor et al., 2016). También se pueden realizar transectos de un ancho de banda que puede variar de 50 a 100 metros y una longitud de varios km (Gruychev y Angelov, 2019; Angelov, 2022).

Por lo general, los conteos se realizan después del 10 de agosto, momento en el cual la mayoría de las nidadas ya son capaces de volar (Léonard, 1992, y Novoa et al., 2008, citados en Ecotons, 2019), y todavía se pueden distinguir los jóvenes de los adultos para estimar la productividad anual (Birkan, 1991; Ecotons, 2019). En los Pirineos catalanes, estos conteos suelen llevarse a cabo durante las primeras tres semanas de agosto (Ecotons, 2019).

Para prevenir una disminución en el rendimiento de los perros debido al calor, es recomendable llevar a cabo el censo en las primeras horas del día y evitar prolongarlo hasta las horas más cálidas. Las franjas horarias más adecuadas son de 7 de la mañana a 12 del mediodía y de 17 a 20 h (Léonard, 1992; Ecotons, 2019). Se sugiere evitar los días de lluvia o cuando el terreno esté muy mojado debido a precipitaciones recientes (Leonard, 1992).

Las batidas se realizan en línea, implicando el avance en paralelo de observadores, siguiendo las curvas de nivel y cubriendo las parcelas de abajo hacia arriba (Leonard, 1992; Ecotons, 2019). Se recomienda que la distancia entre observadores no exceda los 50 metros en hábitats muy abiertos, como pastizales y prados subalpinos, y los 20 metros en áreas con matorrales de cobertura elevada (Martínez-Vidal, 2006; Ecotons, 2019). Estos observadores dirigen perros de muestra adiestrados para detectar a la especie, que exhibe un comportamiento críptico, especialmente en esta época del año, con tácticas de inmovilidad ante la presencia de depredadores potenciales, y, como otras galliformes, podrían pasar desapercibidos tanto adultos como jóvenes (Aufradet, 1996; citado en Ecotons, 2019).

Un aspecto crucial a tener en cuenta es el posible desplazamiento de los individuos hacia las parcelas vecinas (Novoa, 1998, citado en Martínez-Vidal, 2006), que tiene que ser tenido en cuenta para evitar los dobles conteos.



Imagen 5.2 Batida con perros en el valle de Benasque (desde Antor et al., 2016).

Densidad estival y “age-ratio”

Mediante censos con perros de muestra, se obtiene una densidad estival para *P. p. hispanensis* de 12,1 a 25,9 aves/100 Ha (Besnard et al., 2010) en el Pirineo francés, y 8,6 aves/100 ha (juveniles + adultos) en otoño en los pastos subalpinos de sector oriental pirenaico de Aragón (Antor et al., 2016). En Cataluña se registra una densidad promedio conjunta de todas las parcelas prospectadas durante el período 2013-2019 de 8,91 ind/100ha ($\pm 1,07$, n=223; Ecotons, 2019).

En el periodo comprendido entre 2013 y 2019, el age-ratio durante el verano en las diferentes Reservas Naturales de Cataluña oscila entre 3 y 4 jóvenes por cada adulto (media: 3,47; mín:2,85; máx:4; n=7; Ecotons, 2019). Estos valores de age-ratio son muy similares a los obtenidos durante el período 2001-2006 (media: 3,2; mín:1,8; máx:5,5; n=6) (Ecotons, 2019). Asimismo, al comparar estos valores de age-ratio con los registrados durante el período 1992-2007 en el lado francés de

Los Pirineos Orientales, específicamente en el macizo del Canigó (Novoa, 2008), se observan datos de magnitudes similares (media: 3,6; mín:2,6 máx:4,8; n=16). Todos estos datos ilustran el importante potencial reproductivo de la especie.

Otros métodos: Censo invernales con nieve

La cobertura de nieve puede mejorar la detectabilidad de los individuos de perdiz pardilla, y permitir estimaciones de población (González et al., 2017). La especie presenta una estrategia anti-predatoria consistente en dormir en campo abierto durante la noche en invierno (Tillmann, 2009). Por lo tanto, el amanecer y el atardecer son los momentos adecuados para observar y contar visualmente a los grupos de aves (González et al., 2017).

González et al. (2017) llevaron a cabo censos mediante observaciones desde carreteras pavimentadas en la cordillera Cantábrica, detectando la presencia y abundancia de la perdiz pardilla. Los grupos se detectaron de diciembre a febrero, mientras que las parejas se observaron al final del invierno (es decir, en febrero-marzo). Estos autores consideran adecuadas estas prospecciones de invierno en poblaciones de montaña para el seguimiento de la especie, donde existan carreteras pavimentadas abiertas desde las que realizar las observaciones. Su ausencia en el PNOMP impide su aplicación.

Otros métodos: censos mediante batidas

Mediante este censo, utilizado básicamente en zonas de cultivo en regiones de llanura, se estima la densidad de reproductores en primavera mediante batidas (Bro et al., 2015; Husek et al., 2021). Los censos se realizan en marzo, cuando las aves están en parejas y la cobertura de la vegetación no está desarrollada. Una línea de batidores avanza en línea (1 persona cada 15 m, según Husek et al., 2021), levantando a las aves a su paso. La superficie de los sectores batidos varía entre 80 y 250 hectáreas, y se necesita un equipo de 20 a 50 personas para llevar a cabo un censo exhaustivo (Bro et al., 2015).

No se han considerado las batidas, que como sucede con otros de los utilizados en llanuras (muestreo de banda o índice kilométrico de abundancia), no se pueden aplicar en hábitats de montaña (Novoa, 1992a).

5.4.2 Propuesta de seguimiento a largo plazo de la especie

A continuación, se examinan los dos métodos de censo más frecuentemente utilizados en los Pirineos: el censo de machos cantores en primavera mediante puntos de escucha y los censos asistidos por perros de muestra. No se han considerado los otros métodos citados, ya que, aunque son comúnmente utilizados en llanuras (batida, muestreo de banda o índice kilométrico de abundancia), no se pueden aplicar en hábitats de montaña (Novoa, 1992a).

Finalmente, se establecen los protocolos necesarios, en una etapa piloto, con cada uno de estos métodos.

Evaluación de la metodología de los censos de primavera: conteo de los machos cantores

De acuerdo con Novoa (1992a), el canto resulta considerablemente más eficiente que la observación, representando el 90% de los contactos registrados. Asimismo, en las escuchas se produce una mejora significativa de la detectabilidad con la emisión de cantos pregrabados, lo que resulta en la detección de un mayor número de machos. Al menos un 60% (73/120) de las aves fueron detectadas gracias a las grabaciones (Novoa, 1992b), sin tener en cuenta la posibilidad de que algunas aves silenciosas detectadas también pudieron haber sido atraídas por las grabaciones.

Otros estudios también han registrado mejoras significativas mediante el uso del “playback” con la perdiz pardilla (Kasprzykowski y Goławski, 2009; Schoppers, 1996) y con otras especies de perdices. En la perdiz roja (*Alectoris rufa*) el uso de “playback” casi triplica la probabilidad de detección en comparación con el protocolo clásico de puntos de escucha (Jakob et al., 2010). Hemos obtenido resultados similares calculando las detectabilidades desde los resultados obtenidos por Bernard-Laurent y Laurent (1984) para las perdices griegas (*Alectoris graeca saxatilis*), con una probabilidad de 0,21 para el método estándar y 0,60 con playback.

Un aspecto fundamental es evaluar la eficiencia del método. Novoa (1992b) realiza dos estimas de detectabilidad: una para la metodología del “playback” en aves marcadas con emisores y otra comparando los resultados de las escuchas con los de censos absolutos utilizando el método de la parcela.

La eficiencia de los cantos grabados en machos equipados con emisores fue relativamente baja, con solo un 32% de pruebas positivas. Sin embargo, se encontró que la efectividad mejoraba significativamente si solo se consideran las pruebas realizadas antes de la salida del sol, con un 58% de pruebas positivas frente a un 14% después de la misma. La eficiencia del "reclamo" fue máxima (73%) cuando se combinan las condiciones de hora (antes de la salida del sol) y fecha (antes del 15 de mayo) (Novoa, 1992b). March y Church (1980; citado por Novoa 1992b), mostraron que, en promedio, el 50% de las aves equipadas con emisores fueron detectadas durante los censos con playback (se registró un máximo del 75%).

Jakob et al. (2010) observan también una mejora significativa en la probabilidad de detección al utilizar el "playback" en la perdiz roja (*Alectoris rufa*), con un valor de 0,54, frente a 0,37 sin el uso de reproducción de cantos. Mientras Pepin (1983), también para la perdiz roja, da un rendimiento (76%) similar al máximo ya citado de Novoa (1992b) para la perdiz pardilla (73%).

Para la comparación de los resultados de las escuchas, se llevaron a cabo censos absolutos utilizando el método de la parcela ("plans quadrilles" o "mapping method"). Desarrollado para passeriformes, este método se basa en la utilización de contactos simultáneos para separar dos conjuntos de observaciones contiguas, con el fin de estimar el número mínimo de machos territoriales (Blondel, 1969). Solo se consideraron las observaciones posteriores al 1 de mayo, ya que el radioseguimiento de la especie muestra que la estabilidad espacial de las perdices pardillas no es efectiva antes del inicio de dicho mes (Novoa, 1990).

La densidad de machos en primavera estimada mediante el método de la parcela fue de 5,8, 6,4 y 4,2 machos por cada 100 hectáreas en Barbet (1989-1991), y de 1,9 a 2,6 machos en Dourmidou (1990-1991). Estos resultados se confirmaron con los obtenidos en los censos estivales (agosto) con perros de caza, con densidades de machos de 5,8 y 4,3 por cada 100 hectáreas en Barbet (1989 y 1991, respectivamente), y una densidad de 2,1 machos por cada 100 hectáreas en Dourmidou en 1991 (Novoa, 1992b).

Novoa (1992b) estimó la tasa de detección de machos territoriales, es decir, el porcentaje de aves detectadas en los censos con la emisión de cantos pregrabados, como la relación entre las estimaciones de densidad obtenidas por ambos métodos (densidades con playback / densidades obtenidas con parcelas). Las tasas medias de detección para las dos parcelas estudiadas fueron del 73 y 59% ($s = \pm 18\%$ y $\pm 31\%$, respectivamente).

Todos estos resultados, incluyendo los de aves marcadas, indican que, en condiciones óptimas, los censos con la emisión de cantos pregrabados presentan una gran variabilidad en la detectabilidad, que va desde el 32 al 73%.

Como se observa en la Gráfico 5.3, la repetición de los censos en el Pirineo, durante la estación reproductora, resulta en un número diario de machos cantando muy variable, incluso en el mes de mayo (Gráfico 5.4; Novoa 1992a). Es decir, la detectabilidad varía significativamente a lo largo de la estación dependiendo de las condiciones climáticas y la motivación de los machos para cantar. Para abordar esta elevada variabilidad intraanual, se requiere una repetición suficiente de los censos que pueda permitir registrar el máximo de actividad vocal de los machos. Aunque el método tradicional de utilizar el número máximo de machos cantando sólo es un buen estimador general de la abundancia cuando la detectabilidad es alta (Blondel et al., 1981).

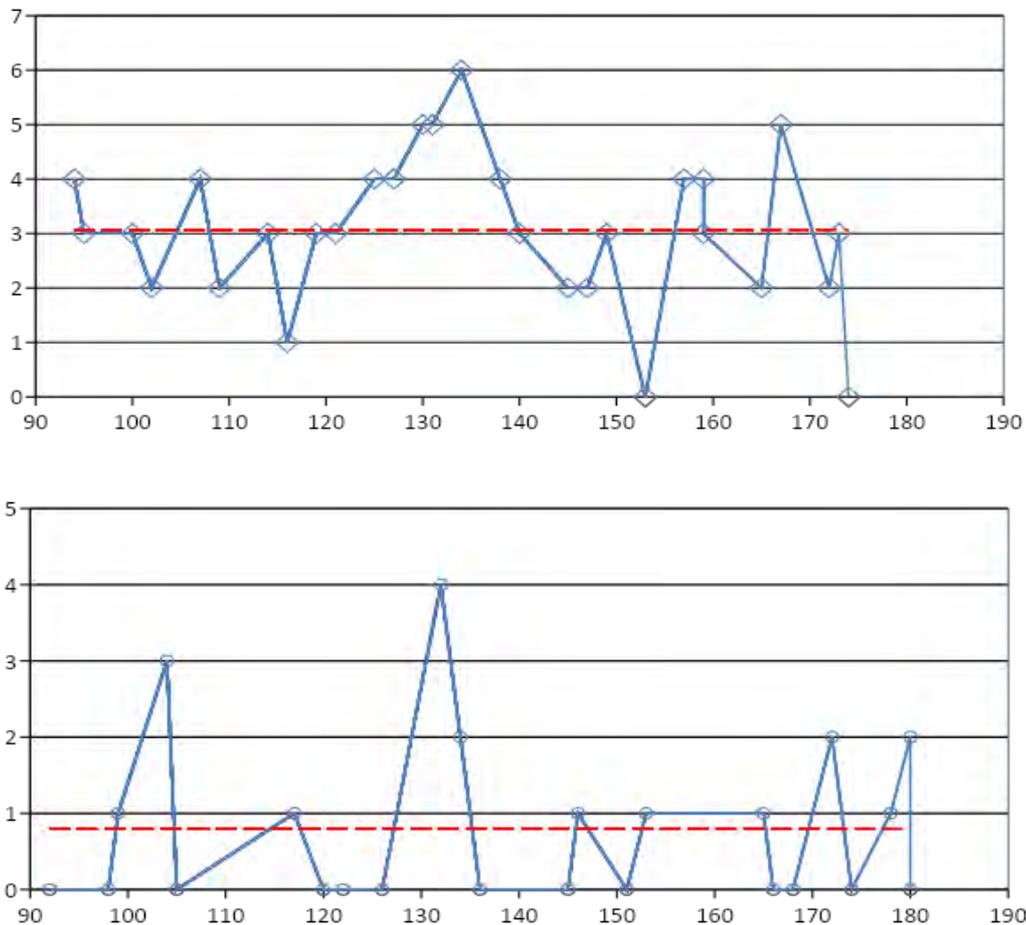


Gráfico 5.3. Número de los machos cantores de *Perdix perdix hispaniensis* en los Pirineos en la primavera de 1990 (abril, mayo y junio), a lo largo de dos transectos en las localidades denominadas Barbet (arriba) y Dourmidou (abajo). Los valores medios (3,07 y 0,79, respectivamente) se indican con una línea discontinua (roja). Gráfico redibujada a partir de Novoa 1992a.

Utilizando los resultados registrados por Novoa (1992a), en los meses de abril, mayo y junio, representados en la Gráfico 5.3, se ha calculado el porcentaje de aves detectadas en cada visita con respecto al valor máximo obtenido en cada parcela. Las tasas medias de detección para las dos parcelas estudiadas fueron del 46 y del 18% ($s = 0,20$ y $0,25$, respectivamente). Estos valores bajos se encuentran dentro del rango registrado para el lagópodo alpino con el uso de playback, que oscila entre $0,2$ y $0,5$ (Marty y Mossoll-Torres, 2012; Pedersen et al., 2012; Delaye y Strømeng, 2016) y son inferiores a la detectabilidad de la perdiz roja con el uso de playback ($p=0,54$, año 2008, Jakob et al., 2010).

Estas bajas detectabilidades podrían incluso considerarse optimistas, ya que existe un porcentaje de machos que no se detectan incluso cuando se alcanzan los valores máximos. Novoa (1992a) estima que un 10% de machos no se detectan por canto.

Por otro lado, hay un elevado porcentaje, 54,2%, de transectos con resultados negativos en el área de baja abundancia (Dourmidou) frente al 6.9% en la localidad de abundancia elevada (Barbet) (estimados desde los datos de Novoa 1992a; Tabla 5.1)

Al recalcular la probabilidad de detección (p) utilizando todos los datos registrados por Novoa (1992a), esta se sitúa en $0,37$. Con esta probabilidad de detección, de $0,37$, serían necesarios al menos 6 transectos para alcanzar una probabilidad de detección del $0,90$ y 7 para el $0,95$ (Gráfico 5.4, línea verde). Por tanto, es crucial que las condiciones de muestreo sean óptimas para alcanzar una detectabilidad entre $0,59$ y $0,73$ que son las detectabilidades obtenidas por Novoa (1992b) en condiciones óptimas en las dos parcelas estudiadas (densidades con playback / densidades obtenidas con parcelas). En estas circunstancias óptimas, con tres y dos repeticiones, respectivamente, sería suficiente para lograr una probabilidad de detectar la especie del $0,90$, mientras que con cuatro y tres repeticiones se alcanzaría el $0,95$ (Gráfico 5.4, línea azul y roja, respectivamente).

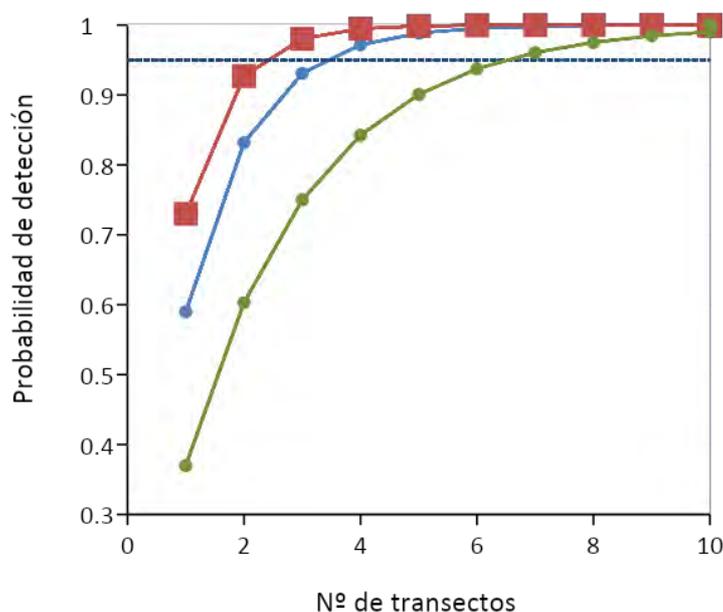


Gráfico 5.4. Variación de la probabilidad de detección para *Perdix perdix hispaniensis* respecto del número de transectos con “playback” y para una probabilidad de detección de 0,37 (línea verde), que es la media obtenida utilizando los resultados de Novoa (1992a) y para la probabilidad 0,73 (línea roja) y 0,59 (línea azul) que son las detectabilidades obtenidas por Novoa (1992b) en condiciones óptimas en las dos parcelas estudiadas (densidades con playback / densidades obtenidas con parcelas). La línea discontinua indica la probabilidad de 0,95.

El valor máximo de machos solo se obtiene una vez en toda la temporada (29 y 24 censos, respectivamente; Gráfico 5.3). Con bajas densidades, la dificultad para obtener datos representativos aumenta. Así, mientras que en la parcela con mayor densidad (Barbet), la mediana y la moda es 3, en la de menor densidad (Dormidou) es 0 (Tabla 5.1, calculados desde los resultados de Novoa 1992a).

Tabla 5.1 Resultados de los censos de machos de *Perdix perdix hispaniensis*, con utilización de cantos pregrabados, en los meses de abril, mayo y junio, calculados desde Novoa 1992a.

	Media	S	Mediana	Moda	Máximo	% Censos negativos	N
Barbet	3,07	1,41	3	3	6	6,9	29
Dormidou	0,79	1,1	0	0	4	54,2	24

Otra limitación del método es que hay un 20% de las aves que cantan espontáneamente pero no responden a la grabación, lo que podría explicarse en parte por la detección del observador por parte de las aves (Novoa 1992a).

Incluso en el escenario más favorable, es probable subestimar las densidades reales con esta metodología. Según Novoa (1992b), el censo con reclamo nos puede aproximar al 75%-80% de la densidad real, siempre y cuando se realice con las condiciones óptimas (horario, fechas, meteorología, 2 repeticiones, etc.).

Como remarca Ecotons (2019), un factor clave en cualquier censo es que se realice de manera estandarizada, es decir, repitiendo el proceso en las mismas condiciones (ubicación, fecha, hora, personal, equipo, clima, etc.) para obtener un buen indicador de abundancia o índice de densidad relativa (número de machos/parcela o número de machos/ha) y poder observar su evolución.

Otra consideración importante es que la conversión del número de machos detectados a parejas (Minuartia, 2002), basándose en el hecho de que la perdiz pardilla es una especie monógama, no sería apropiada debido a que la sex-ratio suele estar ligeramente sesgada en favor de los machos (53% según Novoa 1992b). Es decir, es importante ser cauteloso al utilizar el índice obtenido como una estimación de la densidad absoluta de parejas.

Según señala Novoa (1992b), el uso del playback tiene una eficacia limitada en territorios con bajas densidades (alrededor de 2 machos/100 ha), mostrando, según el autor, una baja tasa de detección y menor precisión en los resultados de los censos. Los núcleos existentes en Aragón pertenecen a esta categoría de territorios con bajas densidades.

También muestran esta subestimación los censos realizados en la Reserva Nacional de Caza de Freser-Setcases en 2018 y 2019 (Programa de seguimiento de la perdiz pardilla en Cataluña). En los censos de primavera con perros de muestra, se registraron densidades medias de $2,21 \pm 1,06$ y $1,06 \pm 1,15$ individuos por cada 100 hectáreas, respectivamente, cifras significativamente más altas que los valores obtenidos mediante playback en 2013 y 2014 ($0,34 \pm 0,19$ y $0,40 \pm 0,25$ individuos por cada 100 hectáreas, respectivamente) (Ecotons, 2019).

Por otra parte, la actividad vocal de las perdices pardillas disminuye considerablemente después del amanecer (Rotella y Ratti, 1988; Novoa, 1992a), lo que representa el factor más limitante del método ya que el área que se puede cubrir adecuadamente en los 45 minutos más favorables para el canto no superaría las 33 hectáreas (Novoa, 1992b).

Otro factor que debe ser tenido en cuenta, es que la probabilidad de detectar una especie a través de su canto también depende de la presencia de individuos de la misma especie y de otras especies (Liu, 2004; Dolan et al., 2007; Xia et al., 2014). Además de estar sujeta a las variables ya citadas, como las condiciones meteorológicas y la fenología estacional (Slagsvold, 1977). En el caso de la perdiz pardilla, las ya bajas densidades actuales en el Parque y su probable disminución en el contexto actual de cambio climático podrían llevar a una reducción en la actividad de canto de los machos, con la consiguiente disminución en la detectabilidad.

A pesar de todo lo expuesto, la realización de censos de machos de *Perdix perdix hispaniensis*, con utilización de cantos pregrabados, es una de las pocas alternativas factibles para el censo de la especie en el PNOMP.

El esfuerzo de muestreo mínimo que se propone por cada localidad sería de 3 repeticiones con resultado positivo (de al menos un transecto), seleccionando condiciones de censo óptimas. El primer censo se llevará a cabo en la segunda quincena de abril y los dos siguientes con una separación de una semana o diez días entre ellos. Este período está situado entre el pico de actividad vocal en Andorra (2ª y 3ª semana de abril, según el Govern d'Andorra, 2006), el registrado en Cataluña (la primera quincena de mayo según Ecotons (2019) y la segunda según Minuartia (2004)); y el que se considera en Francia (durante todo el mes de mayo según Novoa, 1992a).

Los censos se iniciarán 50 minutos antes de la salida del sol, y durarán una hora, ya que la mayoría de los cantos (80%) se concentran en los 45 minutos previos a la salida del sol (Rotella y Ratti, 1986, 1988; Novoa, 1992a).

Novoa (como pers., en Minuartia 2004), sugiere que el área de muestreo debe incluir al menos el 10% del hábitat potencial de reproducción de la zona o espacio en cuestión para obtener una muestra representativa. Aunque el valor del 10% es ampliamente seguido por algunos autores en los seguimientos de la perdiz pardilla (Martínez-Vidal 2006; Gallipyr 2013; Ecotons 2019), no se han publicado análisis que respalden su idoneidad.

El área principal con hábitat favorable en el Parque Nacional se encuentra en las inmediaciones del cañón de Añisclo, abarcando una superficie de 3.447 ha (Mapa 5.1). Esto implica, siguiendo el 10% sugerido, muestrear un mínimo de 350 Ha, para lo que sería necesaria una longitud total de transectos de 7,8 km, dividido en unos 4 tramos, y tres visitas a cada tramo. Es decir, un mínimo de 13,5 jornadas, en las que ya se ha tenido en cuenta que el 12.5% de las localidades

tendrían 3 transectos negativos (para una probabilidad del 50% de obtener un transecto negativo, resultado probable en un área de baja densidad, ver Tabla 5.1).

En el caso de considerar el área de la Reserva de la Biosfera que incluye el Parque Nacional (Mapa 5.2), encontramos superficies de hábitat significativas en Bujaruelo y Tendeñera. En Bujaruelo, con 1448 ha de superficie, sería conveniente censar 150 ha con una longitud total de los transectos de 3 km dividido en los tramos necesarios y con tres visitas a cada tramo. En la sierra de Tendeñera, con 2.279 ha., se tendría que censar al menos 250 ha con una longitud total de unos 5 km dividido en unos tres tramos y con tres repeticiones a cada tramo.

La longitud de cada transecto se ajustará a las áreas de hábitat adecuado, en lo posible entre 1,5 y 2 km, y con un ancho de banda de 250 metros a cada lado de la línea de progresión. A lo largo de los itinerarios se realizarán puntos de escucha cada 200-300 metros para localizar los machos reproductores por medio de su canto espontáneo y provocado mediante la emisión de un reclamo (Novoa 1992a y 1992b). En cada estación de escucha, se realizará una escucha de dos minutos para detectar cantos espontáneos, se emitirán dos series del reclamo de 20 segundos en dos direcciones opuestas, esperando la respuesta de algún macho durante otros 20 segundos después de cada reclamo. El reclamo que se utilizará es un registro del canto de *Perdix perdix hispaniensis*. Los transectos se realizarán en su mayor parte durante los 45 minutos previos a la salida del sol, que es cuando se registra una mayor actividad vocal en los Pirineos (Novoa, 1992a). Los transectos con resultados negativos se repetirán a lo largo de la semana siguiente a la realización del primer censo. Se evitará realizar los censos con viento y precipitación intensa, ya que pueden interferir tanto en el canto como en las condiciones de escucha.

Evaluación de la metodología de los censos de primavera: censos piloto en Aragón

En el trabajo piloto desarrollado en el 2016 en el Pirineo oriental (Antor et al., 2016), el esfuerzo de muestreo fue muy limitado, de 3 jornadas de censo para un área muestreada de 175 hectáreas y por lo tanto de muy escasa representatividad. Se obtuvieron resultados positivos en el 50% de los transectos ($n=2$) y un total de 2 machos cantores. Considerando que la densidad de machos territoriales fuese equivalente al número de parejas reproductoras (la “*sex ratio*” está algo desviada hacia los machos, que constituyen el 53% de la población; Novoa 1992b), la densidad sería de 1,14 parejas/100 ha en el valle de Benasque en cotas cercanas a 2000 metros, que es la altitud donde aparentemente se dan las máximas densidades (Gráfico 5.1).

En Andorra, en la época de canto, el mayor número de contactos se localiza entre 2015 y 2250 metros. En Cataluña las densidades más elevadas se dan a 2100 metros (Minuartia 2004), pero hay que considerar cierta disminución de esta cota hacia sectores más occidentales paralela a la disminución de cota del piso subalpino (Ninot et al., 2007).

Evaluación de la metodología basada en el censo de grupos familiares en verano

La alternativa para aumentar la baja detectabilidad de los censos primaverales de machos sería utilizar perros de muestra para localizar a la especie. Estos censos con la ayuda de perros de muestra pueden ser más eficientes y permitir obtener información sobre la densidad de aves post-reproductoras y el éxito anual de la cría realizando los censos de grupos familiares en verano. Por otra parte, estos censos son esenciales para la planificación de la actividad cinegética en las áreas donde la especie se caza, en particular, para establecer las cuotas anuales de captura (Minuartia, 2004 y Novoa, comunicación personal, 2017, según Ecotons, 2019).

La realización de censos de verano implica un esfuerzo de muestreo total similar al de los censos con reclamo (Antor et al., 2016). Siendo esencial el uso de perros especializados en la detección de perdices pardillas, debido a que su comportamiento y hábitos dificultan su detección.

Sin embargo, estos censos presentan una elevada variabilidad interanual debida a la importante fluctuación en la abundancia de perdices pardillas a finales de verano (Gráfico 5.5, Novoa et al., 2008). Las densidades pueden variar desde la mitad o casi el doble de un año al siguiente. Estas notables fluctuaciones demográficas también se reflejan en el número de aves abatidas en los

Pirineos franceses (Dos Santos et al., 2021). Esta mayor variabilidad de los censos de otoño/verano, respecto de los de primavera es conocida y está documentada en un importante número de estudios europeos (ver, por ejemplo, Maletić et al., 2012 y referencias allí citadas).

Por este motivo, Novoa (com. pers., 2017, en Ecotons, 2019), considera que, para evaluar las tendencias de las poblaciones, los censos realizados en primavera son más adecuados que los realizados en verano. Las fluctuaciones significativas que pueden experimentar las densidades de las aves en verano, de un año a otro, se atribuyen al éxito reproductor que hayan tenido (Lucio et al., 2012; Novoa, 2008; Herrero et al., 2014). Sin embargo, Dos Santos et al. (2021) encuentran que el total de perdices pardillas observadas en agosto está más correlacionado con la densidad de aves adultas ($r = 0,702$, $p = 0,02$) que con el éxito reproductivo ($r = 0,558$, $p = 0,09$). En otras palabras, aunque el éxito reproductivo influye, al menos parcialmente, en el tamaño de la población en agosto, éste también está determinado por el número de aves reproductoras.

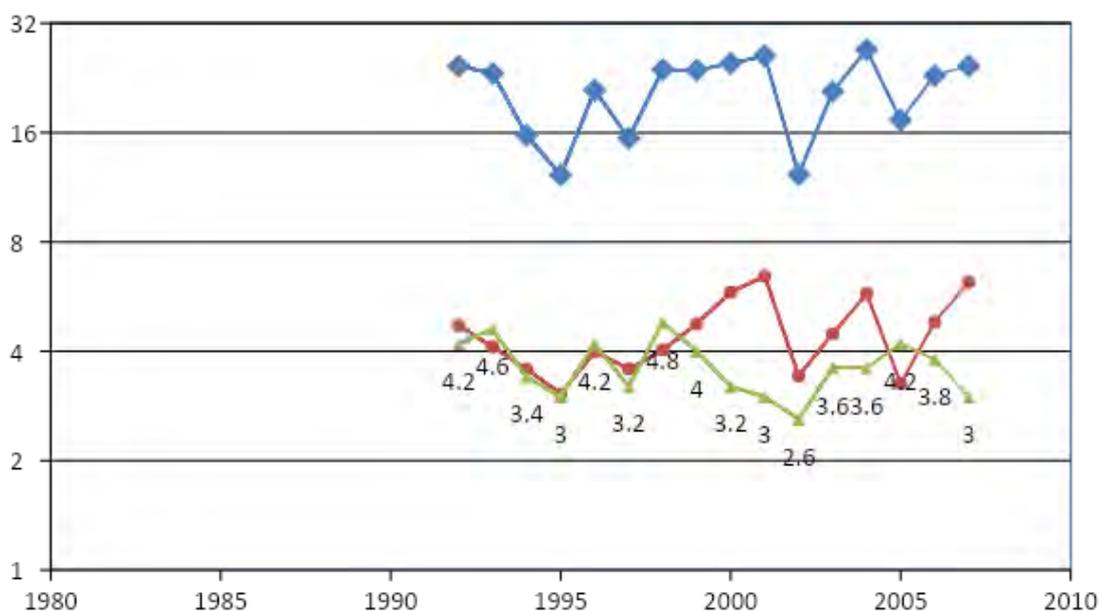


Gráfico 5.5. Densidades totales (jóvenes + adultos; línea azul), densidades de adultos (línea roja), y age-ratios (línea verde) de las poblaciones de perdices pardillas censadas en agosto (1992-2007) en los macizos de Carlit-Campcardos (Pirineos orientales franceses) (eje vertical logarítmico, redibujada desde Novoa et al. 2008).

Finalmente, una dificultad adicional del censo con perros es la dificultad de determinar tanto el número como la edad de los individuos en vuelo, lo que resulta en un porcentaje significativo de aves cuya edad no se puede determinar, alrededor del 24% (Dos Santos et al., 2021).

A pesar de las dificultades citadas, la realización de censos con perros es la segunda alternativa factible para el censo de la especie en el PNOMP. Siguiendo la recomendación de Novoa (com. pers., en Minuartia 2004), de que el área de muestreo debe incluir al menos el 10% del hábitat potencial de reproducción para obtener una muestra representativa, esto implicaría censar en las inmediaciones del cañón de Añisclo al menos 350 Ha. El esfuerzo de muestreo mínimo sería de unas 14 jornadas de censo (unas 7 batidas con dos observadores por batida), con una superficie media de unas 50 ha por batida y con 1-3 perros por equipo de censo. Con suficiente disponibilidad de perros y observadores es conveniente realizar batidas simultáneas en áreas vecinas.

Para el censo de las 1448 ha de hábitat adecuado en Bujaruelo, dentro de la Reserva de la Biosfera, sería conveniente batir al menos 150 ha lo que podría suponer 3 batidas de 2 observadores y los correspondientes perros. En la sierra de Tendeñera, con 2.279 ha., se tendría que censar al menos 250 ha que implicaría 5 batidas.

Aunque el número mínimo de jornadas anuales para el área de Añisclo es bastante similar con ambas metodologías (13,5 en los censos de machos y 14 para los censos con perros), se requiere de la participación de observadores con distinta capacitación y, en el segundo caso, se necesita del concurso de perros entrenados y personal que los dirija.

Respecto a su eficiencia, Ceña et al. (2022), censando áreas ocupadas por ejemplares marcados, concluyen que el uso de perros de muestra es el método más eficaz para detectar a la especie (88% de los bandos, frente al 75% con censos de machos con playback). Estas elevadas estimas deben tomarse con cautela, en primer lugar, debido a los tamaños muestrales limitados ($n = 8$ y 4 , respectivamente), y, sobre todo, porque los censos se dirigieron a zonas con presencia constatada de las aves marcadas, lo que eleva de forma significativa los resultados. Así, la eficiencia de los censos de machos con playback obtenida por Ceña et al. (2022) está por encima del máximo obtenido por Novoa (73%; 1992b). Sin embargo, parece indicar de manera adecuada que la detectabilidad del censo con perros de muestra puede estar por encima de los censos de machos.

Además de los datos medios de detectabilidad, es importante considerar que la enorme variabilidad intraanual de los censos de machos es mucho mayor que la de los resultados de los censos con perros, aunque en ausencia de datos que permitan estimarla, como hemos hecho para los primeros. Los censos de machos dependen del comportamiento de canto de los mismos,

que pueden retraerse por múltiples factores (climatología, inicio de la reproducción, detección del observador). En cambio, con la utilización de perros, estos factores no tienen un efecto significativo o es mucho menor. Además, los censos con perros ofrecen una flexibilidad mucho mayor en cuanto al momento idóneo del día para realizar el censo, y también del momento a lo largo de la estación. El tamaño de los bandos también facilita su detección.

Además de los datos medios de detectabilidad, hay que tener en cuenta que la enorme variabilidad intraanual de los censos de machos es, con gran probabilidad, mucho mayor que la existente en los resultados de los censos con perros, aunque en este último caso no disponemos de datos que permitan estimarla. Los censos de machos dependen del comportamiento de canto de los mismos, que pueden retraerse por múltiples factores (climatología, inicio de la reproducción, detección del observador). En cambio, con la utilización de perros, estos factores no tienen efecto o es mucho menor. Además, los censos con perros tienen una muy superior flexibilidad en el tiempo idóneo del día y a lo largo de la estación para poder realizar el censo. El propio tamaño de los bandos también facilita su detección. Sin embargo, el propio tamaño de los bandos estivales es variable y depende, en parte, del éxito reproductor. Finalmente, en los censos con perros se obtiene información suplementaria de gran valor en zonas con baja densidad, como la presencia y reproducción de la especie.

Para identificar el método más eficiente y el esfuerzo de muestreo necesario para el seguimiento a largo plazo, sería necesario realizar un programa piloto que determine la presencia y reproducción de la especie en los diferentes sectores del área con hábitat favorable en las inmediaciones del cañón de Añisclo, proporcionando además una primera estimación de abundancia. La combinación de los métodos es una posibilidad que ha resultado efectiva en algunos estudios (Ceña et al., 2022).

Evaluación de la metodología de los censos de grupos familiares en verano: censos piloto en Aragón

En octubre del 2016, se realizaron censos con perros en el valle de Benasque con el objetivo de censar la población total y estimar la productividad anual (Antor et al. 2016). Los equipos de censo estuvieron formados por uno-dos observadores manejando de 1 a 3 perros (Imagen 1). En total se batieron 5 parcelas con superficies que oscilan entre 61,3 y 197,1 ha (Mapa3). En las 5 parcelas se realizaron 3 batidas simultáneas y con áreas solapadas para cubrir toda la superficie. Se realizaron un total de 15 batidas, siendo la superficie media útil por batida de 49,1 ha. Estos

censos proporcionan una estima de la densidad total (adultos y jóvenes) y, cuando se realiza en agosto, de productividad.

El esfuerzo de muestreo realizado fue de 30 jornadas de censo para un área total censada de 736,17 hectáreas. Se registraron un total de 64 individuos distribuidos en 9 bandos (Mapa 3), con un tamaño de bando que oscila entre 3 y 13 individuos. La densidad obtenida es de 8,6 individuos/100 ha en el valle de Benasque (Antor et al., 2016), que es algo superior a las obtenidas en Cataluña: 7,9 individuos/100 ha. Esta diferencia puede deberse al mayor porcentaje de parcelas con resultados negativos en Cataluña (51,5%; estimado desde los resultados de Minuartia, 2004) frente al 40% en el Pirineo oriental aragonés. En cuanto a la representatividad de los resultados, se han muestreado el 6,6% de la superficie de la superficie potencial (pastizales naturales entre 1800 y 2200 m), que está algo por debajo del mínimo sugerido (10%, C. Novoa, cit. en Minuartia, 2004).

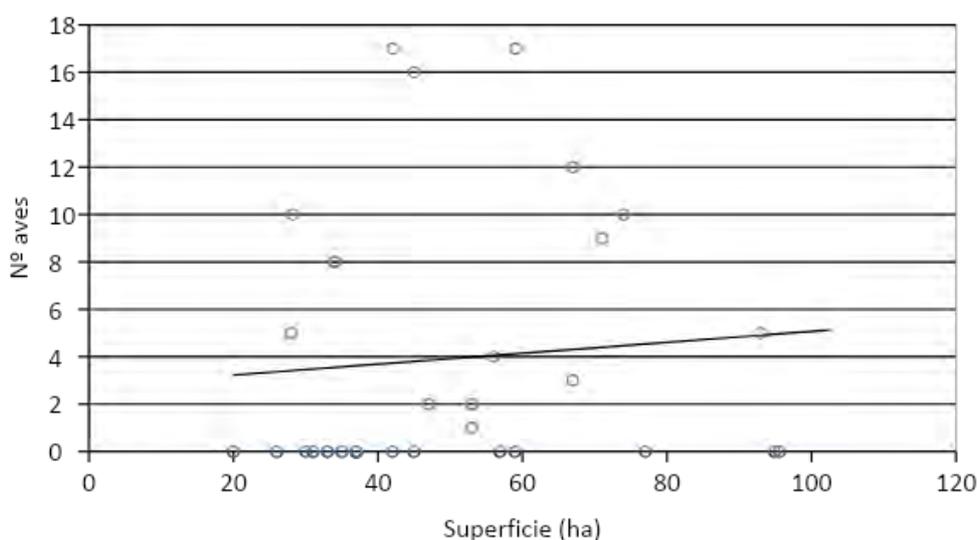


Gráfico 5.6. *Tamaño de los sectores censados con perros y número de individuos observados de *Perdix perdix* en el Pirineo catalán (n=33). Los datos representados han sido extraídos de los anexos de Minuartia, 2004.*

Por otra parte, la superficie media por batida (49,1 ha, n=15) en Benasque fue muy similar a la media de Cataluña (49,7; n=33; estimada desde la información de los anexos de Minuartia 2004). Un tamaño de las batidas de alrededor de 50 ha es, en principio, adecuado, considerando que las cifras más altas de aves observadas en Cataluña se registran en parcelas con una superficie entre 40 y 60 ha (Gráfico 5.6).

5.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

Se han evaluado las metodologías de seguimiento utilizadas para la monitorización de la perdiz pardilla (*Perdix perdix hispaniensis*) en los Pirineos. Los dos métodos de censo más extendidos son el censo de machos cantores en primavera mediante puntos de escucha y los censos con perros de muestra durante el verano.

El censo primaveral de machos ha sido la metodología más utilizada en los Pirineos. Sin embargo, el método presenta una baja eficiencia (i.e. detectabilidad) y los resultados presentan una elevada variabilidad a lo largo de la estación de celo (i.e. intraanual). Estas limitaciones limitan su idoneidad y requieren de una repetición suficiente de los censos para poder registrar el máximo de actividad vocal de los machos. Para el censo de machos cantores en primavera, el esfuerzo de muestreo mínimo que se propone por cada localidad sería de 3 repeticiones con al menos un resultado positivo, seleccionando condiciones óptimas.

La alternativa para aumentar la baja detectabilidad de los puntos de escucha son los censos estivales con perros de muestra, que requieren de un esfuerzo similar de censo que los puntos de escucha, y presentan menores condicionantes sobre la detectabilidad (i.e., climatología, hora del día, fenología de la reproducción, detección del observador). Por todo esto, la variabilidad de los resultados es menor durante la estación de censos, pero existe una importante variación interanual en la abundancia de perdices pardillas a finales de verano.

Dada la diversidad de factores mencionados, con la información existente no se puede proponer un único método para el seguimiento de la especie en el PNOMP. Las diferencias en el esfuerzo de muestreo son pequeñas, con una leve ventaja para los censos primaverales de machos (un mínimo de 13,5 jornadas frente a 14 para censar con perros, el sector de Añisclo). Sin embargo, la detectabilidad parece ser superior en las batidas con perros, que, además, pueden ser de gran utilidad para detectar la presencia y reproducción de la especie en estas zonas con baja densidad.

Para determinar el método más eficiente y esfuerzo de muestreo necesario para el seguimiento a largo plazo, sería necesario llevar a cabo un programa piloto que evalúe la presencia y reproducción de la especie en los distintos sectores limítrofes con el cañón de Añisclo, y proporcione una primera estima de su abundancia.

5.6 REFERENCIAS

- Andersen, L.W. and Kahlert, J., (2012). Genetic indications of translocated and stocked grey partridges (*Perdix perdix*): does the indigenous Danish grey partridge still exist?. *Biological journal of the Linnean Society*, 105: 694-710.
- Angelov, E.E., (2022). Demographic Parameters of the Grey Partridge (*Perdix perdix* L., 1758) in Upper Thracian Plain (Bulgaria). *Ecologia Balkanica*, 14(1).
- Antor, R. Albero, J.C., Rivas, J.L., Jato, R. y J.M. Martínez. (2016). *Seguimiento de la población de perdiz pardilla (Perdix perdix hispaniensis) en el Pirineo oriental (biorregión alpina). Año 2016*. Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Antor, R. y Villaespesa, F. (2022). *Bases técnicas para la monitorización a largo plazo de las especies de fauna prioritarias: Lagopus muta pyrenaica. Año 2022*. 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.
- Bech, N., Novoa, C., Allienne, J. F., Boissier, J., y Bro, E., (2020). Quantifying genetic distance between wild and captive strains of the grey partridge *Perdix perdix* in France: conservation implications. *Biodiversity and Conservation*, 29: 609–624.
- Bernard-Laurent, A. y Laurent, J.L., (1984). Méthode de recensement des perdrix bartavelles (*Alectoris graeca saxatilis* Bechstein 1805) au printemps; applications dans les Alpes-Maritimes. *Gibier Faune Sauvage*, 4: 69-85.
- Besnard, A., Novoa, C. y Gimenez, O., (2010). Hunting impact on the population dynamics of Pyrenean grey partridge *Perdix perdix hispaniensis*. *Wildlife Biology*, 16: 135-143.
- Bibby C.J.N., Burgess N.D., y Hill D.A.(1992). *Bird census techniques*. Academic, San Diego.
- BirdLife International. 2021. *European Red List of Birds*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

- Blondel J. (1969). Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. 97-147 p. in Lamotte et Bourlière (Eds): *Problèmes d'écologie : l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres* - Masson, Paris : 303 p.
- Blondel, J., Ferry, C. y Frochot, B. (1981). Point counts with unlimited distance. *Stud Avian Biol*, 6: 414-420.
- Bot, S. y Jansen, J.J.F.J., (2013). Is Peat Partridge a valid subspecies of Grey Partridge. *Dutch Birding*, 35:158-166.
- Bro, E., Santin-Janin, H. y Reitz, F., (2015). L'évolution récente des populations gérées de perdrix grise *Perdix perdix* de plaine reflète surtout les variations du succès de la reproduction. *Alauda*, 83(4), pp.241-246.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, y K. P. Burnham. (2001). Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.
- Campión, D. (coord.) (2009). Monitorización de perdiz pardilla (*Perdix perdix hispaniensis* en Navarra. Censos 2009. Informe inédito. Interreg GALLIPYR.
- Canut, J., Rosell, C., y Villero, D. (2004). Perdiu serra. *Perdix perdix*. Pp. 110-111. En: Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. Herrando, S. (Eds.). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. ICO - Lynx Editions, Barcelona. 638 pp.
- Carroll, J. P., McGowan, P. J. K., y Kirwan, G. M. (2020). Gray Partridge (*Perdix perdix*), version 1.0. In *Birds of the World* (S. M. Billerman, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Ceña, J. C. Ceña, A., Salvador-Vilariño, V., Meneses, J. M., y Sánchez-García, C., (2022). New data on the status and ecology of a galliform at risk of extinction: the Pyrenean grey partridge (*Perdix perdix hispaniensis*) in the Iberian System (Soria, Spain). *Animal Biodiversity and Conservation*, 45.1: 1–12.
- Cramp S. y Simmons K.E.L. (eds.) (1980). *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Volume II: Hawks to Bustards*. Oxford University Press, Oxford, 486-496.
- Dawson, D.K., Smith, D.R. y Robbins, C.S., (1995). *Point count length and detection of forest Neotropical migrant birds. Monitoring bird populations by point counts*. Albany, Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture, California, pp.35-43.

- del Hoyo, J, Elliott, A y Sargatal, J (editores) (1994). *Handbook of the birds of the world 2*. Barcelona.
- 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.
- Dos Santos V, Bernard-Laurent A, Ménoni E, Montadert M, Novoa C, Amblard B, Gabrieli J, Milhau B, (2021). *Suivi des galliformes de montagne alpins et pyrénéens. Bilan de la décennie 2010-2019*. OGM, 2021. 64 p.
- Ecotons. Ordenació i gestió de recursos naturals. (2019). *Programa de seguiment de les poblacions de perdiu xerra Perdix perdix hispaniensis a Catalunya*. Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació. Documento inédito. 18 pp+anexos.
- Evans, S.A., Mougeot, F., Redpath, S.M. y Leckie, F. (2007): Alternative methods for estimating density in an upland game bird: the red grouse *Lagopus lagopus scoticus*. *Wildlife Biology* 13: 130–139.
- Ewald, J.A., Sotherton, N.W., y Aebischer, N.J. (2020). Research into practice: gray partridge (*Perdix perdix*) restoration in Southern England. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8: 1-13.
- Gallipyr, (2013). *Dynamique des populations de perdrix grise*. Rapport final d'exécution.
- Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M., Bezzel, E. (1994). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5 Galliformes und Gruiformes.2., durchgesehene Auflage*. Aula Verlag, Wiesbaden. 699 pp.
- González, M. A., Blanco-Fontao, B., Martínez, D., Santos-Fuentes, A., Neuhaus, P., y Ruckstuhl, K. E., (2017). Preliminary results on snow surveys of Pyrenean grey partridge (*Perdix perdix hispaniensis*) in the Cantabrian Mountains. *European Journal of Wildlife Research*, 63: 81.
- Goñi, D. (2020). Estudio y análisis de la selección del hábitat de la perdiz pardilla en el área principal de Cerler-Amprú y zonas colindantes de Montanuy, Castanesa, Laspaules, Bisaurri y Castejón de Sos. Informe inédito. Gobierno de Aragón - Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente.

- Gruychev, G.V. y Angelov, E.E., (2019). Density of Grey Partridge (*Perdix perdix* Linnaeus, 1785) Population in Sakar Mountain (SE Bulgaria) and the Effect of Weather and Habitats. *Ecologia Balkanica*, 11(1).
- Hille, S.M., Schöll, E.M. and Schai-Braun, S., (2021). Rural landscape dynamics over time and its consequences for habitat preference patterns of the grey partridge *Perdix perdix*. *Plos one*, 16(8), p.e0255483.
- Husek, J., Boudreau, M.R. y Panek, M., (2021). Hunter estimates of game density as a simple and efficient source of information for population monitoring: A comparison to targeted survey methods. *Plos one*, 16(8), p.e0256580.
- Jakob, C., Ponce-Boutin, F., Besnard, A. y Eraud, C., (2010). On the efficiency of using song playback during call count surveys of Red-legged partridges (*Alectoris rufa*). *European Journal of Wildlife Research*, 56, pp.907-913.
- Johnson, R.R., Brown, B.T., Haight, L.T. and Simpson, J.M., (1981). Playback recordings as a special avian censusing technique. *Studies in Avian Biology*, 6: 68-75.
- Jordán G. (1990). *Determinación del área de presencia de la perdiz gris en el Alto Aragón*. Informe inédito. Diputación General de Aragón.
- Kasprzykowski, Z. y Goławski, A., (2009). Does the use of playback affect the estimates of numbers of grey partridge *Perdix perdix*? *Wildlife Biology*, 15: 123-128.
- Léonard, P. (1992). Méthode de dénombrement des galliformes de montagne en été avec chiens d'arrêt et présentations des resultats. *Suppl. Bull. Mensuelle. ONCFS* 172: Fiche nº76.
- Lescourret, F., Birkan, M. y Novoa, C., (1987). Aspects particuliers de la morphologie de la Perdrix grise des Pyrenees, *Perdix perdix hispaniensis* R., et comparaison avec la Perdrix grise de Beauce, apparentee a *Perdix perdix perdix* L. *Gibier faune sauvage*, 4: 49-66.
- Lucio, A. J., Purroy, F. J., y Sáenz de Buruaga, M. (1992). *La Perdiz Pardilla (Perdix perdix) en España*. Colección Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA, Madrid. 188 pp.
- 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: 2248-2255.

- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L.L. Bailey, y J.E. Hines. (2006). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. 324 pp. Elsevier, Amsterdam, Netherlands.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. y Hines, J.E., (2017). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.
- Madge, S y McGowan, P (2002). *Pheasants, partridges and grouse: a guide to the pheasants, partridges, quails, grouse, guinea fowl, buttonquails and sandgrouse of the world*. London.
- Maletić, V., Stojčevski, D., Beuković, D. and Lavadinović, V., (2012). *Elements of the population dynamics of the grey partridges (*Perdix perdix* L.) in suburban habitats*. In International symposium on hunting Modern aspects of sustainable management of game population in Zemun-Belgrade, Proceedings (pp. 16-21).
- March, J.R. y Church, K.E., (1980). Use of roadside calling counts as an index to spring gray partridge abundance. In Proc. *Perdix II: grey partridge workshop*. Univ. Idaho, Moscow (pp. 87-100).
- Martin, J. F., Novoa, C., Blanc-Manel, S., y Taberlet, P., (2003). Les populations de perdrix grise des Pyrénées (*Perdix perdix hispaniensis*) ont-elles subi une introgression génétique à partir d'individus d'élevage? Analyse du polymorphisme de l'ADN mitochondrial. *Les Actes du Bureau des Ressources Génétiques* 4: 115–126.
- Martínez-Vidal, R. (2006). *Evolució de la població de perdiu xerra de muntanya 2001-2006*. Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Direcció General del Medi Natural. Àrea d'Activitats Cinegètiques.
- Marty, E., y M. Mossoll-Torres. (2012). Point-count method for estimating rock ptarmigan spring density in the Pyrenean chain. *European Journal of Wildlife Research* 58:357- 363.
- MINUARTIA, Estudis Ambientals. (2004). Seguiment de les poblacions de perdiu xerra (*Perdix perdix*) a Catalunya. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient. Documento inédito. 64 pp+anexos.
- Montagna, D. and Meriggi, A., (1991). Population dynamics of grey partridge (*Perdix perdix*) in northern Italy. *Italian Journal of Zoology*, 58: 151-155.

- Novoa C. (1990). *Le dénombrement des perdrix grises des Pyrénées au printemps a l'aide d'appels pré-enregistrés*. Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies. Université Paul-Sabatier, Toulouse, 26 p. + annexes.
- Novoa, C. (1992a). Comportement vocal printanier de la perdrix grise des Pyrénées, (*Perdix perdix hispaniensis*), en réponse à des appels pré-enregistrés. *Gibier faune sauvage*, 9: 53-69.
- Novoa, C. (1992b). Validation d'un indice de la densité printanière des perdrix grises des Pyrénées, *Perdix perdix hispaniensis*, à l'aide d'appels pré-enregistrés. *Gibier Faune Sauvage* 9 : 105-118.
- Novoa, C. (1998). *La perdrix grise dans les Pyrenées Orientales: Utilization de l'habitat, éléments de démographies, incidence des brûlages dirigés*. p. 200. Paris: Univ. Paris VI. Thèse doctorale.
- Novoa, C., Aebischer, N. J., Landry, P., (2002). Upland habitat use by Pyrenean grey partridges *Perdix perdix hispaniensis* during the breeding season. *Wildlife Biology*, 8: 99–108.
- Novoa, C., Dumont-Dayot, E. y Agnès, C., (2008). La gestion cynégétique de la perdrix grise des Pyrénées. L'exemple des massifs Carlit-Campcardos (Pyrénées-Orientales). *Faune Sauvage*, 279: 20-26.
- Onrubia, A., Sáenz de Buruaga, M., Robles, J. L., Purroy, F. J., López, J. M., Domínguez, J. F., Lucio, A., y Campos, M. (2000). *La Perdiz Pardilla Perdix perdix hispaniensis en La Rioja. Situación Actual y Plan de Recuperación*. Consultora de Recursos Naturales S.L. Informe inédito para Consejería de Desarrollo Autonómico, Administraciones Públicas y Medio Ambiente. Gobierno de la Rioja.
- Onrubia, A., Lucio, A., Sáenz de Buruaga, M., Robles, J. L. y Canut, J. (2003). Perdiz pardilla. *Perdix perdix*. Pp. 216-217. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la naturaleza-Sociedad Española de ornitología, Madrid.
- Onrubia, A y Laiolo, P. (2021). Perdiz pardilla, *Perdix perdix hispaniensis*. En: López-Jiménez, N. (Ed.): *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 706-711. SEO/BirdLife. Madrid. *Perdix perdix hispaniensis*.
- Onrubia, A., Purroy, J., Purroy, F. J. y Robles, J. L. (2022). Perdiz pardilla *Perdix perdix*. 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.

- Panek, M. (1997). Density-dependent brood production in the gray partridge (*Perdix perdix*) in relation to habitat quality. *Bird Study* 44: 235-238
- Panek, M. (1998). Use of call counts for estimating spring density of Grey Partridge *Perdix perdix*. *Acta Ornitologica*, 33:143-148.
- Panek, M. (2005). Demography of grey partridges *Perdix perdix* in Poland in the years 1991-2004: Reasons of population decline. *European Journal of Wildlife Research*, 51, 14-18.
- Panek, M. (2019). Long-term changes in chick survival rate and brood size in the Grey Partridge *Perdix perdix* in Poland. *Bird Study*, 66: 289- 292.
- Panek, M. (2021). Habitat Use and Ranging Behaviour in Grey Partridges *Perdix perdix* during Chick Rearing Period in Western Poland. *Acta Ornithologica*, 56: 209-216.
- 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.
- Pepin D. (1983). Utilisation et valeur de diverses méthodes d'estimation de la densité de la Perdrix rouge (*Alectoris rufa*) au printemps. *Actas XV Congreso Internacional de Fauna Cinegenetica y Silvestre*. Trujillo. pp 725–735.
- Pepin, D. y Birkan, M., (1981). Comparative total-and strip-census estimates of hares and partridges (*Lepus europaeus*, *Perdix perdix*). *Acta Oecologica*. 2: 151–160.
- Pépin, D. y Fouquet, M., (1992). Factors affecting the incidence of dawn calling in red-legged and grey partridges. *Behavioural processes*, 26: 167-176.
- Potts G.R. (1986). The partridge: Pesticides, predation and conservation. London: Collins.
- Purroy, J., y Purroy, F. J. (2016). Perdiz pardilla – *Perdix perdix*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Ronnenberg, K., Strauß, E. and Siebert, U., (2016). Crop diversity loss as primary cause of grey partridge and common pheasant decline in Lower Saxony, Germany. *BMC ecology*, 16: 1-15.
- Rotella, J.J. y Ratti, J.T., (1986). Test of a critical density index assumption: a case study with gray partridge. *The Journal of wildlife management*, 50: 532-539.

- Rotella, J.J. y Ratti, J.T., (1988). Seasonal variation in gray partridge vocal behavior. *The Condor*, 90: 304-310.
- Semene, S. (1999). *Propostes per la recuperació i la gestió de la Perdix xerra (Perdix perdix) al Principat d'Andorra*. Andorra la Vella: MI Govern d'Andorra
- Schöll, E.M., Eschberger-Friedl, A., Schai-Braun, S. y Frey-Roos, A., (2023). Habitat preferences and similarities of Grey Partridges and Common Pheasants in agricultural landscapes under organic and conventional farming. *European Journal of Wildlife Research*, 69: 29.
- Schoppers, J., (1996). Cassetterecorder goed hulpmiddel bij inventarisatie Patrijs *Perdix perdix* in het broedseizoen. *Limosa*, 69, pp.180-181.
- Slagsvold, T. (1977). Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather, and environmental phenology. *Ornis Scandinavica* , 8: 197–222.
- Tillmann, J., (2009). Fear of the dark: night-time roosting and anti-predation behaviour in the grey partridge (*Perdix perdix* L.). *Behaviour*, 146: 999-1023.
- Vigil Morán, A., y García, E. (2014). *Perdix perdix*. Pp. 140-143. En: García, E., García-Rovés, P., Vigil Morán, A., Alonso Cuetos, L. M., Fernández Pajuelo, M. A., Silva González, G., Pascual Stevens, D., Álvarez, D. (Eds.). *Atlas de las aves nidificantes de Asturias (1990-2010)*. Coordinadora Ornitológica d'Asturies, Avilés. 629 pp.
- Warren, P., Hornby, T. y Baines, D., (2018). Comparing call-playback to an observation-only method to survey Grey Partridge *Perdix perdix* on hill farms in northern England. *Bird Study*, 65: 225-231.
- Warren, P., Hornby, T. y Baines, D., (2022). Does provision of supplementary food to grey partridges *Perdix perdix* help their over-winter survival on upland hill farms in northern England?. *Conservation Evidence Journal* 19, 35 – 40
- Weigand J.P. (1980). Ecology of the Hungarian partridge in north-central Montana. *Wildl. Monogr.*, 74, 106 p.



Capítulo 6



Seguimiento de mariposas diurnas

PROPUESTA RB-34009
Memoria V2. 2023

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



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

Memoria 2023

Dirección de la propuesta

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

Noemí Cambra. Jefe de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del informe

Asociación de Naturalistas Palentinos.

Fernando Jubete. Trabajo de campo, análisis de datos y redacción de memoria final.

Beatriz Martín-Morcuende. Análisis de modelos y redacción de memoria final.



Este trabajo debería ser citado como:

Jubete, F.; Martín-Morcuende, B. y Cambra, N. (2023). *Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Año 2023*. SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón. Informe inédito.

CONTENIDOS

6.1	RESUMEN	307
6.2	INTRODUCCIÓN	309
6.3	METODOLOGÍA	310
6.3.1	<i>Metodología aplicada para la realización de los censos</i>	310
6.3.2	<i>Análisis de datos</i>	311
6.3.3	<i>Tratamiento de los datos</i>	312
6.3.4	<i>Justificación de la aproximación analítica</i>	313
6.3.5	<i>Cálculo de índices de abundancia e imputación de datos faltantes</i>	314
6.3.6	<i>Estimación de tendencias interanuales y tasas de cambio</i>	316
6.4	RESULTADOS	319
6.4.1	<i>Esfuerzo de muestreo</i>	319
6.4.2	<i>Resultados globales</i>	320
6.4.3	<i>Resultados de la serie histórica</i>	331
6.4.4	<i>Resultados por transectos</i>	336
6.4.5	<i>Observaciones de lepidópteros fuera de los recorridos</i>	359
6.4.6	<i>Resultados de los modelos: índices de abundancia y tendencia de población</i>	362
6.5	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	380
6.6	REFERENCIAS	381

6.1 RESUMEN

- ✘ Este documento recoge los datos del programa de seguimiento de mariposas diurnas en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido correspondiente al año 2023. Supone el treceavo informe desde que comenzaron a realizarse los trabajos de seguimiento de lepidópteros en el año 2011.
- ✘ En 2023 se han llevado a cabo un total de 24 recorridos estandarizados durante los meses de junio, julio, agosto y septiembre (una visita por mes y recorrido), siguiendo la metodología propuesta por el *Butterfly Monitoring Scheme* (BMS). Los recorridos se realizan en seis transectos: 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 3.392 ejemplares de mariposas diurnas pertenecientes a 89 especies. Esto supone un incremento del 10,5% con respecto al año anterior.
- ✘ Por recorridos, la mayor abundancia relativa se ha registrado en Revilla (32,9%), seguido por Las Cutas (31,1%) y Lañas (17,5%).
- ✘ La densidad mensual de mariposas más elevada (expresadas en individuos/hectárea), se alcanzó en el recorrido de Revilla, con 574 ind./ha en el mes de agosto, seguida muy de cerca por los 516,6 ind./ha de ese mismo mes en Las Cutas.
- ✘ La especie con una mayor abundancia relativa ha sido *Lysandra coridon* (17,7%), seguida por *Erebia arvernensis* (17,6%) y *Pyronia tithonus* (16%).
- ✘ A lo largo la serie anual disponible, la tendencia de la población es negativa en los recorridos de Añisclo, Pineta y Soaso (siendo estadísticamente significativo en los dos últimos). En los recorridos de Laña y Revilla se muestra claramente estable y en Cutas la serie muestra una tendencia ascendente (aunque no resulta estadísticamente significativa).
- ✘ La tasa de cambio poblacional estimada en la totalidad del Parque de Ordesa sigue siendo negativa (-5%), pero no resulta ser estadísticamente significativa y, debido a su pequeña magnitud, la tendencia global en el Parque se considera como “Estable”.

- ✘ Se han analizado las tendencias de población de 62 especies. Un 10% mostraron abundancia “estable”, un 52% sufrieron “descenso fuerte” y un 33% “aumento fuerte”.
- ✘ Entre las especies que presentan un aumento fuerte, hay predominancia de especies ampliamente distribuidas, seguidas por especies generalistas y de hábitats forestales. Entre las especies que experimentan descensos fuertes encontramos todo tipo de especies, incluyendo ampliamente distribuidas y generalistas, pero también especies propias de prados alpinos y subalpinos, en más o menos similar proporción.

6.2 INTRODUCCIÓN

Los programas de seguimiento de lepidópteros en el parque nacional de Ordesa y Monte Perdido 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 & Yates, 1994). En 2015 se definieron seis puntos de muestreo: Añisclo, Revilla, Pineta, Las Cutas, Lañas y Soaso, en los cuales se desarrollan desde entonces recorridos estandarizados con la metodología BMS.

Durante 2023 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, normalmente mayo, junio, julio y agosto, aunque esta temporada no se pudieron realizar los censos de mayo que fueron sustituidos por el mes de septiembre.

Al igual que en años anteriores, los datos obtenidos en 2023 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 parque nacional de Ordesa y Monte Perdido están contribuyendo para 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

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.



Imagen 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, caso de ser necesaria, se realiza mediante una manga entomológica, un sistema que permite la 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 ocho a doce aumentos. Los datos de campo se anotaron en la aplicación “*Butterfly Count App*”, desarrollada en el marco del 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 1.000 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.

Tabla 6.1 Velocidad del viento según la escala Beaufort

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
6 - Las ramas grandes se mueven y los árboles se balancean

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 6.3.5 y 6.3.6 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 (2023). 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 and Nelder, 1989). Esta aproximación, por ejemplo, es la utilizada en TRIM (Pannekoek and 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 (Knape, 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 espúreas. 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 (Knape, 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 & Yates, 1994), 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 and Torre, 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 (1.3.6. 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 (estimadas 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 RESULTADOS

6.4.1 Esfuerzo de muestreo

Se han podido completar las 24 las jornadas previstas para el año 2023. Los trabajos de muestreo se han repartido entre los meses de junio a septiembre, llevándose a cabo un recorrido por mes en cada una de las seis estaciones de muestreo definidas (*¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*). La fecha, horario de trabajo y la meteorología de cada una de las visitas se muestran en la *¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*.

Con carácter general se puede decir que todas las visitas se realizaron en condiciones adecuadas para la observación de lepidópteros.

Tabla 6.2 Fechas de muestreo y condiciones meteorológicas de cada recorrido

Recorrido	Fecha	Hora inicio	Hora fin	Temperatura	Viento	Dirección viento	% sol
Revilla	28/6/23	11:17	12:28	22	2	S	80
Revilla	23/7/23	11:14	12:35	23	2	S	75
Revilla	12/8/23	11:35	12:42	27	2	S	
Revilla	9/9/23	12:21	13:18	23	1	S	
Añisclo	27/6/23	14:42	15:43	25	1	S	50
Añisclo	10/7/23	13:33	14:22	29	2	S	
Añisclo	10/8/23	13:27	14:51	34	1	SE	
Añisclo	9/9/23	10:06	11:36	23	0	S	
Pineta	29/6/23	9:58	11:29	15	1	S	50
Pineta	24/7/23	11:25	12:19	22	2	S	70
Pineta	10/8/23	10:43	11:30	23	1	SW	
Pineta	8/9/23	11:07	11:58	16	0	S	90
Las Cutas	27/6/23	10:22	11:49	19	2	S	70
Las Cutas	26/7/23	8:54	11:03	16	0	N	
Las Cutas	14/8/23	10:34	12:34	21	2	E	80
Las Cutas	10/9/23	10:41	11:41	19	2		75
Laña Caballo	26/6/23	11:44	12:45	21	1	S	50
Laña Caballo	11/7/23	10:45	11:58	24	1	S	60
Laña Caballo	11/8/23	11:45	12:52	24	1	SW	
Laña Caballo	6/9/23	10:34	12:01	18	1	S	80
Soaso	30/6/23	10:58	11:48	14	2	NW	95
Soaso	25/7/23	10:04	11:08	22	2	S	

Recorrido	Fecha	Hora inicio	Hora fin	Temperatura	Viento	Dirección viento	% sol
Soaso	13/8/23	10:22	15:08	22	1	S	50
Soaso	7/9/23	11:24	17:37	18	1		90

6.4.2 Resultados globales

El número total de ejemplares contabilizados en 2023 ha sido de 3.392, el segundo mejor año de la serie histórica 2011/23, superando en un +10,5% el buen registro del año anterior y tan solo por debajo de los datos obtenidos en 2021. Del total de ejemplares observados, 3.376 registros se identificaron a nivel de especie (99,5%), 7 a nivel de género (0,2%) y 9 como familia (0,3%). El listado completo de especies detectadas en los recorridos de 2023 y desglosado por recorridos se puede consultar en la *Tabla 1*. Las especies detectadas en cada visita, recorrido y tramo pueden consultarse en el *¡Error! No se encuentra el origen de la referencia..*

Tabla 6.3 *Tabla 1. Listado con el total especies observadas por recorridos*

Familia/Especie	Añisclo	Laña	Las Cutas	Pineta	Revilla	Soaso	Total
Hesperiidae	1	44	4	5	19	21	94
<i>Carcharodus alceae</i>					6		6
<i>Carcharodus baeticus</i>					2		2
<i>Carcharodus lavatherae</i>			2				2
<i>Erynnis tages</i>		3					3
<i>Hesperia comma</i>		10		3	3		16
Hesperiidae indet.		1					1
<i>Ochlodes sylvanus</i>		12		2	5	14	33
<i>Pyrgus alveus</i>					2	1	3
<i>Pyrgus carthami</i>		1					1
<i>Pyrgus serratulae</i>			2				2
<i>Pyrgus sp.</i>		1					1
<i>Spialia sertorius</i>	1						1
<i>Spialia sp.</i>						1	1
<i>Thymelicus acteon</i>					1		1
<i>Thymelicus lineola</i>						1	1
<i>Thymelicus sylvestris</i>		16				4	20

Familia/Especie	Añisclo	Lafia	Las Cutas	Pineta	Revilla	Soaso	Total
Lycaenidae	18	169	426	89	157	55	914
<i>Agrides glandon</i>			3				3
<i>Aricia montensis</i>		2			5		7
<i>Celastrina argiolus</i>		7			1		8
<i>Cupido minimus</i>		1		3	1	1	6
<i>Cyaniris semiargus</i>		3	1				4
<i>Eumedonia eumedon</i>						3	3
<i>Glauopsyche melanops</i>						2	2
<i>Lampides boeticus</i>	1	1	8		22	3	35
<i>Leptotes pirithous</i>					4		4
<i>Lycaena hippothoe</i>						2	2
<i>Lycaena tityrus</i>						1	1
<i>Lycaenidae indet.</i>		1	1	1			3
<i>Lysandra bellargus</i>					24		24
<i>Lysandra coridon</i>	11	21	399	80	53	37	601
<i>Phengaris alcon</i>		5					5
<i>Plebejus argus</i>		122	13	1			136
<i>Polyommatus dorylas</i>					2	6	8
<i>Polyommatus eros</i>			1				1
<i>Polyommatus escheri</i>					4		4
<i>Polyommatus icarus</i>	1	6		4	29		40
<i>Polyommatus sp.</i>					1		1
<i>Polyommatus thersites</i>					2		2
<i>Satyrium esculi</i>	5				2		7
<i>Satyrium ilicis</i>					5		5
<i>Satyrium spini</i>					2		2
Nymphalidae	75	330	623	216	803	98	2.145
<i>Aglais urticae</i>			8	2			10
<i>Argynnis paphia</i>	2	93		35	29	10	169
<i>Boloria dia</i>	3				8		11
<i>Boloria euphrosyne</i>		1				5	6
<i>Brenthis ino</i>						3	3
<i>Brintesia circe</i>	1	1					2
<i>Charaxes jasius</i>	1						1
<i>Coenonympha arcania</i>	9	42		9	82	13	155
<i>Coenonympha dorus</i>	25						25

Familia/Especie	Añisclo	Lafia	Las Cutas	Pineta	Revilla	Soaso	Total
<i>Coenonympha pamphilus</i>				20		5	25
<i>Erebia arvernensis</i>			583			14	597
<i>Erebia epiphron</i>			6				6
<i>Erebia meolans</i>			15	7		9	31
<i>Erebia neoridas</i>					4		4
<i>Fabriciana adippe</i>						2	2
<i>Fabriciana niobe</i>					2		2
<i>Hipparchia fagi</i>	3				17		20
<i>Hipparchia fidia</i>	9						9
<i>Hipparchia semele</i>	1						1
<i>Hipparchia statilinus</i>	1				2		3
<i>Issoria lathonia</i>		1		1	1	2	5
<i>Lasiommata maera</i>	2	4	4	2	8	2	22
<i>Lasiommata megera</i>	12	15	6	9	44	14	100
<i>Lasiommata petropolitana</i>				1			1
<i>Limenitis reducta</i>					4		4
<i>Maniola jurtina</i>		11		106	30		147
<i>Melanargia galathea</i>					25		25
<i>Melitaea celadussa</i>		1		9			10
<i>Melitaea deione</i>					7	2	9
<i>Melitaea parthenoides</i>						1	1
<i>Nymphalidae indet.</i>	2		1	1		1	5
<i>Nymphalis antiopa</i>		1				2	3
<i>Pararge aegeria</i>	4	12				1	17
<i>Polygonia c-album</i>		1		1			2
<i>Pyronia bathseba</i>					3		3
<i>Pyronia tithonus</i>		8			535		543
<i>Speyeria aglaja</i>		139		13	2	12	166
Papilionidae	1			2	7		10
<i>Iphiclides feisthamelii</i>					4		4
<i>Papilio machaon</i>	1			1	3		5
<i>Parnassius apollo</i>				1			1
Pieridae	21	51	3	12	131	8	226
<i>Anthocharis cardamines</i>						3	3
<i>Aporia crataegi</i>		3		1	3		7

Familia/Especie	Añisclo	Laña	Las Cutas	Pineta	Revilla	Soaso	Total
<i>Colias alfacariensis</i>	1			1	6		8
<i>Colias crocea</i>		5	2	4	17	1	29
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	8				5		13
<i>Gonepteryx rhamni</i>		23			6		29
<i>Leptidea reali</i>				1			1
<i>Leptidea sinapis</i>	12	1			1		14
<i>Pieris brassicae</i>		2		1	13		16
<i>Pieris manni</i>					1		1
<i>Pieris napi</i>		3		2	6	1	12
<i>Pieris rapae</i>		12	1		66	2	81
<i>Pieris sp.</i>		1		1	1	1	4
<i>Pontia daplidice</i>		1		1	6		8
Riodinidae						3	3
<i>Hamearis lucina</i>						3	3
Total	116	594	1.056	324	1.117	185	3.392

Por recorridos, Revilla agrupó la mayor abundancia relativa (32,9%), seguido por Las Cutas (31,1%) y Lañas (17,5%). El resto de los recorridos mantuvieron la misma posición de abundancia que en 2022, excepto Pineta que se colocó en cuarto lugar, permutando esa posición con Soaso (*Tabla 2* y *Gráfico 6.1*).

La distribución de la abundancia relativa por meses estuvo encabezada por agosto (56,3%), seguido por julio (23,6%), junio (11,9%) y septiembre (8,2%) (*Gráfico 6.2*).

Tabla 6.4 Tabla 2. Resumen de resultados mensuales y totales por recorridos

	Junio		Julio		Agosto		Septiembre		Total	
	Nº ind.	Nº esp.	Nº ind.	Nº esp.	Nº ind.	Nº esp.	Nº ind.	Nº esp.	Nº ind.	Nº esp.
Añisclo	29	6	24	8	26	11	37	10	116	22
Pineta	18	9	160	14	118	13	28	10	324	28
Revilla	120	27	313	28	568	29	116	18	1.117	50
Las Cutas	24	10	80	8	935	10	17	4	1.056	16
Lañas	162	17	176	13	205	20	51	17	594	36
Soaso	50	17	48	15	57	9	30	12	185	33
Total	403	51	801	55	1.909	46	279	33	3.392	88

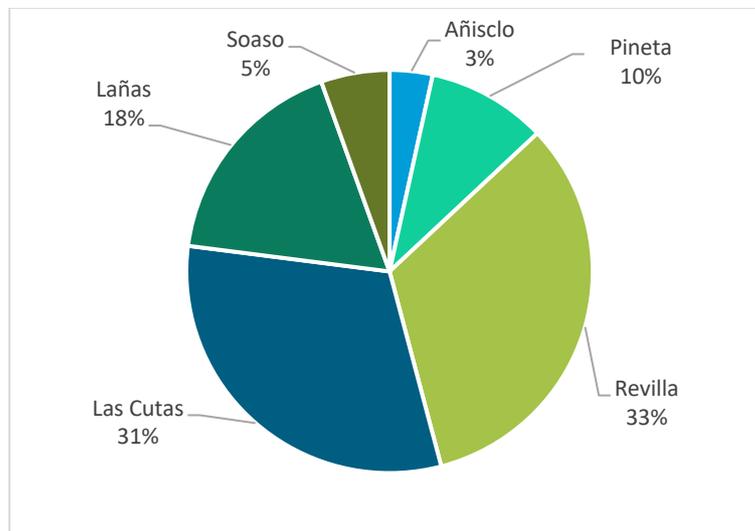


Gráfico 6.1 Abundancia relativa de ejemplares por recorridos

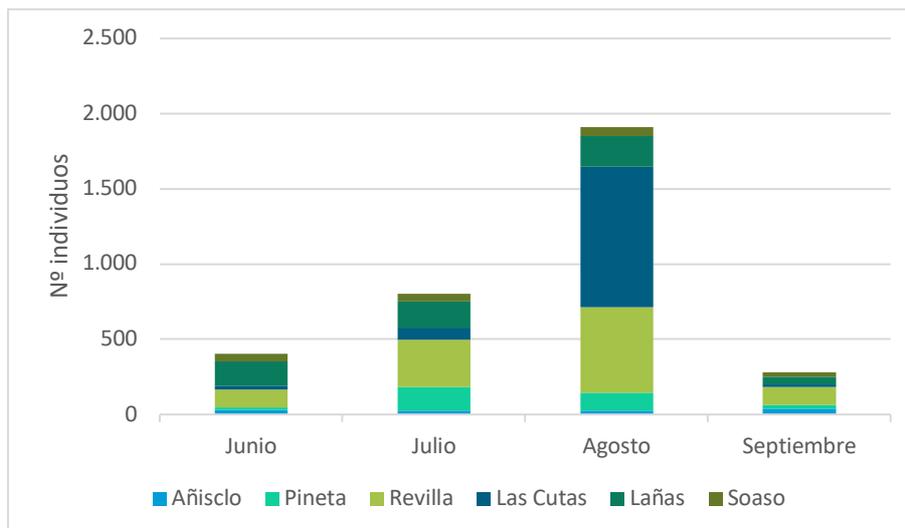


Gráfico 6.2 Abundancia de ejemplares por recorridos y meses

Las tres especies con los valores de abundancia relativa más elevados fueron las mismas que en 2022, aunque alternando su orden. *Lysandra coridon*, con un 17,7%, fue la especie más abundante, seguida por *Erebia arvernensis* (17,8%) y *Pyronia tithonus* (16,0%). El listado con las diez especies más abundantes se encuentra en la ***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***

En 2023 se han detectado tres especies nuevas para el conjunto de recorridos del parque: *Thymelicus lineola*, *Leptidea reali* y *Fabriciana niobe*. Las tres se encontraban ya citadas para la comunidad de la superfamilia Papilionoidea del parque (Abos Castel, 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 2011/23 asciende a 141 especies (ver listado completo en ***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***).

La riqueza acumulada en 2023 fue de 89 especies, una menos que el año anterior. Hay que tener en cuenta que durante este año no se realizaron los censos del mes de mayo, por lo que es seguro que se habrán dejado de detectar algunas especies de fenología primaveral. Revilla fue el recorrido con mayor riqueza de especies (50), seguido por Lañas (36) y Soaso (33) (***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***). Estos datos varían con respecto a 2022, cuando la mayor riqueza se encontró en los recorridos de Lañas y Soaso, figurando Revilla en cuarto lugar.

El valor de riqueza mensual más elevado se produjo en el mes de julio (55), seguido por junio (51), agosto (46) y septiembre (33) (*Gráfico 6.4*).

El estudio de la evolución de la comunidad de mariposas a nivel de familias se muestra en la ***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.,***

.5 y Gráfico 6.6. En la abundancia acumulada durante los cuatro meses de estudio la familia Nymphalidae aglutinó el 63,2% de los registros, seguida por la familia Lycaenidae con el 26,9% y ya, con menos del 10%, el resto de las familias.

La distribución por meses muestra un dominio de las familias Lycaenidae (40,2%) y Nymphalidae (36,7%) en junio, mes en el que alcanza también su valor máximo Pieridae (16,6%). En los tres meses restantes Nymphalidae domina la comunidad siempre con más del 60% de abundancia, seguida por Lycaenidae pero con valores inferiores al 30% todos los meses (*Gráfico 6.7*).

Tabla 6.5 Listado de las diez especies más abundantes durante el periodo de estudio (junio-septiembre)

Nº orden	Total	Nº ind.	%
1	<i>Lysandra coridon</i>	601	17,7
2	<i>Erebia arvernensis</i>	597	17,6
3	<i>Pyronia tithonus</i>	543	16,0
4	<i>Speyeria aglaja</i>	166	4,9
5	<i>Argynnis paphia</i>	159	4,7
6	<i>Coenonympha arcania</i>	155	4,6
7	<i>Maniola jurtina</i>	147	4,3
8	<i>Plebejus argus</i>	136	4,0
9	<i>Lasiommata megera</i>	100	2,9
10	<i>Pieris rapae</i>	81	2,4

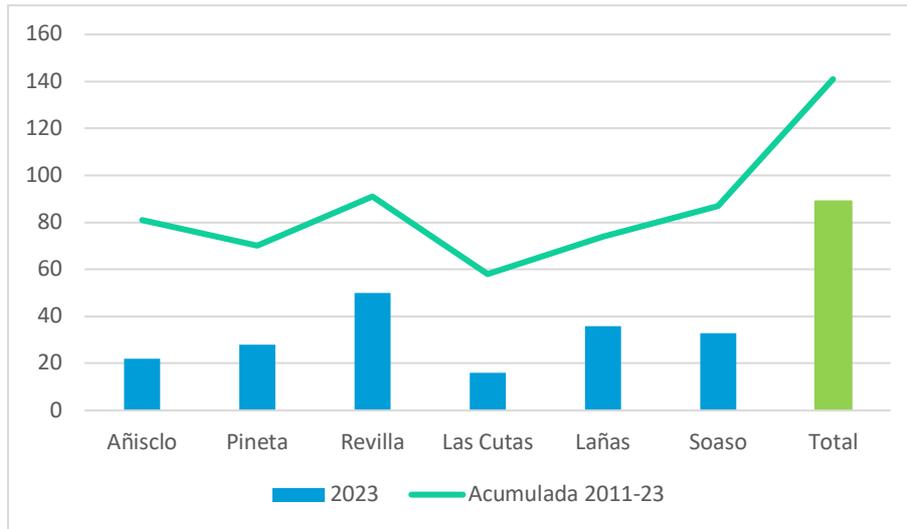


Gráfico 6.3 Riqueza de especies en 2023 y riqueza acumulada por recorridos

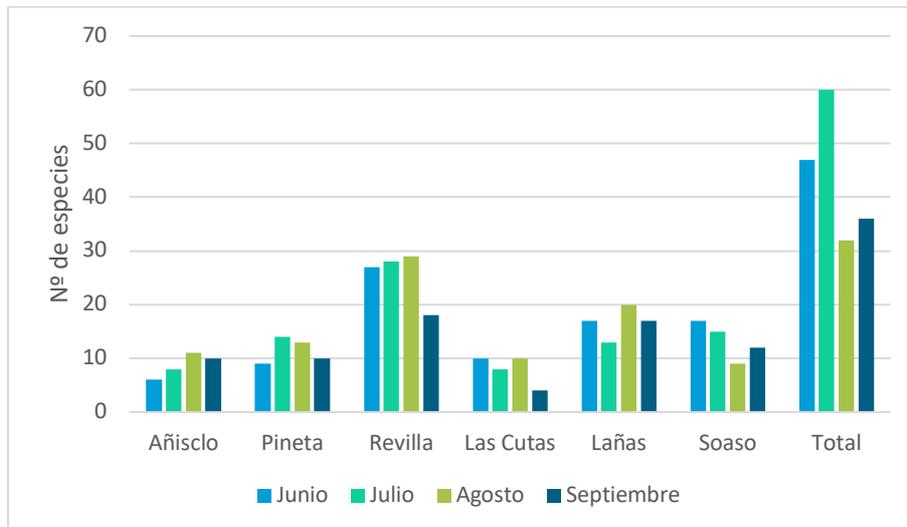
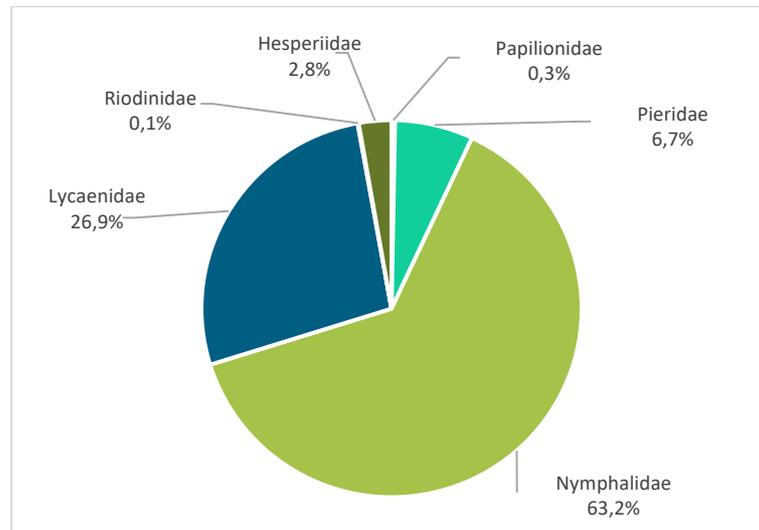


Gráfico 6.4 Evolución de la riqueza de especies por recorridos y meses

Tabla 6.6 Distribución total de la abundancia y riqueza por familias

Familia	Nº individuos	Nº especies
Papilionidae	10	3
Pieridae	226	13
Nymphalidae	2.145	36
Lycaenidae	914	23
Riodinidae	3	1
Hesperiidae	94	13
Total	3.392	89

**Gráfico 6.5** Distribución de la abundancia anual total agrupada por familias

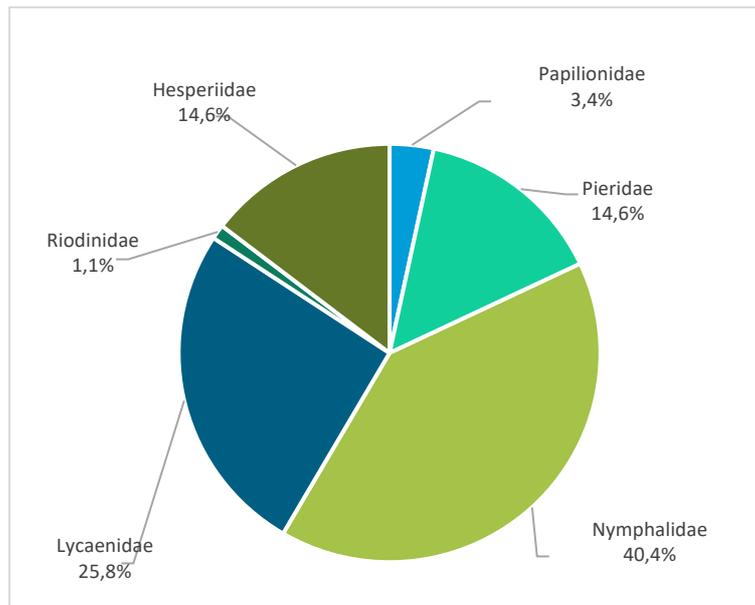


Gráfico 6.6 Distribución de la riqueza anual total agrupada por familias

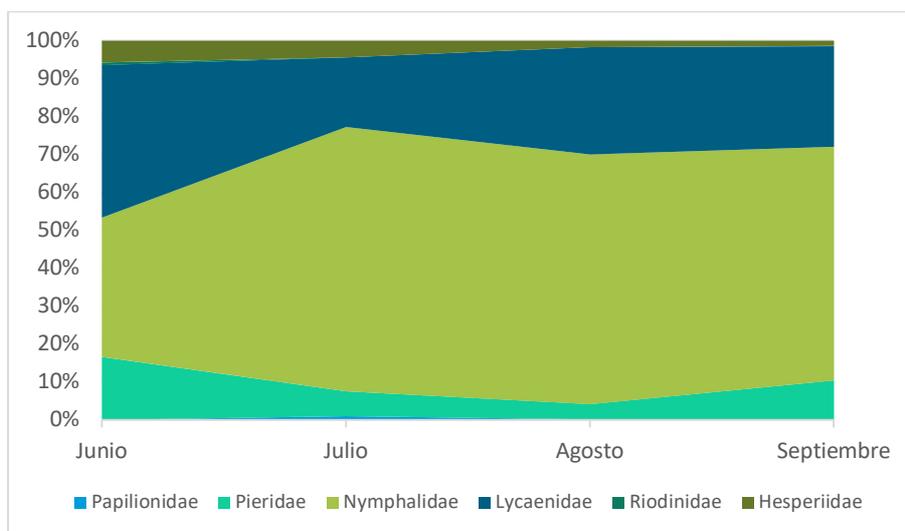


Gráfico 6.7 Distribución de la abundancia agrupada por meses y familias

Los valores de densidad de mariposas, expresados en individuos/hectárea (ind./ha), alcanzaron sus máximos en el mes de agosto, cuando se superaron los 500 ind./ha en dos recorridos, Revilla y Las Cutas. En los recorridos de Lañas y Soaso también se alcanzaron en ese mes los valores de densidad más elevados (*Gráfico 6.8*).

Por recorridos, Revilla y Lañas mantuvieron las mayores densidades de forma sostenida durante los cuatro meses de estudio, aunque el recorrido de Las Cutas, como viene siendo habitual en los meses de julio y agosto, alcanza valores muy elevados provocados por el vuelo de dos especies, *Erebia arvernensis* y *Lysandra coridon*.

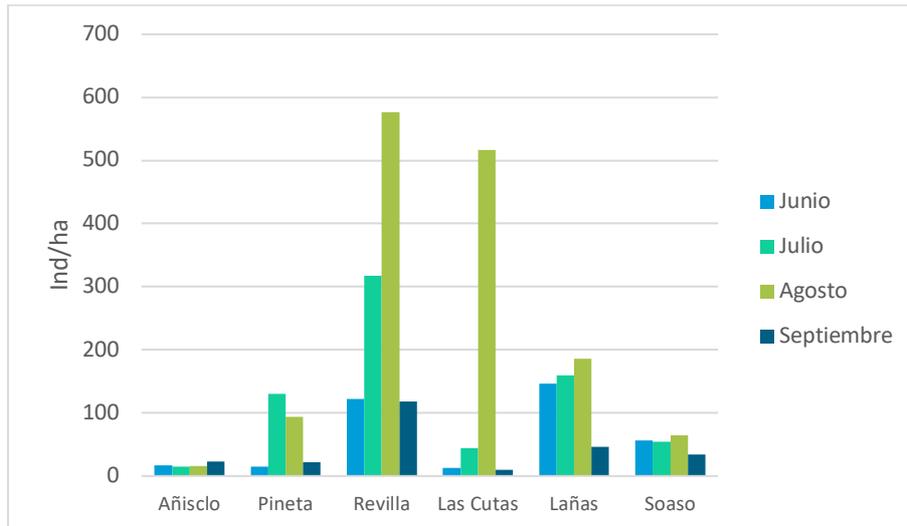


Gráfico 6.8 Densidad de ejemplares por recorridos y meses

6.4.3 Resultados de la serie histórica

Los datos de 2023 elevan a trece años la serie histórica en la que se han realizado censos con recogida de datos estandarizada. En total se dispone de 196 censos, lo que supone una media de 15,1 censos/año y de 2,5 censos/año/recorrido.

Es importante recalcar que en 2023 se realizaron las cuatro visitas y 24 censos previstos, al igual que ya sucedió en 2022 (ver ***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***). Esta regularidad en la toma de datos permite una mayor fiabilidad en los resultados obtenidos y, en consecuencia, en la interpretación de los datos.

El reparto de censos mensuales se puede ver en el **Gráfico 6.9**. Agosto (27%) y julio (26%) son los meses con mayor número de visitas, seguido en este orden por junio (21,4%), septiembre (14,3%), mayo (9,2%) y abril (2%).

El número de censos realizados por recorridos y meses se muestra en la **Gráfico 6.10**. 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.

Tras trece años de seguimiento, el número total de mariposas contabilizadas en el programa de seguimiento desde el año 2011 asciende a 23.794 ejemplares (***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*** y **Gráfico 6.11**).

La distribución de la abundancia por recorridos y años se puede consultar en el **Gráfico 6.12**. Con los resultados de este año, Revilla supera Las Cutas en el acumulado de abundancia, con un 29,9% y 29,8% respectivamente. Siguen en esta clasificación Soaso (14%), Pineta (9,9%), Laña (9,5%) y Añisclo (6,9%).

La riqueza acumulada en los recorridos desde que comenzase el programa de seguimiento en el año 2011 es ahora de 141 especies, la más alta conocida en el conjunto de la red de parques nacionales de España. El **Gráfico 6.13** muestra los valores de riqueza y censos realizados en cada uno de los transectos del parque. 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 87% de las especies presentes en el mismo.

Tabla 6.7 Resumen de resultados por recorridos y años

Afisco	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Total
Nº individuos					141	430	300	164	147	85	104	145	116	1.632
Nº especies					30	60	46	23	36	18	20	31	22	81
Nº censos					3	7	5	2	4	3	3	4	4	35
Pineta	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Total
Nº individuos					528	271	498	32	163	178	146	218	324	2.358
Nº especies					39	21	32	13	29	28	28	36	28	71
Nº censos					3	3	3	2	4	3	3	4	4	29
Revilla	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Total
Nº individuos					867	1.293	455	468	370	623	1.196	730	1117	7.119
Nº especies					54	54	53	28	44	41	40	33	50	91
Nº censos					4	6	3	2	4	3	3	4	4	33
Cutas	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Total
Nº individuos	786	142	188	215	66	30	678	209	570	318	1.767	1.059	1.056	7.084
Nº especies	22	12	24	14	16	6	21	11	18	13	21	29	16	58
Nº censos	4	2	3	2	2	1	2	2	4	3	3	4	4	36
Lañas	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Total
Nº individuos					72	193	135	97	250	156	237	530	594	2.264
Nº especies					20	36	26	21	44	22	34	44	36	74
Nº censos					1	2	4	2	4	3	3	4	4	27
Soaso	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Total
Nº individuos	309	85	724	179	545	262		16	289	65	291	387	185	3.337
Nº especies	33	18	45	33	40	36		9	44	20	41	44	33	87
Nº censos	4	1	4	3	3	1		2	4	3	3	4	4	36
Total	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Total
Nº individuos	1.095	227	912	394	2.219	2.479	2.066	986	1.789	1.425	3.741	3.069	3.392	23.794
Nº especies	43	22	56	41	90	96	84	53	86	71	86	90	89	141
Nº censos	8	3	7	5	16	20	17	12	24	18	18	24	24	196

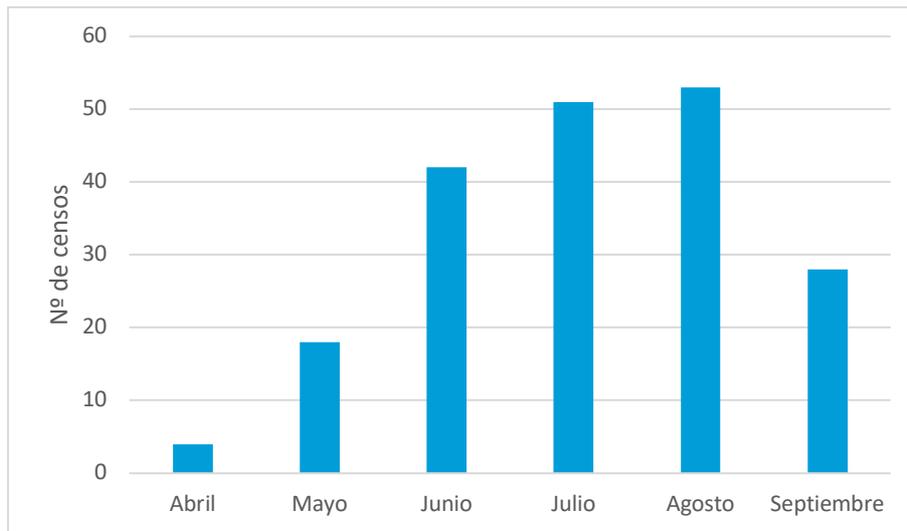


Gráfico 6.9 Distribución del número total de censos por meses

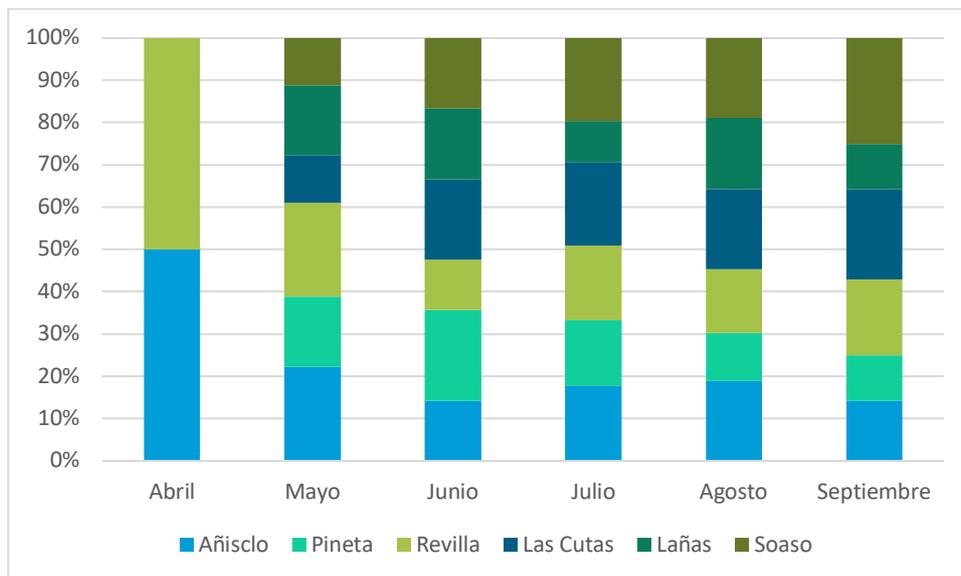


Gráfico 6.10 Distribución del número de censos por meses y recorridos

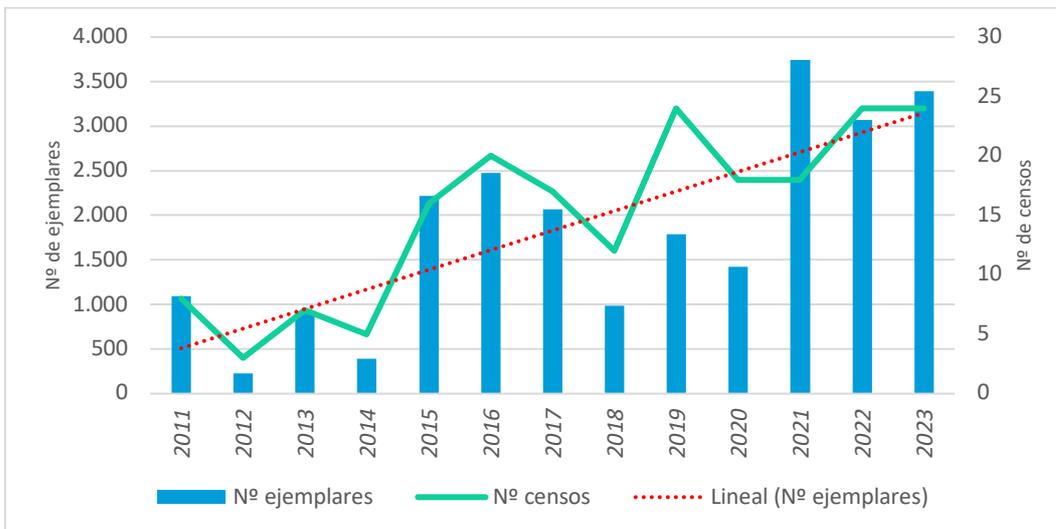


Gráfico 6.11 Evolución del número de ejemplares y número de censos

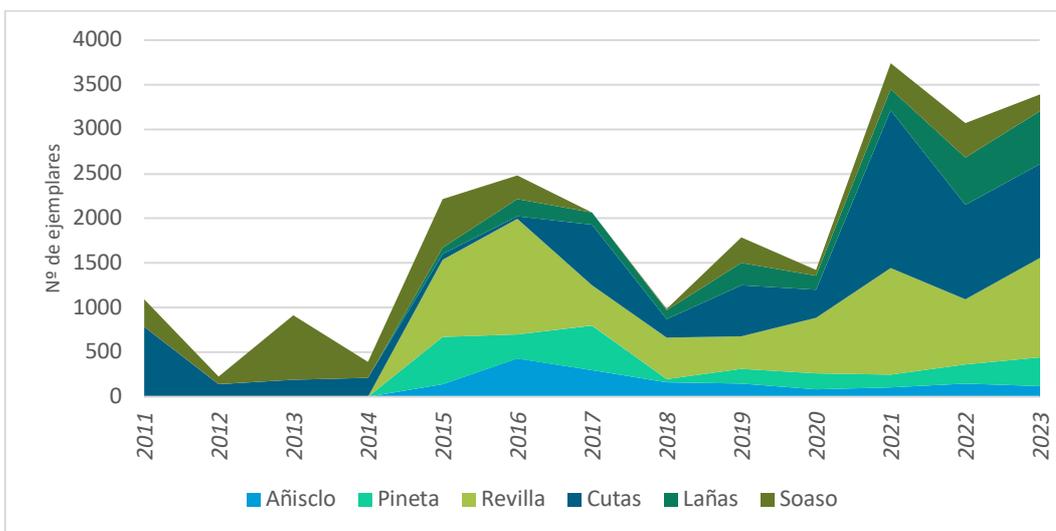


Gráfico 6.12 Figura 1. Abundancia por estaciones de muestreo y años

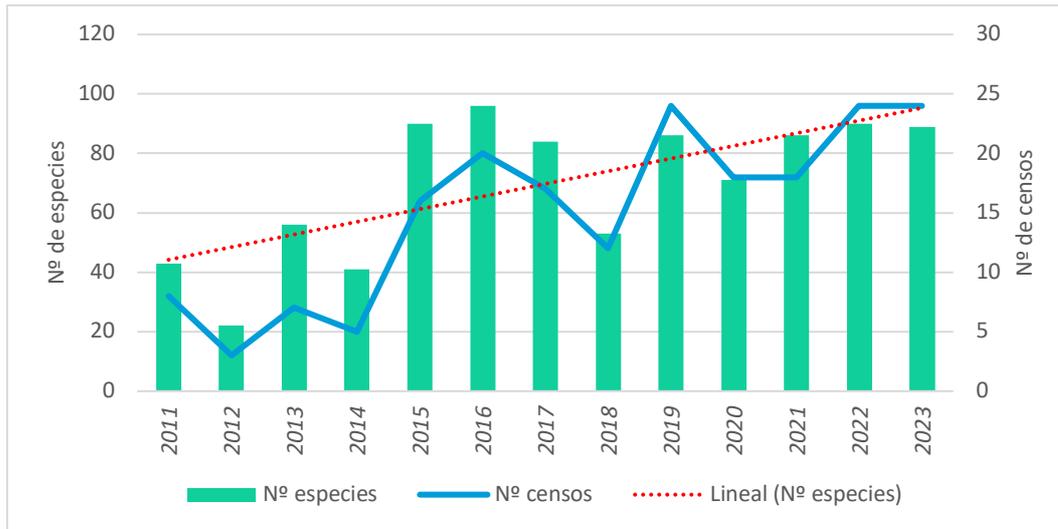


Gráfico 6.13 Evolución del número de especies y número de censos

6.4.4 Resultados por transectos

Añisclo Bajo

El número de ejemplares contabilizados ha sido de 116 (***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***). Estos datos representan un descenso del -20% con respecto al año anterior, en el que se también se realizaron cuatro censos. Un total de 115 ejemplares pudieron ser determinados a nivel de especie y uno como familia. La abundancia relativa del recorrido de Añisclo representa el 3,4% de datos del parque nacional, un descenso de 1,3 puntos con respecto al año anterior.

La distribución de la abundancia relativa por meses es muy similar en todo el periodo de estudio sin producirse la concentración de registros en los meses de primavera de años anteriores. Septiembre mantuvo el valor máximo con el 31,9% de registros, seguido por junio (25%) (***Gráfico 6.14***).

La densidad de ejemplares en este recorrido se mantiene en valores bajos, con un máximo de 23,2 ind./ha en septiembre y un valor mínimo de 15,1 ind./ha en julio (***Gráfico 6.15******¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***).

La riqueza detectada durante 2023 se elevó hasta las 22 especies, nueve menos que el año anterior. Las tres especies con mayor abundancia relativa fueron *Coenonympha dorus* (21,5%), *Lasiommata megera* y *Leptidea sinapis*, ambas con un 10,3%. Durante 2023 no se detectó ninguna nueva especie para el recorrido, por lo que la riqueza acumulada desde 2015 se mantiene en 81.

En el análisis de la abundancia relativa agrupada por familias está claramente encabezado por Nymphalidae con un 64,7%, que además mantiene los mayores valores de abundancia relativa durante todos los meses de estudio excepto en agosto, donde es superado por Pieridae (***Gráfico 6.16***). La distribución mensual de la riqueza está también dominada por la familia Nymphalidae con un 59,1%, seguida ya de lejos por Lycaenidae con un 18,2%. Las familias Papilionidae y Hesperidae solamente están presentes durante el mes de julio (***Gráfico 6.16***).

Tabla 6.8 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Añisclo

Familia/Especie	27/6/27		10/7/23		10/8/23		9/8/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	%						
PAPILIONIDAE										
<i>Papilio machaon</i>			1	0,6					1	0,9
PIERIDAE										
<i>Leptidea sinapis</i>					9	5,6	3	1,9	12	10,3
<i>Colias alfacariensis</i>					1	0,6			1	0,9
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	7	4,4	1	0,6					8	6,9
NYMPHALIDAE										
<i>Argynnis paphia</i>	1	0,6			1	0,6			2	1,7
<i>Boloria dia</i>					2	1,3	1	0,6	3	2,6
<i>Charaxes jasius</i>							1	0,6	1	0,9
<i>Pararge aegeria</i>					1	0,6	3	1,9	4	3,4
<i>Lasiommata megera</i>	1	0,6	1	0,6	1	0,6	9	5,6	12	10,3
<i>Lasiommata maera</i>							2	1,3	2	1,7
<i>Coenonympha arcania</i>	5	3,1	4	2,5					9	7,8
<i>Coenonympha dorus</i>	11	6,9	14	8,8					25	21,6
<i>Hipparchia fagi</i>							3	1,9	3	2,6
<i>Hipparchia semele</i>					1	0,6			1	0,9
<i>Hipparchia statilinus</i>							1	0,6	1	0,9
<i>Hipparchia fidia</i>					1	0,6	8	5,0	9	7,8
<i>Brintesia circe</i>			1	0,6					1	0,9
LYCAENIDAE										
<i>Satyrrium esculi</i>	4	2,5	1	0,6					5	4,3
<i>Lampides boeticus</i>					1	0,6			1	0,9
<i>Polyommatus icarus</i>					1	0,6			1	0,9
<i>Lysandra coridon</i>					5	3,1	6	3,8	11	9,5
HESPERIIDAE										
<i>Spialia sertorius</i>			1	0,6					1	0,9
INDETERMINADAS										
Nymphalidae indet.					2	1,3			2	1,7
TOTAL	29	17,3	24	15,1	26	16,3	37	23,2	116	100,0

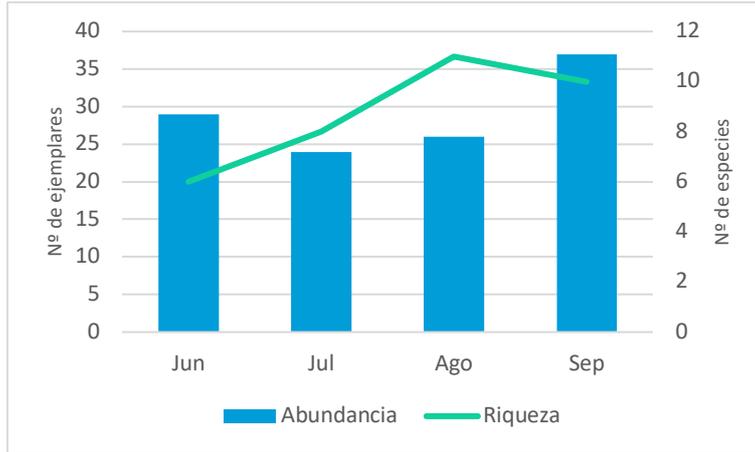


Gráfico 6.14 Abundancia y riqueza de especies en Añisclo

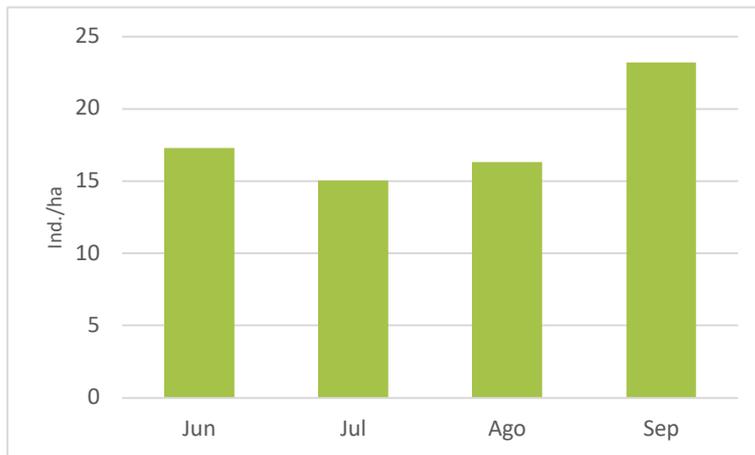


Gráfico 6.15 Densidad media mensual (ind./ha) en Añisclo

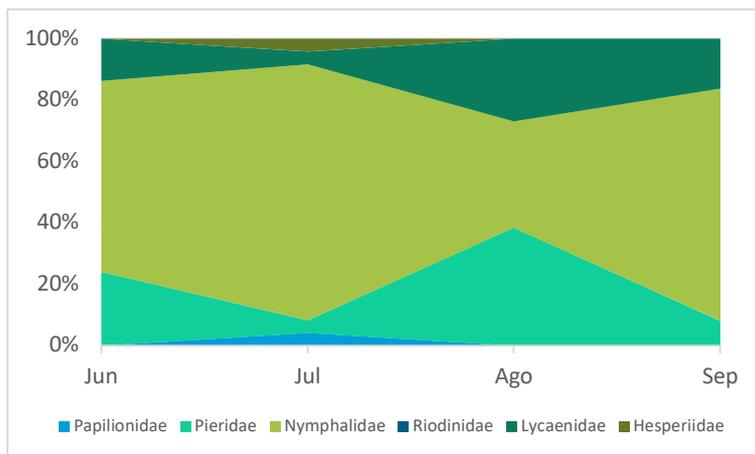


Gráfico 6.16 Distribución de la abundancia de ejemplares por familias en Añisclo

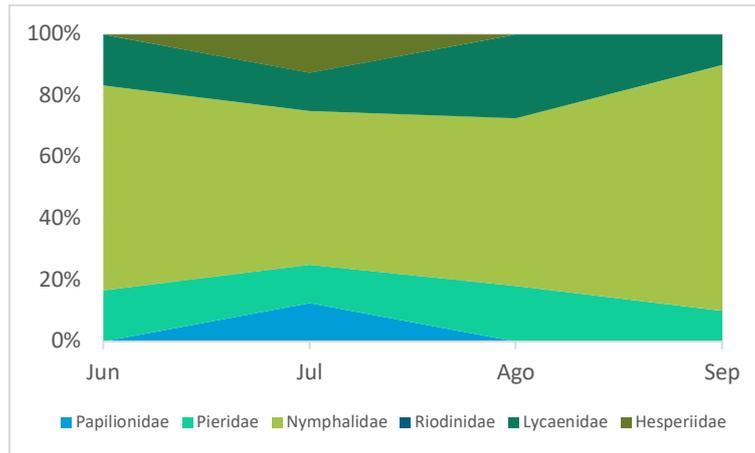


Gráfico 6.17 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias en Añisclo

Pineta-La Larri

Se han contabilizado un total de 324 ejemplares, identificándose 322 a nivel de especie (

Familia/Especie	29/6/23		24/7/23		10/8/23		8/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº	%
PAPILIONIDAE										
<i>Papilio machaon</i>			1	0,8					1	0,3
<i>Parnassius apollo</i>			1	0,8					1	0,3
PIERIDAE										
<i>Leptidea reali</i>	1	0,8							1	0,3
<i>Colias alfacariensis</i>							1	0,8	1	0,3
<i>Colias croceus</i>					4	3,3			4	1,2
<i>Aporia crataegi</i>	1	0,8							1	0,3
<i>Pieris brassicae</i>			1	0,8					1	0,3
<i>Pieris napi</i>					2	1,6			2	0,6
<i>Pontia daplidice</i>							1	0,8	1	0,3
NYMPHALIDAE										
<i>Aglais urticae</i>	2	1,6							2	0,6
<i>Polygonia c-album</i>					1	0,8			1	0,3
<i>Argynnis paphia</i>			17	13,9	17	13,9	1	0,8	35	10,8
<i>Speyeria aglaja</i>			4	3,3	5	4,1	4	3,3	13	4,0
<i>Issoria lathonia</i>							1	0,8	1	0,3
<i>Melitaea celadussa</i>			8	6,5	1	0,8			9	2,8
<i>Lasiommata megera</i>	2	1,6					7	5,7	9	2,8
<i>Lasiommata maera</i>					1	0,8	1	0,8	2	0,6
<i>Lasiommata petropolitana</i>			1	0,8					1	0,3
<i>Coenonympha pamphilus</i>			17	13,9	2	1,6	1	0,8	20	6,2

Familia/Especie	29/6/23		24/7/23		10/8/23		8/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº	%
<i>Coenonympha arcania</i>	1	0,8	4	3,3	4	3,3			9	2,8
<i>Erebia meolans</i>	5	4,1	2	1,6					7	2,2
<i>Maniola jurtina</i>			46	37,5	50	40,7	10	8,1	106	32,7
LYCAENIDAE										
<i>Cupido minimus</i>	3	2,4							3	0,9
<i>Plebejus argus</i>	1	0,8							1	0,3
<i>Polyommatus icarus</i>	2	1,6	2	1,6					4	1,2
<i>Lysandra coridon</i>			54	44,0	26	21,2			80	24,7
HESPERIIDAE										
<i>Ochlodes sylvanus</i>			1	0,8	1	0,8			2	0,6
<i>Hesperia comma</i>					2	1,6	1	0,8	3	0,9
INDETERMINADAS										
<i>Pieris sp.</i>			1	0,8					1	0,3
Nymphalidae indet.					1	0,8			1	0,3
Lycaenidae indet.					1	0,8			1	0,3
TOTAL	18	14,7	160	130,4	118	93,65	28	22,2	324	100,0

). Estos datos suponen un incremento del +48,6% en la abundancia relativa, pero un descenso del -22,2% en la riqueza de especies. La no realización del censo de mayo y los bajos registros en el número de especies en julio y agosto parecen encontrarse detrás de este descenso en la riqueza.

Los registros aportados por este recorrido suponen el 9,6% de la abundancia relativa del parque nacional, 2,5 puntos más que el año anterior, ocupando el cuarto lugar en la abundancia de recorridos del parque.

El 49,4% de la distribución mensual de la abundancia se concentró principalmente en el mes de julio, gracias a los importantes números de dos especies, *Lysandra coridon* (n= 54) y *Maniola jurtina* (n= 46). Agosto, con el 36,4% fue el segundo mes con mayor abundancia relativa (**Gráfico 6.18**).

La densidad media del mes de julio alcanzó los 130,4 ind./ha, un registro bastante elevado si se compara con los obtenidos en años anteriores (**Gráfico 6.19**).

El número de especies detectadas durante la temporada ha sido de 28. *Maniola jurtina* repite con un 32,5% como la especie más abundante, aunque este porcentaje fue del 12,4% en el año 2022. La segunda especie fue *Lysandra coridon* (24,7%) y la tercera *Argynnis paphia* (10,8%). En 2023 se ha detectado una nueva especie para este recorrido, *Leptidea reali*. Se trata de una especie críptica, indiferenciable de visu de *Leptidea sinapis* (Dincă, 2013) y para la que se hace necesario

el estudio de la genitalia para poder confirmar la especie (Embacher, 1996). La riqueza acumulada en este recorrido desde el año 2015 se sitúa en 70 especies.

La abundancia relativa agrupada por familias está encabezada por Nymphalidae (66,7%), que es además la familia mayoritaria durante los cuatro meses de estudio. Le sigue en abundancia Lycaenidae con un 27,5% (*Gráfico 6.20*). En la riqueza mensual de especies es también Nymphalidae la familia más abundante durante todo el periodo con un 46,4%, seguida por Pieridae (25%) y Lycaenidae (14,3%), resultando llamativo la ausencia de esta última familia durante el mes de septiembre (*Gráfico 6.21*).

Tabla 6.9 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido Pineta-La Lari

Familia/Especie	29/6/23		24/7/23		10/8/23		8/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº	%
PAPILIONIDAE										
<i>Papilio machaon</i>			1	0,8					1	0,3
<i>Parnassius apollo</i>			1	0,8					1	0,3
PIERIDAE										
<i>Leptidea reali</i>	1	0,8							1	0,3
<i>Colias alfajariensis</i>							1	0,8	1	0,3
<i>Colias croceus</i>					4	3,3			4	1,2
<i>Aporia crataegi</i>	1	0,8							1	0,3
<i>Pieris brassicae</i>			1	0,8					1	0,3
<i>Pieris napi</i>					2	1,6			2	0,6
<i>Pontia daplidice</i>							1	0,8	1	0,3
NYMPHALIDAE										
<i>Aglais urticae</i>	2	1,6							2	0,6
<i>Polygonia c-album</i>					1	0,8			1	0,3
<i>Argynnis paphia</i>			17	13,9	17	13,9	1	0,8	35	10,8
<i>Speyeria aglaja</i>			4	3,3	5	4,1	4	3,3	13	4,0
<i>Issoria lathonia</i>							1	0,8	1	0,3
<i>Melitaea celadussa</i>			8	6,5	1	0,8			9	2,8
<i>Lasiommata megera</i>	2	1,6					7	5,7	9	2,8
<i>Lasiommata maera</i>					1	0,8	1	0,8	2	0,6
<i>Lasiommata petropolitana</i>			1	0,8					1	0,3
<i>Coenonympha pamphilus</i>			17	13,9	2	1,6	1	0,8	20	6,2
<i>Coenonympha arcania</i>	1	0,8	4	3,3	4	3,3			9	2,8
<i>Erebia meolans</i>	5	4,1	2	1,6					7	2,2
<i>Maniola jurtina</i>			46	37,5	50	40,7	10	8,1	106	32,7
LYCAENIDAE										
<i>Cupido minimus</i>	3	2,4							3	0,9
<i>Plebejus argus</i>	1	0,8							1	0,3

Familia/Especie	29/6/23		24/7/23		10/8/23		8/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº	%
<i>Polyommatus icarus</i>	2	1,6	2	1,6					4	1,2
<i>Lysandra coridon</i>			54	44,0	26	21,2			80	24,7
HESPERIIDAE										
<i>Ochlodes sylvanus</i>			1	0,8	1	0,8			2	0,6
<i>Hesperia comma</i>					2	1,6	1	0,8	3	0,9
INDETERMINADAS										
<i>Pieris sp.</i>			1	0,8					1	0,3
Nymphalidae indet.					1	0,8			1	0,3
Lycaenidae indet.					1	0,8			1	0,3
TOTAL	18	14,7	160	130,4	118	93,65	28	22,2	324	100,0

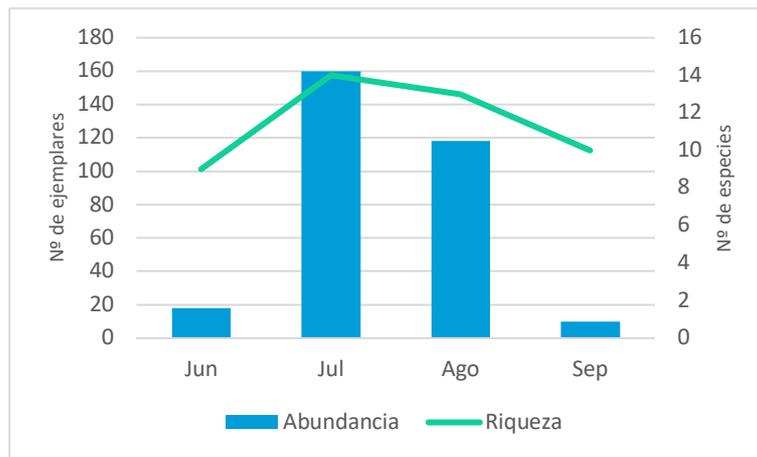


Gráfico 6.18 Abundancia y riqueza de especies en Pineta

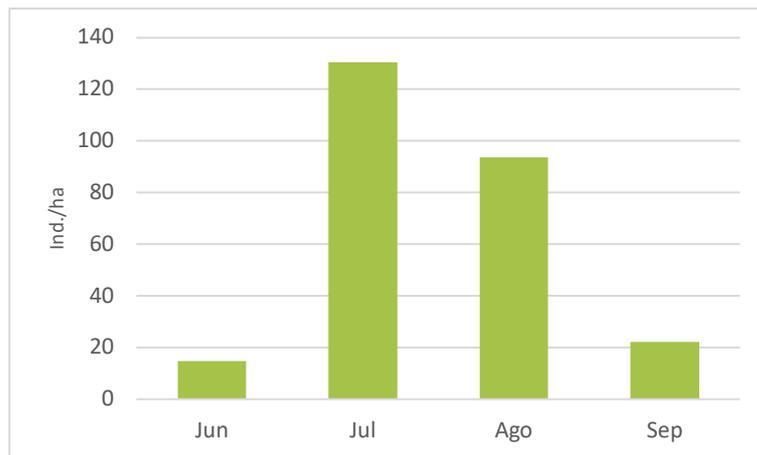


Gráfico 6.19 Densidad media mensual (ind./ha) en Pineta

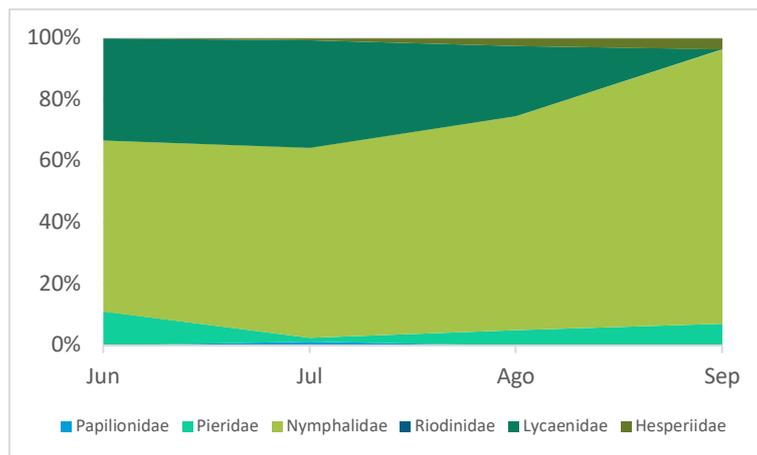


Gráfico 6.20 Distribución de la abundancia de ejemplares por familias en Pineta

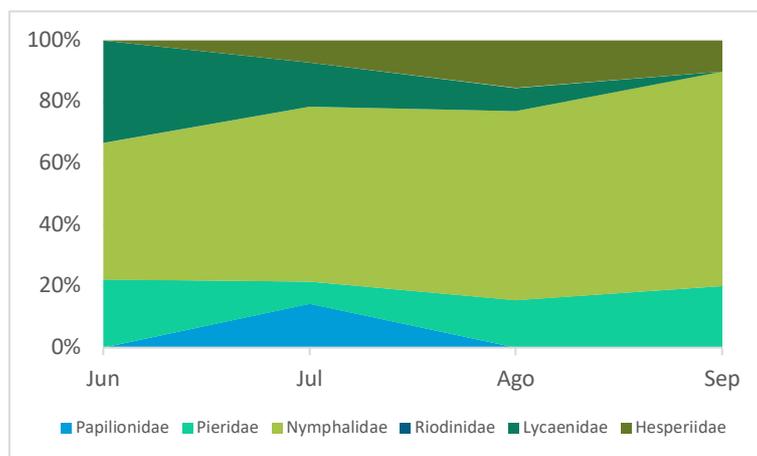


Gráfico 6.21 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias

Revilla

El número de ejemplares contabilizados han sido 1.117, lo que supone un incremento del +53% con respecto a la abundancia relativa del año anterior. 1.115 individuos se identificaron como especie y dos ejemplares solo pudieron ser asignados al género (***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***).

La abundancia relativa del total de ejemplares de este recorrido ha sido del 32,9%, 9,1 puntos más que el año 2022, por lo que pasa a ser el recorrido con mayor abundancia relativa del parque nacional en 2023. El reparto de la abundancia por meses la encabezó agosto (50,9%), seguida por

julio (28%); los meses de junio y septiembre registraron unos valores ligeramente superiores al 10% (*Gráfico 6.22*).

Este recorrido continua manteniendo una importante densidad de mariposas, que llegó a ser de 576 ind./ha en el mes de agosto. En julio este valor fue de 317,4 ind./ha (*Gráfico 6.23*).

La riqueza del recorrido fue de 50 especies, 17 más que el año anterior, pese a que el número de censos realizados fue el mismo. Un año más, la especie más abundante fue *Pyronia tithonus* (47,9%), aunque su abundancia relativa descendió en más de 26 puntos con respecto al año anterior. Las otras dos especies más abundantes fueron *Coenonympha arcania* (7,3%) y *Pieris rapae* (5,9%). En 2023 se detectaron dos nuevas especies para este recorrido: *Fabriciana niobe* y *Thymelicus acteon*. La riqueza acumulada se sitúa en 90 especies, la más alta de todos los recorridos del parque.

La abundancia relativa agrupada por familias muestra una clara dominancia de Nymphalidae, que supuso el 71,9% del total de ejemplares, seguida ya de lejos por Lycaenidae (14,1%) y Pieridae (11,7%) (*Gráfico 6.24*). La riqueza de especies agrupadas por familias estuvo más repartida, encabezada por las familias Nymphalidae (34%), Lycaenidae (28%) y Pieridae (22%) (*Gráfico 6.25*).

Tabla 6.10 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Revilla

Familia/Especie	28/6/23		23/7/23		12/8/23		9/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº	%
PAPILIONIDAE										
<i>Papilio machaon</i>			1	1,0	2	2,0			3	0,3
<i>Iphiclides feisthamelii</i>			4	4,1					4	0,4
PIERIDAE										
<i>Leptidea sinapis</i>					1	1,0			1	0,1
<i>Colias alfacariensis</i>	1	1,0	1	1,0	3	3,0	1	1,0	6	0,8
<i>Colias croceus</i>	1	1,0	6	6,1	9	9,1	1	1,0	17	2,3
<i>Gonepteryx rhamni</i>	4	4,1			2	2,0			6	0,8
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	3	3,0	1	1,0	1	1,0			5	0,7
<i>Aporia crataegi</i>	3	3,0							3	0,4
<i>Pieris brassicae</i>	7	7,1	5	5,1	1	1,0			13	1,8
<i>Pieris rapae</i>	15	15,2	16	16,2	33	33,5	2	2,0	66	9,0
<i>Pieris manni</i>			1	1,0					1	0,1
<i>Pieris napi</i>	3	3,0					3	3,0	6	0,8
<i>Pontia daplidice</i>			1	1,0			5	5,1	6	0,8
LYCAENIDAE										
<i>Argynnis paphia</i>	2	2,0	9	9,1	17	17,2	1	1,0	29	4,0
<i>Speyeria aglaja</i>	2	2,0							2	0,3

Familia/Especie	28/6/23		23/7/23		12/8/23		9/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº	%						
<i>Fabriciana niobe</i>	2	2,0							2	0,3
<i>Issoria lathonia</i>					1	1,0			1	0,1
<i>Boloria dia</i>			1	1,0	7	7,1			8	1,1
<i>Melitaea deione</i>					7	7,1			7	1,0
<i>Limenitis reducta</i>			3	3,0	1	1,0			4	0,5
<i>Lasiommata megera</i>	11	11,2	8	8,1	6	6,1	19	19,3	44	6,0
<i>Lasiommata maera</i>					7	7,1	1	1,0	8	1,1
<i>Coenonympha arcania</i>	18	18,3	48	48,7	16	16,2			82	11,2
<i>Erebia neoridas</i>							4	4,1	4	0,5
<i>Maniola jurtina</i>	8	8,1	18	18,3	2	2,0	2	2,0	30	4,1
<i>Pyronia tithonus</i>			140	142,0	373	378,3	22	22,3	535	73,3
<i>Pyronia bathseba</i>	3	3,0							3	0,4
<i>Melanargia galathea</i>	14	14,2	9	9,1	2	2,0			25	3,4
<i>Hipparchia fagi</i>			5	5,1	4	4,1	8	8,1	17	2,3
<i>Hipparchia statilinus</i>							2	2,0	2	0,3
LYCAENIDAE										
<i>Satyrium spini</i>			2	2,0					2	0,3
<i>Satyrium ilicis</i>	5	5,1							5	0,7
<i>Satyrium esculi</i>	2	2,0							2	0,3
<i>Leptotes pirithous</i>			2	2,0			2	2,0	4	0,5
<i>Lampides boeticus</i>			6	6,1	16	16,2			22	3,0
<i>Cupido minimus</i>	1	1,0							1	0,1
<i>Celastrina argiolus</i>	1	1,0							1	0,1
<i>Aricia montensis</i>	1	1,0	2	2,0	2	2,0			5	0,7
<i>Polyommatus dorylas</i>	1	1,0			1	1,0			2	0,3
<i>Polyommatus escheri</i>	1	1,0	3	3,0					4	0,5
<i>Polyommatus icarus</i>	6	6,1	1	1,0	7	7,1	15	15,2	29	4,0
<i>Polyommatus thersites</i>			2	2,0					2	0,3
<i>Lysandra coridon</i>			10	10,1	39	39,6	4	4,1	53	7,3
<i>Lysandra bellargus</i>	1	1,0					23	23,3	24	3,3
HESPERIIDAE										
<i>Pyrgus alveus</i>	2	2,0							2	0,3
<i>Ochlodes sylvanus</i>			4	4,1	1	1,0			5	0,7
<i>Hesperia comma</i>					3	3,0			3	0,4
<i>Thymelicus acteon</i>					1	1,0			1	0,1
<i>Carcharodus alceae</i>	2	2,0			3	3,0	1	1,0	6	0,8
<i>Carcharodus baeticus</i>			2	2,0					2	0,3
INDETERMINADAS										
<i>Pieris</i> sp.			1	1,0					1	0,1
<i>Polyommatus</i> sp.			1	1,0					1	0,1
TOTAL	120	121,7	313	317,4	568	576,1	116	117,6	1.117	100,0

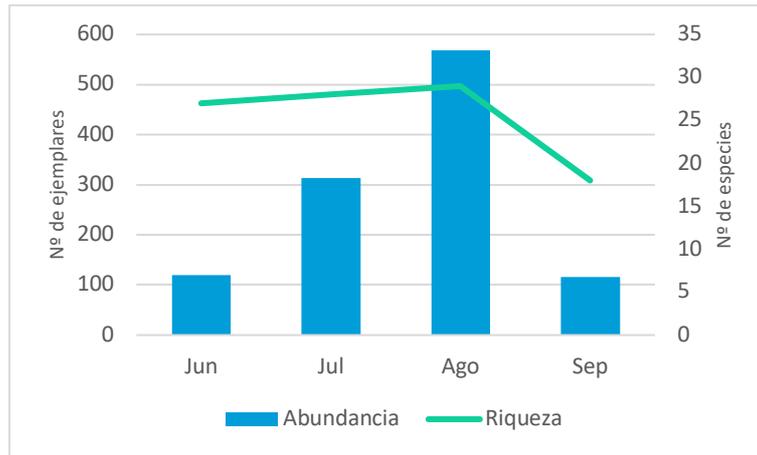


Gráfico 6.22 Abundancia y riqueza de especies en Revilla

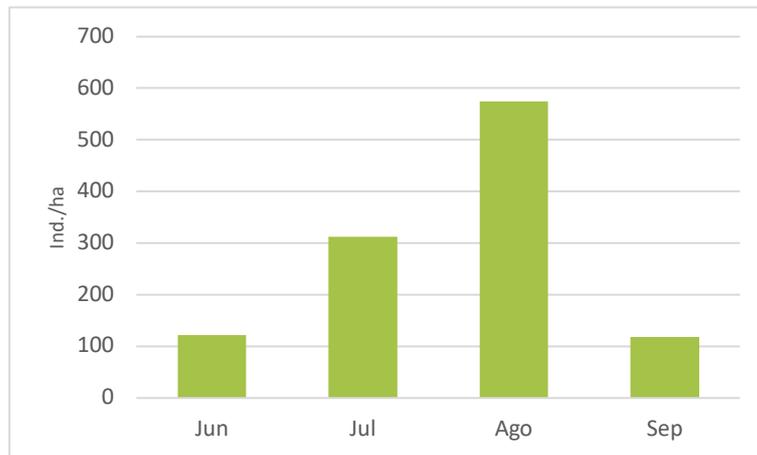


Gráfico 6.23 Densidad media mensual (ind./ha) en Revilla

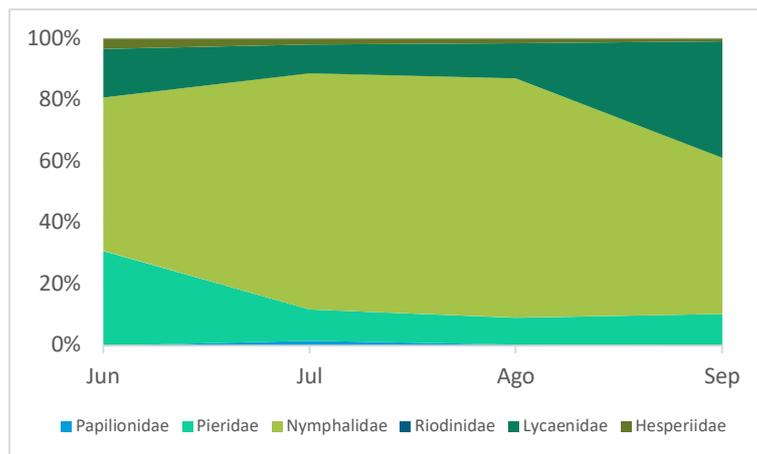


Gráfico 6.24 Distribución de la abundancia mensual de ejemplares por familias

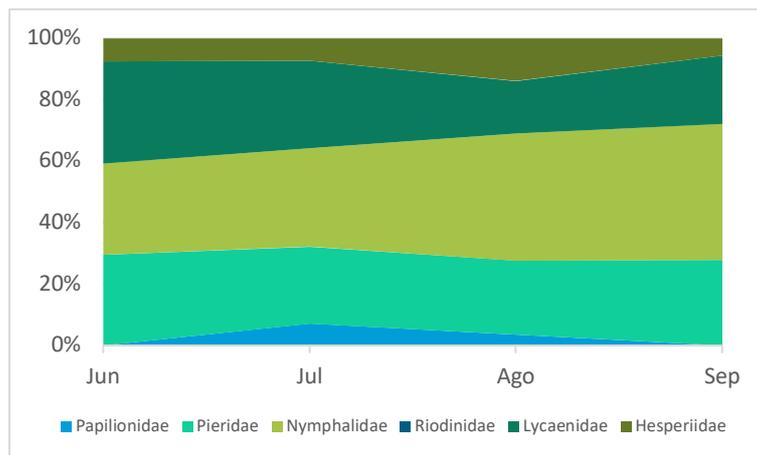


Gráfico 6.25 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias

Cutas-Custodia Sur

El total de ejemplares contabilizados ha sido de 1.056, un -0,28% de descenso con respecto al año anterior. 1.054 ejemplares se determinaron a nivel de especie y dos a nivel de familia (***jError! No se encuentra el origen de la referencia.***). La abundancia relativa del recorrido en el conjunto del parque se situó en el 31,1%, cediendo el primer lugar alcanzado en 2022 y pasando a ocupar este año el segundo lugar.

La máxima abundancia relativa, como suele ser lo habitual, se obtuvo en agosto (88,5%), (***Gráfico 6.26***), aunque en 2022 el pico máximo de vuelo se alcanzase en julio al adelantarse en torno a dos semanas la fenología de vuelo de muchas especies.

La concentración del pico de vuelo en el mes de agosto ha provocado que la densidad durante ese mes haya sido de 516,6 ind./ha, una de las más altas obtenidas hasta la fecha para este recorrido (***Gráfico 6.27***).

El número de especies detectadas fue de 16, trece menos que el año anterior, aunque en 2022 se anotó el registro más alto para una sola temporada. Las tres especies más abundantes han sido *Erebia arvernensis* (55,2%), *Lysandra coridon* (37,8%) y *Erebia meolans* (1,4%). Esto supone repetir el orden del año anterior, aunque en 2023 destaca la abundancia relativa de *Erebia arvernensis*, los 539 ejemplares contabilizados el 14/8/23 suponen el máximo registro conocido hasta la fecha, superando los 502 ejemplares contabilizados el 15/8/11. En 2023 se registró una

nueva especie para este recorrido, *Cyaniris semiargus*, situándose la riqueza acumulada desde 2011 en 56 especies.

Se han obtenido nuevamente registros de dos especies de licénidos propias de áreas de alta montaña, como son *Polyommatus eros* (un ejemplar el 27/6/23) y *Agriades glandon* (tres ejemplares el 26/7/23).

La distribución de la abundancia relativa por familias sitúa a la familia Nymphalidae como dominante durante todos los meses de estudio, alcanzando un valor medio del 59%. Le sigue Lycaenidae con el 40,3%, agrupando estas dos familias más del 99% del total (*Gráfico 6.27*). La distribución de la riqueza mensual agrupada por familias y especies, al igual que en años anteriores, es más homogénea a lo largo del periodo de estudio, aunque sigue estando dominada por Nymphalidae y Lycaenidae, ambas con un 37,5% con respecto al total. Durante el mes de septiembre estas fueron las dos únicas familias representadas en los censos (*Gráfico 6.27*).

Tabla 6.11 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Cutas

Familia/Especie	27/6/23		26/7/23		14/8/23		10/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº	%						
PIERIDAE										
<i>Colias croceus</i>	1	0,6	1	0,6					2	0,2
<i>Pieris rapae</i>					1	0,6			1	0,1
NYMPHALIDAE										
<i>Aglais urticae</i>	8	4,4							8	0,8
<i>Lasiommata megera</i>	2	1,1			1	0,6	3	1,7	6	0,6
<i>Lasiommata maera</i>	1	0,6			3	1,7			4	0,4
<i>Erebia epiphron</i>	2	1,1	2	1,1	2	1,1			6	0,6
<i>Erebia arvernensis</i>	3	1,7	35	19,3	539	297,8	6	3,3	583	55,2
<i>Erebia meolans</i>	3	1,7	10	5,5	2	1,1			15	1,4
LYCAENIDAE										
<i>Lampides boeticus</i>					2	1,1	6	3,3	8	0,8
<i>Agriades glandon</i>			3	1,7					3	0,3
<i>Plebejus argus</i>			6	3,3	7	3,9			13	1,2
<i>Cyaniris semiargus</i>	1	0,6							1	0,1
<i>Polyommatus eros</i>	1	0,6							1	0,1
<i>Lysandra coridon</i>			21	11,6	376	207,7	2	1,1	399	37,8
HESPERIIDAE										
<i>Pyrgus serratulae</i>	2	1,1							2	0,2
<i>Carcharodus lavatherae</i>			1	0,6	1	0,6			2	0,2
INDETERMINADAS										
Nymphalidae indet.			1	0,6					1	0,1
Lycaenidae indet.					1	0,6			1	0,1

Familia/Especie	27/6/23		26/7/23		14/8/23		10/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº	%						
TOTAL	24	13,3	80	44,2	935	516,6	17	9,4	1.056	100,0

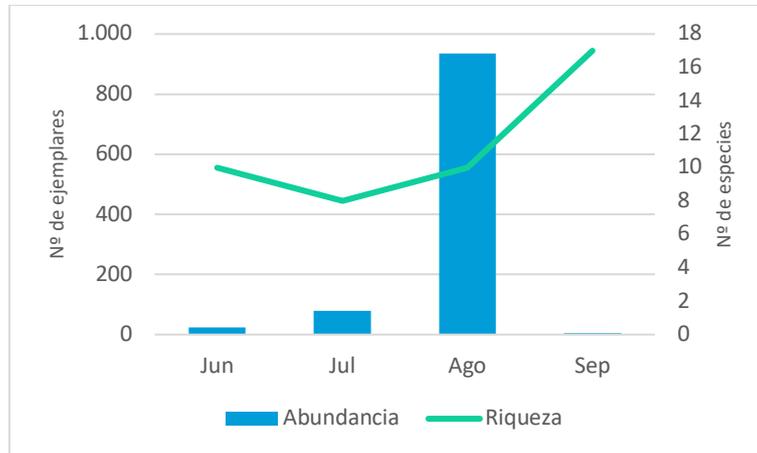


Gráfico 6.26 Abundancia y riqueza de especies en Cutas

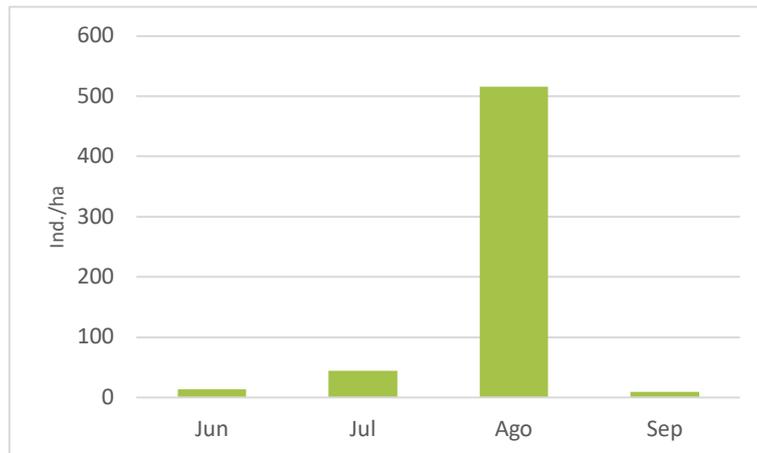


Gráfico 6.27 Densidad media mensual (ind./ha) en Cutas

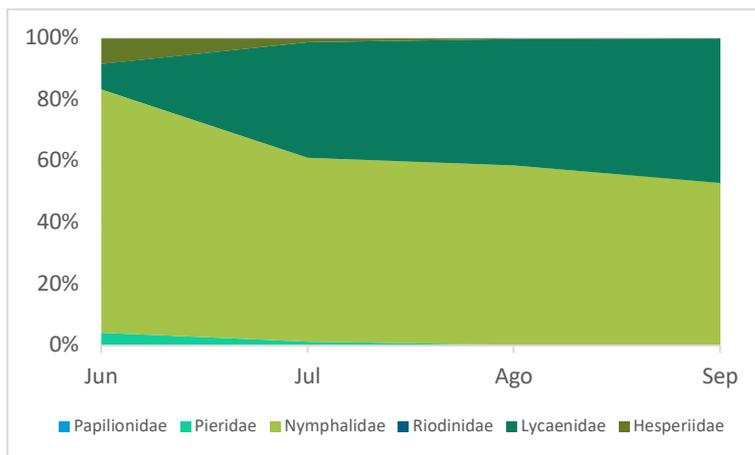


Gráfico 6.28 Distribución de la abundancia mensual de ejemplares por familia

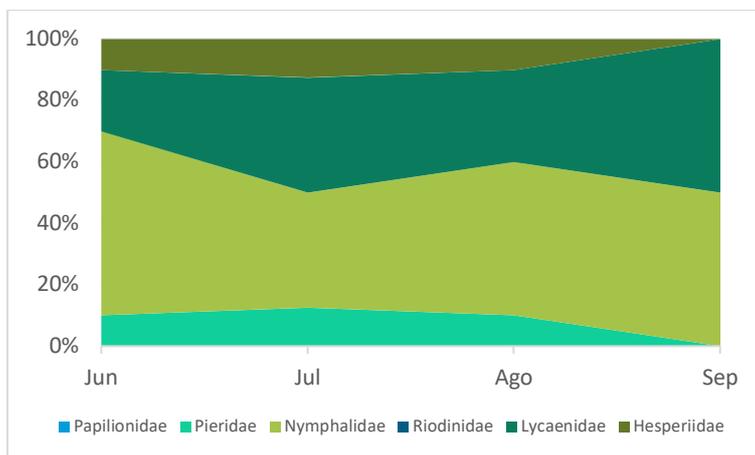


Gráfico 6.29 Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias

Lañas

El número de ejemplares contabilizados en 2023 ha sido de 594, lo que supone un descenso del -10,8% con respecto al año anterior. Se identificaron a nivel de especie 590 ejemplares, dos a nivel de género y dos como familia (*¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*). Los datos de este recorrido representan el 17,5% del total de la abundancia relativa del parque, un porcentaje casi idéntico al del año anterior y que sitúan este recorrido en el tercer lugar.

La abundancia relativa alcanzó su máximo en el mes de agosto (38,7%), aunque estuvo muy repartida entre ese mes y los de junio (30,6%) y julio (33,2%) (*Gráfico 6.30*).

Las densidades estuvieron también muy repartidas entre esos tres meses, cuando se mantuvieron entre los 147-186 ind./ha (*Gráfico 6.31*).

La riqueza registrada en 2023 se situó en 36 especies, ocho menos que el año anterior. Las tres especies con mayor abundancia relativa fueron *Speyeria aglaja* (23,4%), *Plebejus argus* (20,5%) y *Argynnis paphia* (15,7%), las mismas que en 2022, aunque *Argynnis paphia* y *Plebejus argus* alternan su posición. En 2023 se registraron dos nuevas especies para este recorrido: *Aporia crataegi* y *Pyrgus carthami*. La riqueza acumulada desde el año 2015 se sitúa en 73 especies.

Por especies, se pueden destacar los datos de *Phengaris alcon*, cinco ejemplares el 11/7/23, además de volver a repetirse las elevadas densidades de especies forestales como *Speyeria aglaja*, que alcanzó los 86 ind./ha el 11/7/23 o *Argynnis paphia* con 77,8 ind./ha el 11/8/23.

La distribución de la abundancia relativa por especies y familias estuvo dominada por Nymphalidae (55,6%), seguida por Lycaenidae (28,5%), familia esta última que fue claramente dominante en el mes de junio por la presencia de *Plebejus argus* (*Gráfico 6.32*). La distribución de especies por familias se encuentra mucho más repartida, estando en primer lugar Nymphalidae (38,9%) y seguida por Lycaenidae (25%), Pieridae (22,2%) y Hesperidae (13,9%), todas ellas presentes durante los cuatro meses de estudio (*Gráfico 6.33*).

Tabla 6.12 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Lañas

Familia/Especie	26/6/23		11/7/23		11/8/23		6/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº	%
PIERIDAE										
<i>Leptidea sinapis</i>					1	0,9			1	0,2
<i>Colias croceus</i>			1	0,9	1	0,9	3	2,7	5	0,8
<i>Gonepteryx rhamni</i>	9	8,1	14	12,7					23	3,9
<i>Aporia crataegi</i>	3	2,7							3	0,5
<i>Pieris brassicae</i>	2	1,8							2	0,3
<i>Pieris rapae</i>	1	0,9			7	6,3	4	3,6	12	2,0
<i>Pieris napi</i>	1	0,9	1	0,9			1	0,9	3	0,5
<i>Pontia daplidice</i>							1	0,9	1	0,2
NYMPHALIDAE										
<i>Nymphalis antiopa</i>							1	0,9	1	0,2
<i>Polygonia c-album</i>					1	0,9			1	0,2
<i>Argynnis paphia</i>			5	4,5	86	77,8	2	1,8	93	15,7
<i>Speyeria aglaja</i>	3	2,7	95	86,0	36	32,6	5	4,5	139	23,4
<i>Issoria lathonia</i>					1	0,9			1	0,2

Familia/Especie	26/6/23		11/7/23		11/8/23		6/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº	%
<i>Boloria euphrosyne</i>	1	0,9							1	0,2
<i>Melitaea celadussa</i>			1	0,9					1	0,2
<i>Pararge aegeria</i>	4	3,6	1	0,9	3	2,7	4	3,6	12	2,0
<i>Lasiommata megera</i>	3	2,7					12	10,9	15	2,5
<i>Lasiommata maera</i>					3	2,7	1	0,9	4	0,7
<i>Coenonympha arcania</i>	7	6,3	21	19,0	11	10,0	3	2,7	42	7,1
<i>Maniola jurtina</i>					8	7,2	3	2,7	11	1,9
<i>Pyronia tithonus</i>					7	6,3	1	0,9	8	1,3
<i>Brintesia circe</i>					1	0,9			1	0,2
LYCAENIDAE										
<i>Lampides boeticus</i>					1	0,9			1	0,2
<i>Cupido minimus</i>	1	0,9							1	0,2
<i>Celastrina argiolus</i>					3	2,7	4	3,6	7	1,2
<i>Phengaris alcon</i>			5	4,5					5	0,8
<i>Plebejus argus</i>	114	103,2	8	7,2					122	20,5
<i>Aricia montensis</i>	1	0,9			1	0,9			2	0,3
<i>Cyaniris semiargus</i>			3	2,7					3	0,5
<i>Polyommatus icarus</i>	3	2,7					3	2,7	6	1,0
<i>Lysandra coridon</i>					20	18,1	1	0,9	21	3,5
HESPERIIDAE										
<i>Pyrgus carthami</i>	1	0,9							1	0,2
<i>Erynnis tages</i>	3	2,7							3	0,5
<i>Ochlodes sylvanus</i>	3	2,7	5	4,5	4	3,6			12	2,0
<i>Hesperia comma</i>					9	8,1	1	0,9	10	1,7
<i>Thymelicus sylvestris</i>			15	13,6	1	0,9			16	2,7
INDETERMINADAS										
<i>Pieris</i> sp.			1	0,9					1	0,2
<i>Pyrgus</i> sp.	1	0,9							1	0,2
Lycaenidae indet.							1	0,9	1	0,2
Hesperiidae indet.	1	0,9							1	0,2
TOTAL	162	146,6	176	159,3	205	185,5	51	46,2	594	100,0

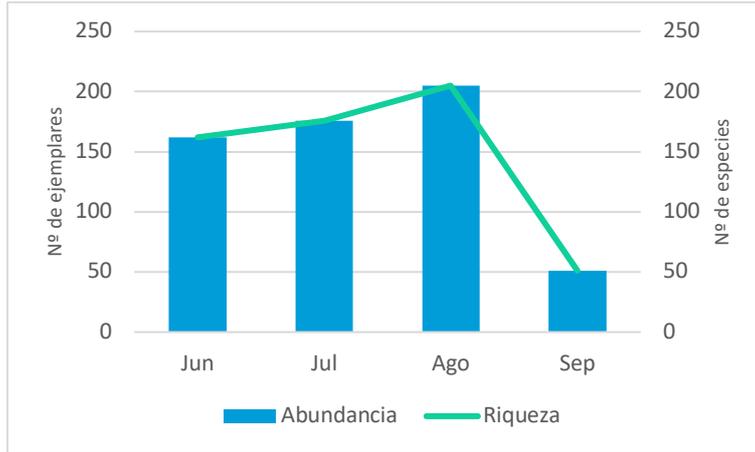


Gráfico 6.30 Abundancia y riqueza de especies en Lañas

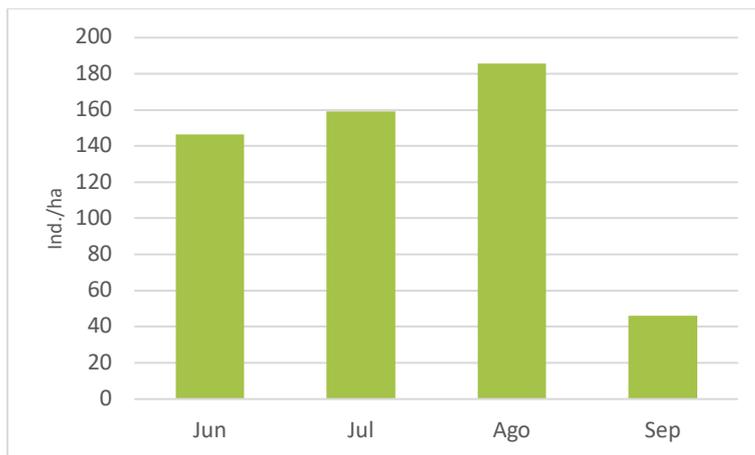


Gráfico 6.31 Densidad media mensual (ind./ha) en Lañas

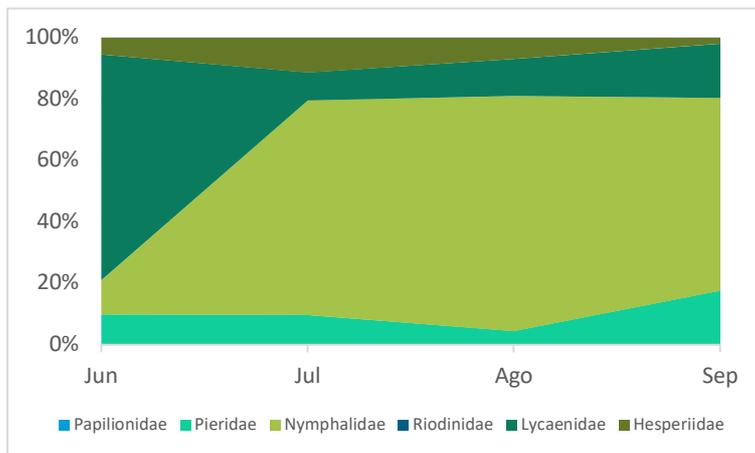
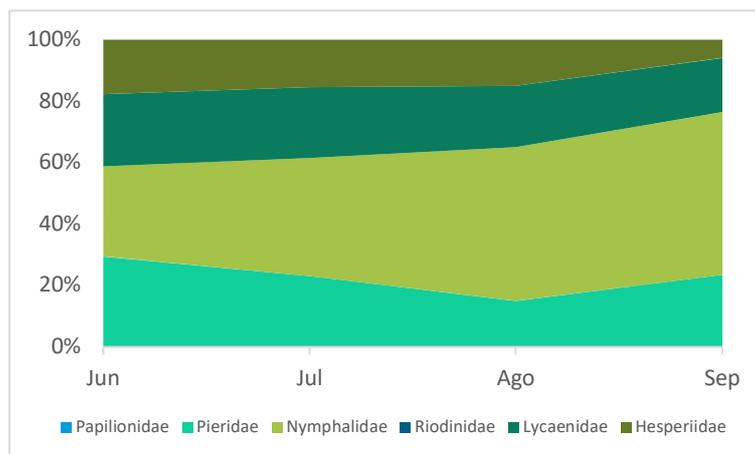


Gráfico 6.32 Distribución de la abundancia mensual de ejemplares por familia**Gráfico 6.33** Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias

Arazas-Gradas de Soaso

El número de ejemplares contabilizados ha sido de 185, lo que supone un descenso del -109,2%, el más alto registrado en todos los recorridos durante 2023 (***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***). 183 ejemplares se identificaron a nivel de especie, dos como género y uno como familia. Estos datos suponen el 5,5% de la abundancia relativa para todo el parque nacional, 7,1 puntos por debajo del año anterior.

La abundancia relativa se distribuyó principalmente entre los meses de junio (27%), julio (25,9%) y agosto (30,8%) (***Gráfico 6.34 ¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***). La densidad de ejemplares descendió mucho en comparación con el año anterior, con un valor máximo de 64,0 ind./ha durante el mes de agosto (***Gráfico 6.35.***).

La riqueza registrada fue de 33 especies, once menos que el año anterior. Por especies, la mayor abundancia relativa estuvo encabezada por *Lysandra coridon* (20,0%), seguida por tres especies ocupando el segundo lugar: *Lasiommata megera*, *Erebia arvernensis* y *Ochlodes sylvanus*, todas ellas con el 7,6%. En 2023 se detectaron tres nuevas especies para el recorrido: *Melitaea deione*, *Coenonympha pamphilus* y *Thymelicus lineola*. La riqueza acumulada para este recorrido se sitúa en 86 especies.

Por especies, Soaso sigue siendo un recorrido con presencia habitual de *Hamearis lucina* durante los meses de primavera y, aunque en 2023 no se realizó el censo de mayo, se contabilizaron tres ejemplares el 30/6/23. Otro registro interesante es el de tres ejemplares de *Eumedonia eumedon* también el 30/6/23, lo que supone una densidad de 3,4 ind./ha, que en realidad es mayor, 6,9 ind./ha si solamente se tiene en cuenta la superficie prospectada en el tramo 1, donde se localiza el hábitat y la colonia de este licénido.

En 2022 se destacaron las densidades inusualmente elevadas de dos especies forestales, *Argynnis paphia* (47,2 ind./ha) y *Speyeria aglaja* (40,6 ind./ha); pues bien, en 2023 la primera especie ni siquiera fue detectada en ninguna de las visitas realizadas, mientras que *Speyeria aglaja* obtuvo unas discretas densidades medias de 6,7 ind./ha durante los meses de julio y agosto.

La distribución mensual de la abundancia relativa estuvo dominada por Nymphalidae con un 47,6% del total de registros, seguida por Lycaenidae (35,1%) y Hesperidae (11,4%) (*Gráfico 6.36*). Al igual que en años anteriores, este recorrido mantiene una elevada riqueza de especies, lo que se traduce en una distribución de especies por familia muy repartida, encabezada por Nymphalidae (45,5%) y a la que sigue Lycaenidae con un 27,3% de especies (*Gráfico 6.37*).

Tabla 6.13 Resultados de los conteos de mariposas diurnas en el recorrido de Soaso

Familia/Especie	30/6/23		25/7/23		13/8/23		7/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº ind	Ind/ha	Nº	%
PIERIDAE										
<i>Anthocharis cardamines</i>	3	3,4							3	1,6
<i>Colias alfacariensis</i>							1	1,1	1	0,5
<i>Pieris rapae</i>							2	2,2	2	1,1
<i>Pieris napi</i>	1	1,1							1	0,5
NYMPHALIDAE										
<i>Nymphalis antiopa</i>	1	1,1					1	1,1	2	1,1
<i>Speyeria aglaja</i>			6	6,7	6	6,7			12	6,5
<i>Fabriciana adippe</i>					2	2,2			2	1,1
<i>Issoria lathonia</i>							2	2,2	2	1,1
<i>Brenthis ino</i>			3	3,4					3	1,6
<i>Boloria euphrosyne</i>	5	5,6							5	2,7
<i>Melitaea deione</i>			2	2,2					2	1,1
<i>Melitaea parthenoides</i>			1	1,1					1	0,5
<i>Pararge aegeria</i>							1	1,1	1	0,5
<i>Lasiommata megera</i>	2	2,2					12	13,5	14	7,6
<i>Lasiommata maera</i>			1	1,1			1	1,1	2	1,1
<i>Coenonympha pamphilus</i>	1	1,1	2	2,2	2	2,2			5	2,7

Familia/Especie	30/6/23		25/7/23		13/8/23		7/9/23		TOTAL	
	Nº ind	Ind/ha	Nº	%						
<i>Coenonympha arcania</i>	6	6,7	7	7,9					13	7,0
<i>Erebia arvernensis</i>	1	1,1	3	3,4	8	9,0	2	2,2	14	7,6
<i>Erebia meolans</i>	7	7,9	2	2,2					9	4,9
RIODINIDAE										
<i>Hamearis lucina</i>	3	3,4							3	1,6
LYCAENIDAE										
<i>Lycaena tityrus</i>	1	1,1							1	0,5
<i>Lycaena hippothoe</i>	2	2,2							2	1,1
<i>Lampides boeticus</i>					2	2,2	1	1,1	3	1,6
<i>Cupido minimus</i>	1	1,1							1	0,5
<i>Glaucopsyche melanops</i>	2	2,2							2	1,1
<i>Aricia cramera</i>			1	1,1	6	6,7	3	3,4	10	5,4
<i>Eumedonia eumedon</i>	3	3,4							3	1,6
<i>Polyommatus dorylas</i>	3	3,4	3	3,4					6	3,2
<i>Lysandra coridon</i>			11	12,4	23	25,8	3	3,4	37	20,0
HESPERIIDAE										
<i>Pyrgus alveus</i>							1	1,1	1	0,5
<i>Ochlodes sylvanus</i>	7	7,9	4	4,5	3	3,4			14	7,6
<i>Thymelicus sylvestris</i>			1	1,1	3	3,4			4	2,2
<i>Thymelicus lineola</i>			1	1,1					1	0,5
INDETERMINADAS										
<i>Pieris</i> sp.					1	1,1			1	0,5
<i>Spialia</i> sp.	1	1,1							1	0,5
Nymphalidae indet.					1	1,1			1	0,5
TOTAL	50	56,2	48	53,9	57	64,0	30	33,7	185	100,0

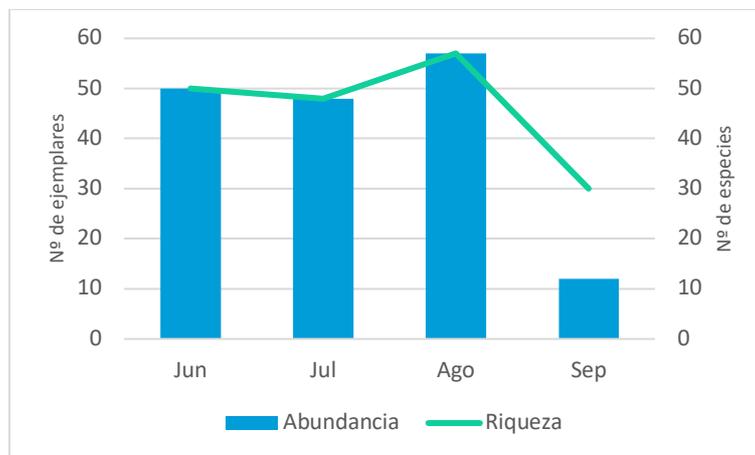


Gráfico 6.34

Abundancia y riqueza de especies en Soaso

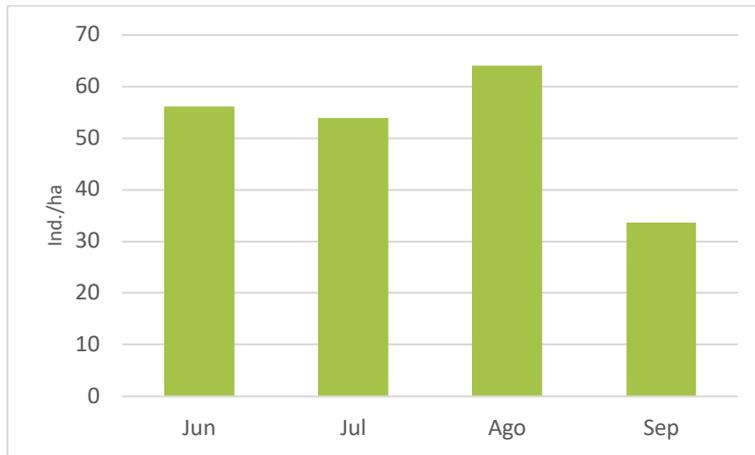


Gráfico 6.35 Densidad media mensual (ind./ha) en Soaso

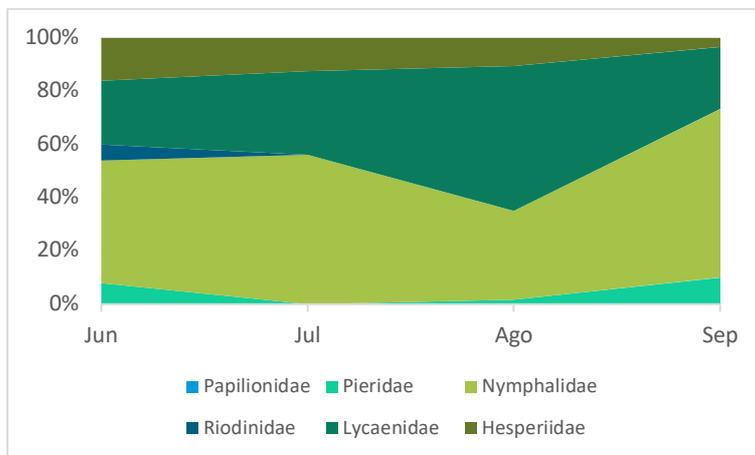


Gráfico 6.36 Distribución de la abundancia mensual de ejemplares por familia

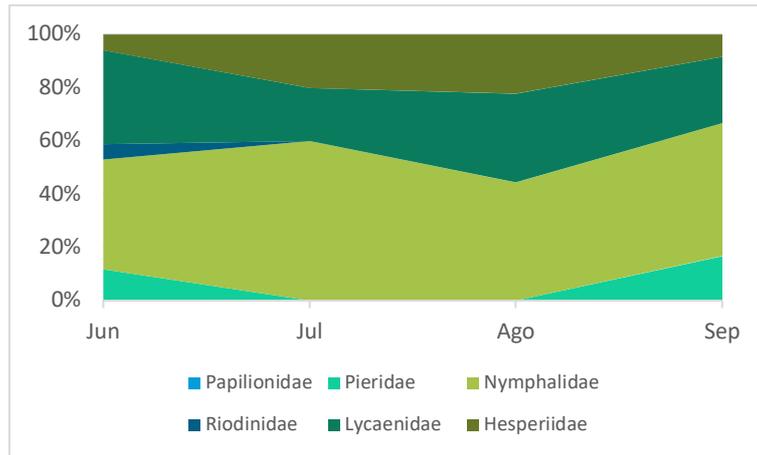


Gráfico 6.37 *Distribución de la riqueza mensual agrupada por familias*

6.4.5 Observaciones de lepidópteros fuera de los recorridos

Durante las diferentes visitas realizadas al parque se han obtenido 107 registros de mariposas diurnas correspondientes a seis familias y 54 especies (*¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*). El listado completo de citas con todos los detalles de estas se encuentra en el *¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*. Además, se realizó una visita estandarizada extra en el recorrido de Revilla el 9/7/23 (*¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*).

Tabla 6.14 Cuadrículas UTM y registros de mariposas diurnas obtenidas fuera de los recorridos

Especie/UTM 10x10	30TYN32	30TYN42	31TBH51	31TBH52	31TBH61	31TBH62	31TBH63	Total
Hesperiidae	1	1		1	2	1		6
<i>Carcharodus lavatherae</i>	1							1
<i>Pyrgus alveus</i>					1			1
<i>Pyrgus malvoides</i>						1		1
<i>Pyrgus serratulae</i>		1			1			2
<i>Thymelicus sylvestris</i>				1				1
Lycaenidae	2	3		3	5	12	1	26
<i>Celastrina argiolus</i>		1						1
<i>Cupido minimus</i>						1		1
<i>Glaucopsyche melanops</i>					1	1		2
<i>Lampides boeticus</i>	1							1
<i>Lycaena phlaeas</i>		1						1
<i>Lysandra coridon</i>	1			2	1	3	1	8
<i>Phengaris alcon</i>						1		1
<i>Plebejus argus</i>		1				2		3
<i>Plebejus idas</i>				1				1
<i>Polyommatus dorylas</i>						3		3
<i>Polyommatus escheri</i>					3			3
<i>Satyrium ilicis</i>						1		1
Nymphalidae	6	8		10	4	17		45
<i>Apatura iris</i>	1							1
<i>Argynnis paphia</i>						1		1
<i>Coenonympha arcania</i>		1				2		3
<i>Coenonympha glycerion</i>				1				1
<i>Coenonympha pamphilus</i>				1				1
<i>Erebia arvernensis</i>		1		3				4
<i>Erebia epiphron</i>		1						1
<i>Erebia meolans</i>						1		1
<i>Erebia neoridas</i>	1			2				3
<i>Hipparchia fagi</i>					1			1
<i>Lasiommata maera</i>		1						1
<i>Lasiommata megera</i>						1		1
<i>Limenitis camilla</i>		1						1
<i>Limenitis reducta</i>					1			1
<i>Maniola jurtina</i>						3		3
<i>Melanargia galathea</i>						2		2
<i>Melitaea celadussa</i>						1		1
<i>Melitaea parthenoides</i>				2		2		4
<i>Nymphalis antiopa</i>	3	2						5

Especie/UTM 10x10	30TYN32	30TYN42	31TBH51	31TBH52	31TBH61	31TBH62	31TBH63	Total
<i>Pararge aegeria</i>		1			1	2		4
<i>Pyronia bathseba</i>					1			1
<i>Pyronia tithonus</i>	1							1
<i>Speyeria aglaja</i>				1		2		3
Papilionidae		1	6			1	1	9
<i>Iphiclides feisthamelii</i>		1	2			1		4
<i>Parnassius apollo</i>			4				1	5
Pieridae		2	2	2	4	11		21
<i>Aporia crataegi</i>			1			1		2
<i>Colias alfacariensis</i>					1			1
<i>Colias croceus</i>						1		1
<i>Gonepteryx rhamni</i>		1			1	3		5
<i>Leptidea sinapis</i>		1				2		3
<i>Pieris brassicae</i>				1		2		3
<i>Pieris mannii</i>					1			1
<i>Pieris napi</i>						2		2
<i>Pieris rapae</i>			1	1	1			3
Total	9	15	8	16	15	42	2	107

Tabla 6.15 Censo extra en el recorrido de Revilla. Fecha: 9/7/22

Fecha de censo	Revilla, 9/7/22			
	S1	S2	S3	Total
Hesperiidae	1			1
<i>Carcharodus alceae</i>	1			1
Lycaenidae	8	2	14	24
<i>Aricia montensis</i>			1	1
<i>Callophrys rubi</i>			1	1
<i>Lampides boeticus</i>	3		1	4
<i>Lycaenidae indet.</i>			1	1
<i>Lysandra bellargus</i>	3			3
<i>Plebejus argus</i>			1	1
<i>Polyommatus dorylas</i>			4	4
<i>Polyommatus icarus</i>	2		3	5
<i>Satyrrium ilicis</i>			1	1
<i>Satyrrium spini</i>		2	1	3
Nymphalidae	30	17	45	92
<i>Argynnis paphia</i>	6			6
<i>Boloria dia</i>			2	2
<i>Brintesia circe</i>			1	1
<i>Coenonympha arcania</i>	14	10	19	43
<i>Lasiommata megera</i>		3	3	6
<i>Maniola jurtina</i>	1	2	5	8

Fecha de censo	Revilla, 9/7/22			
Familia/especie	S1	S2	S3	Total
<i>Melanargia galathea</i>	5	2	5	12
<i>Nymphalidae indet.</i>	1		2	3
<i>Pararge aegeria</i>	2		1	3
<i>Polygonia c-album</i>	1			1
<i>Pyronia tithonus</i>			2	2
<i>Speyeria aglaja</i>			5	5
Papilionidae	1	1		2
<i>Iphiclides feisthamelii</i>	1	1		2
Pieridae	4	3	17	24
<i>Colias sp.</i>			1	1
<i>Colias alfacariensis</i>			1	1
<i>Gonepteryx cleopatra</i>			4	4
<i>Gonepteryx rhamni</i>	2	2		4
<i>Leptidea sinapis</i>			1	1
<i>Pieris sp.</i>			2	2
<i>Pieris brassicae</i>	1		3	4
<i>Pieris napi</i>			2	2
<i>Pieris rapae</i>	1	1	3	5
Total	44	23	76	143

6.4.6 Resultados de los modelos: índices de abundancia y tendencia de población

Resultados de los modelos: índices de abundancia

Utilizando valores de abundancia estimados, en los que hemos corregido los datos faltantes (es decir, muestreos semanales que no se han podido realizar, ver secciones 6.3.5 y 6.3.6 para una descripción de la metodología aplicada), hemos calculado abundancias relativas en forma de “densidades”, ponderando las abundancias con las diferentes longitudes de los transectos en los que se ha muestreado. Los resultados se muestran como densidades anuales acumuladas en cada recorrido (*Gráfico 6.38*).

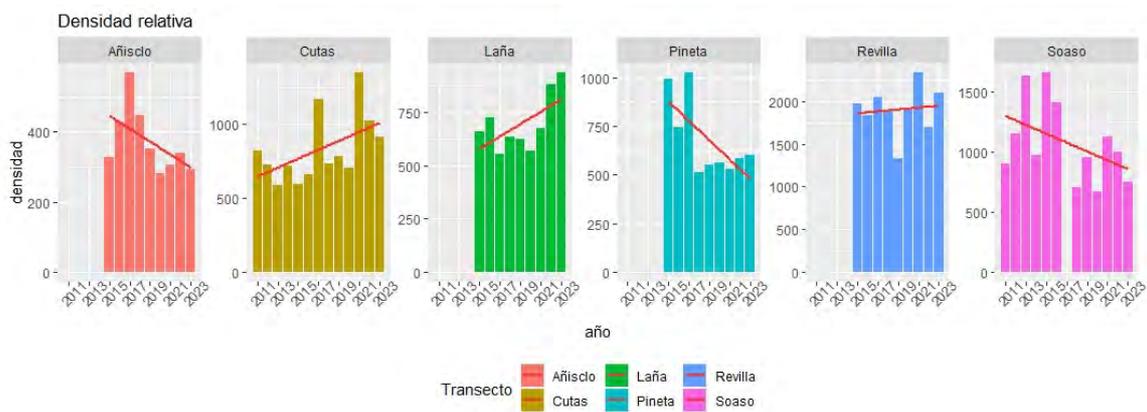


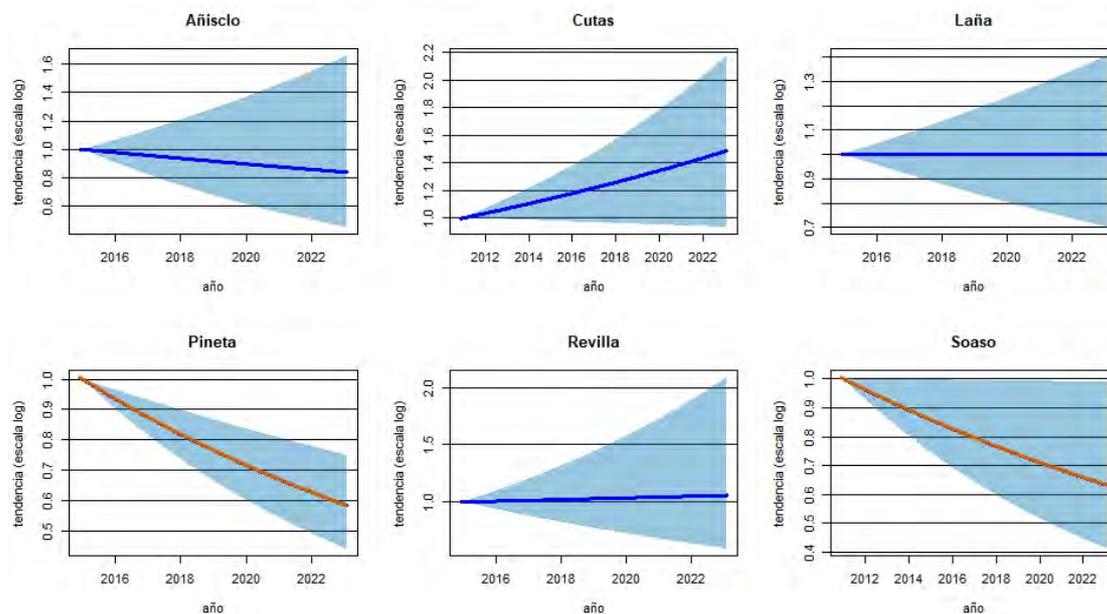
Gráfico 6.38 Densidad acumulada por recorrido y año calculada a partir de los índices de abundancia que estiman los datos de las visitas faltantes. Los colores de las barras indican los diferentes Parques Nacionales en los que se sitúan los recorridos. La línea roja muestra un ajuste de regresión lineal simple

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 no habría experimentado grandes variaciones a lo largo del periodo disponible en Laña y Revilla. A continuación, comprobaremos si estos cambios que observamos en esta primera inspección visual de las estimas de densidad estimada tienen significación estadística y los interpretaremos en términos de tendencias interanuales y de tasas de cambio poblacional para el periodo de seguimiento.

6.4.7. Resultados de los modelos: tendencias y tasas de cambio

Tendencias de población globales

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 *¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*). A lo largo la serie anual disponible, pueden observarse tendencias interanuales negativas en los recorridos de Añisclo, Pineta y Soaso, aunque únicamente en estos dos últimos recorridos, el descenso resulta ser estadísticamente significativo. Sin embargo, la población se muestra claramente estable en los recorridos de Laña y Revilla. En lo que se refiere a Cutas, aunque los datos de la serie muestran una tendencia ascendente, esta no es estadísticamente significativa debido a la gran variación interanual que presenta esta serie de datos (*Gráfico 6.39*) (ver también el apartado sobre las Tasas de cambio a continuación, *Gráfico 6.40*). Como resultado, hasta el año 2023 la tendencia global dentro del parque de Ordesa sigue siendo



negativa pero no estadísticamente significativa.

Gráfico 6.39 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

Los conteos realizados en el año 2023, que se añaden a la serie anual ya existente, no modifican en gran medida las tendencias que ya se identificaron el año anterior. La tasa de cambio poblacional estimada en la totalidad del Parque de Ordesa sigue siendo negativa (-5%), pero no resulta ser estadísticamente significativa lo que, junto con la pequeña magnitud del cambio, hace que podamos considerar la tendencia global en el Parque como “Estable” (ver categorías establecidas en el manual del programa TRIM, Pannekoek *et al.*, 2005), a pesar de que el descenso observado sea más intenso que el registrado el año previo (-3% en el año 2022).

De manera similar, aunque la población de mariposas registrada en Añisclo sigue también una tendencia negativa ligeramente superior a la detectada hasta el año 2022 (se ha pasado de un -15 a un -16%), por no alcanzar el umbral del 20% de cambio, seguiremos considerándola como “Estable”, aunque los valores estén ya próximos a una categoría de descenso suave. Algo parecido sucede en Laña, donde la tasa de cambio sigue siendo próxima a cero, lo que también interpretamos como una población “Estable”, aunque este año resulta ser negativa (-0.13%) frente al valor positivo que presentaba hasta el año 2022 (0.39%). En el caso de Revilla, la tasa de cambio hasta 2023 sigue siendo positiva, tal y como lo fuera entre 2015 y 2022, y podemos clasificarla como “Estable”, no obstante, su crecimiento ha disminuido con respecto al periodo anterior (de un 7% a un 5%). En lo que se refiere a las poblaciones de Pineta y Soaso, los descensos también se han acentuado si consideramos el año 2023 de la serie, de manera que las tasas de cambio han pasado de ser del -37 y -34% en Pineta y Soaso, respectivamente, a convertirse en tasas de cambio de -42% y -37%. Debido a su magnitud, estos descensos siguen como “Descensos fuertes”. La variación interanual de la tasa de cambio en Cutas sigue siendo muy elevada, de manera que, aunque este año la tendencia sigue siendo positiva y es de mayor magnitud (un 48% frente al 46% que registrábamos en el periodo anterior, seguimos sin poder establecer una tendencia clara en esta zona, a pesar de que el crecimiento aparentemente sea elevado, motivo por el cual, entraría dentro de la categoría de “Insuficientemente conocida” (***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***). Con excepción de Cutas, el año 2023 ha supuesto un descenso en las tasas de cambio de las poblaciones de mariposas en todo el Parque de Ordesa en general y en las diferentes áreas del Parque muestreadas en particular.

Teniendo en cuenta la distribución altitudinal de las diferentes áreas muestreadas, estos resultados siguen apuntando a 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. No obstante, persiste la gran variación interanual en las poblaciones de pastizales subalpinos en sustrato calizo, que se sitúan a 2.100 m de altitud, lo que impide identificar para estas poblaciones una tendencia clara. La recomendación que hacíamos el año anterior de prolongar la serie de datos disponible, para así entender correctamente cuál es la evolución a largo plazo de la población, sigue vigente. Máxime cuando, aparentemente, los descensos en las poblaciones se han acentuado este año, por lo que es necesario corroborar si se trata de una disminución a largo plazo de las poblaciones o únicamente un fenómeno puntual que afecta a este año 2023.

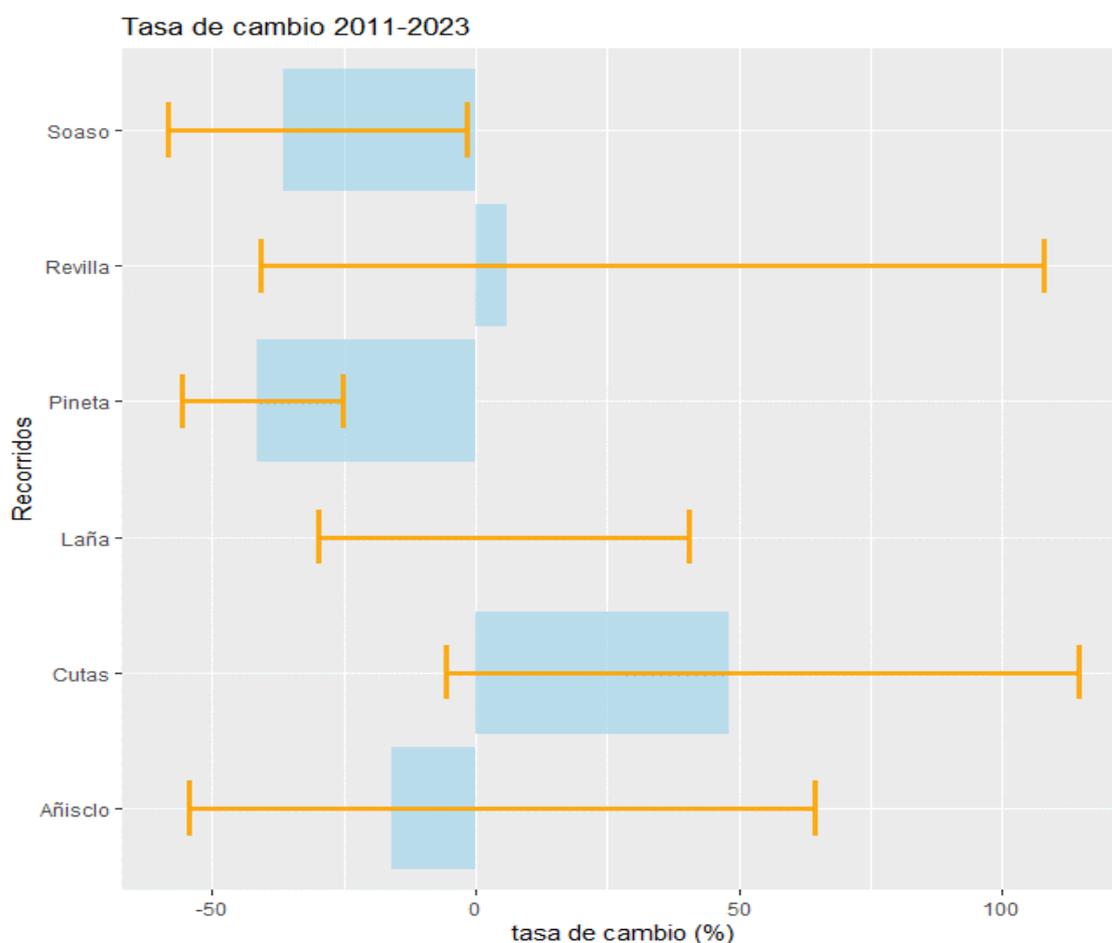


Gráfico 6.40 Tasa de cambio poblacional estimada durante 2011-2023 (recorridos de Cutas y Soaso) y durante 2015-2022 (resto de recorridos), expresada como el cambio porcentual en la población entre el año de inicio del seguimiento y el último año con datos disponibles de la

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

Tabla 6.16 Tasas de cambio durante 2011-2023 (recorridos de Cutas y Soaso) y durante 2015-2023 (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)

Recorrido	Tasa de cambio 2011-2022 (%)			Tendencia (categoría)
	Media	IC 2 5	IC 97 5	
Añisclo	-16.01	-54.41	64.51	Estable
Cutas	48.04	-5.75	114.56	Insuficientemente conocida
Laña	-0.13	-29.89	40.39	Estable
Pineta	-41.56	-55.73	-25.10	Descenso fuerte
Revilla	5.87	-40.86	107.76	Estable
Soaso	-36.51	-58.43	-1.59	Descenso fuerte
Total Ordesa	-5.45	-24.95	18.71	Estable

Tendencias de población por especies

Para poder estimar las abundancias de mariposas por especies, hemos modificado ligeramente el modelo inicial, puesto que las especies se encuentran en solo uno o unos pocos transectos, de manera que esta variable no formó parte del cálculo de los datos faltantes. Los modelos por especies se calcularon para la totalidad de transectos dentro del Parque de Ordesa en los que se detectó presencia de la especie de interés. Por este motivo, la variable riqueza tampoco formó parte de los modelos en los que se estimaron las tendencias de población por especie. De este modo, únicamente se calcularon estimas de abundancia en aquellos transectos en los que en alguna ocasión a lo largo del periodo de seguimiento se había observado algún ejemplar de la especie. Finalmente, debido a las limitaciones de cara a obtener una significación estadística en cuanto a tamaño muestral, solo se consideraron aquellas especies con un mínimo de 40 ejemplares observados a lo largo de todo el periodo 2011-2023. Aunque *Agriades glandon* y *Plebejus idas* reúnen el criterio de contar con más de 40 ejemplares, tampoco se incluyeron en los análisis, pues *Plebejus idas* solo se ha observado en unos pocos años, y de *Agriades glandon* se ha registrado un número demasiado bajo en los primeros años de seguimiento. De este modo nos quedaron para analizar 60 especies de un total de 141 (*¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*).

Tabla 6.17 Listado de especies para las que se han estimado abundancias (completando datos faltantes) y se han calculado tendencias de población y tasas de cambio

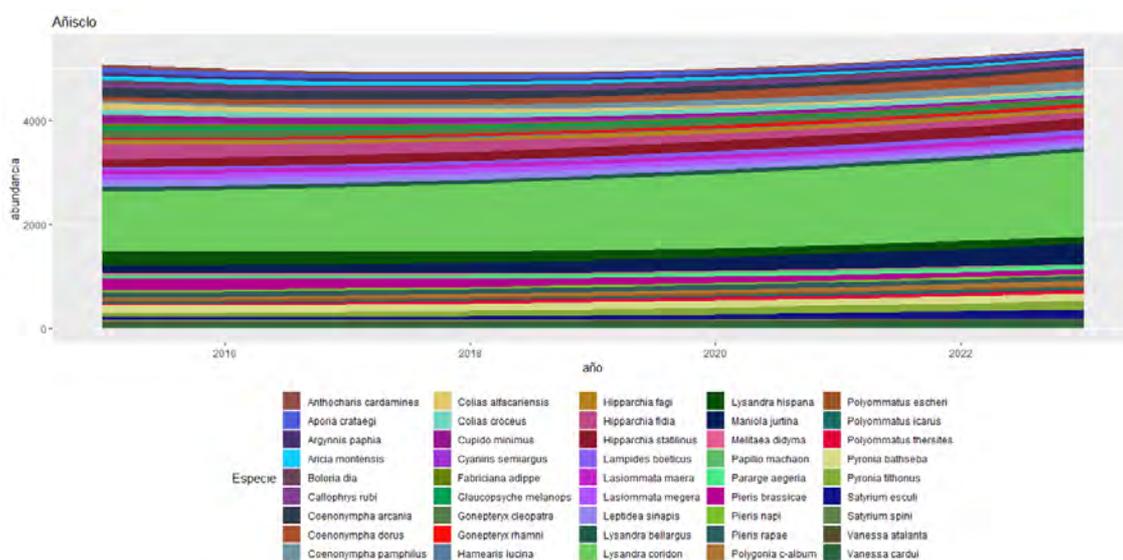
Nº	Especie	Ejemplares 2011-2023	Analizada
1	<i>Aglais io</i>	14	
2	<i>Aglais urticae</i>	417	si
3	<i>Agriades glandon</i>	47	no
4	<i>Anthocharis cardamines</i>	132	si
5	<i>Anthocharis euphenoides</i>	23	
6	<i>Aporia crataegi</i>	42	si
7	<i>Arethusana arethusa</i>	3	
8	<i>Argynnis pandora</i>	6	
9	<i>Argynnis paphia</i>	694	si
10	<i>Aricia cramera</i>	9	
11	<i>Aricia montensis</i>	104	si
12	<i>Aricia morronensis</i>	3	
13	<i>Boloria dia</i>	41	si
14	<i>Boloria euphrosyne</i>	94	si
15	<i>Boloria pales</i>	13	
16	<i>Boloria selene</i>	3	
17	<i>Brenthis daphne</i>	6	
18	<i>Brenthis ino</i>	75	si
19	<i>Brintesia circe</i>	15	
20	<i>Callophrys avis</i>	5	
21	<i>Callophrys rubi</i>	42	si
22	<i>Carcharodus alceae</i>	16	
23	<i>Carcharodus baeticus</i>	3	
24	<i>Carcharodus lavatherae</i>	13	
25	<i>Celastrina argiolus</i>	31	
26	<i>Charaxes jasius</i>	10	
27	<i>Coenonympha arcania</i>	1.308	si
28	<i>Coenonympha dorus</i>	83	si
29	<i>Coenonympha glycerion</i>	26	
30	<i>Coenonympha pamphilus</i>	57	si
31	<i>Colias alfacariensis</i>	142	si
32	<i>Colias croceus</i>	436	si
33	<i>Cupido argiades</i>	7	
34	<i>Cupido minimus</i>	288	si
35	<i>Cupido osiris</i>	20	
36	<i>Cyaniris semiargus</i>	66	si
37	<i>Erebia arvernensis</i>	2.560	si
38	<i>Erebia epiphron</i>	95	si
39	<i>Erebia euryale</i>	6	
40	<i>Erebia gorgone</i>	2	

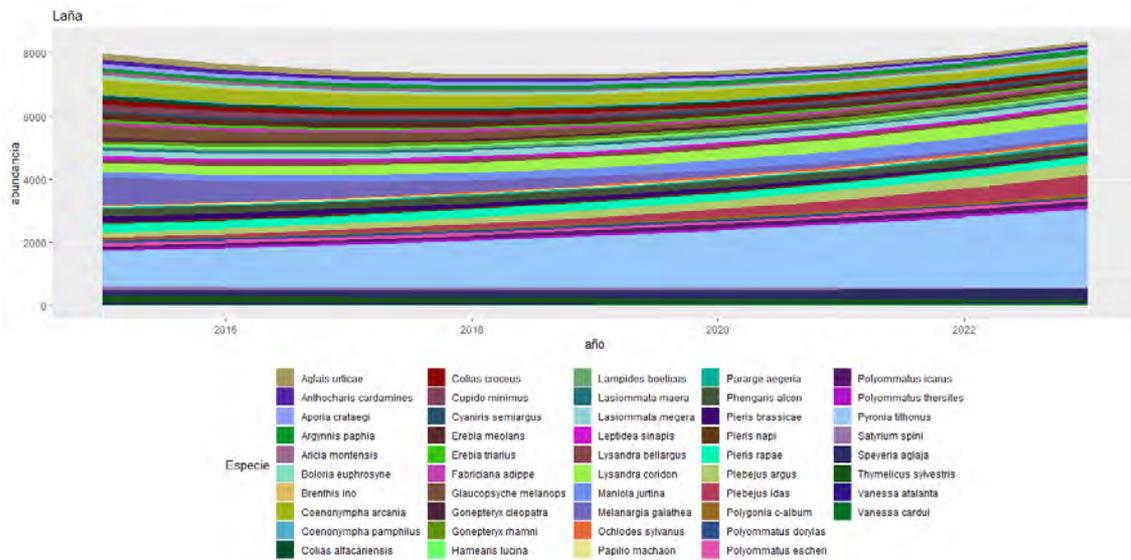
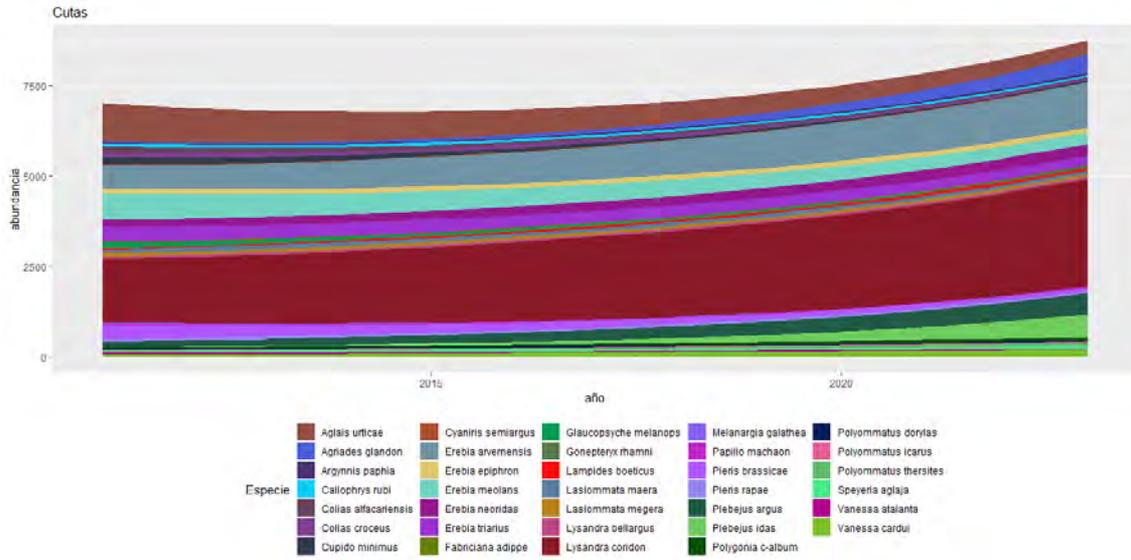
Nº	Especie	Ejemplares 2011-2023	Analizada
41	<i>Erebia lefebvrei</i>	38	
42	<i>Erebia meolans</i>	806	si
43	<i>Erebia neoridas</i>	46	si
44	<i>Erebia oeme</i>	2	
45	<i>Erebia rondoui</i>	6	
46	<i>Erebia triarius</i>	89	si
47	<i>Erynnis tages</i>	35	
48	<i>Euchloe simplonia</i>	5	
49	<i>Eumedonia eumedon</i>	8	
50	<i>Euphydryas aurinia</i>	1	
51	<i>Fabriciana adippe</i>	63	si
52	<i>Fabriciana niobe</i>	2	
53	<i>Favonius quercus</i>	8	
54	<i>Glaucopsyche alexis</i>	7	
55	<i>Glaucopsyche melanops</i>	547	si
56	<i>Gonepteryx cleopatra</i>	105	si
57	<i>Gonepteryx rhamni</i>	156	si
58	<i>Hamearis lucina</i>	58	si
59	<i>Hesperia comma</i>	38	
60	<i>Hipparchia fagi</i>	103	si
61	<i>Hipparchia fidia</i>	70	si
62	<i>Hipparchia hermione</i>	33	
63	<i>Hipparchia semele</i>	17	
64	<i>Hipparchia statilinus</i>	72	si
65	<i>Hyponephele lycaon</i>	3	
66	<i>Iphiclides feisthamelii</i>	30	
67	<i>Issoria lathonia</i>	39	
68	<i>Lampides boeticus</i>	98	si
69	<i>Lasiommata maera</i>	298	si
70	<i>Lasiommata megera</i>	726	si
71	<i>Lasiommata petropolitana</i>	8	
72	<i>Leptidea reali</i>	1	
73	<i>Leptidea sinapis</i>	228	si
74	<i>Leptotes pirithous</i>	14	
75	<i>Limenitis camilla</i>	5	
76	<i>Limenitis reducta</i>	22	
77	<i>Lycaena alciphron</i>	2	
78	<i>Lycaena hippothoe</i>	31	
79	<i>Lycaena phlaeas</i>	14	
80	<i>Lycaena tityrus</i>	20	
81	<i>Lycaena virgaureae</i>	7	
82	<i>Lysandra bellargus</i>	156	si
83	<i>Lysandra coridon</i>	3.497	si
84	<i>Lysandra hispana</i>	183	si
85	<i>Maniola jurtina</i>	546	si

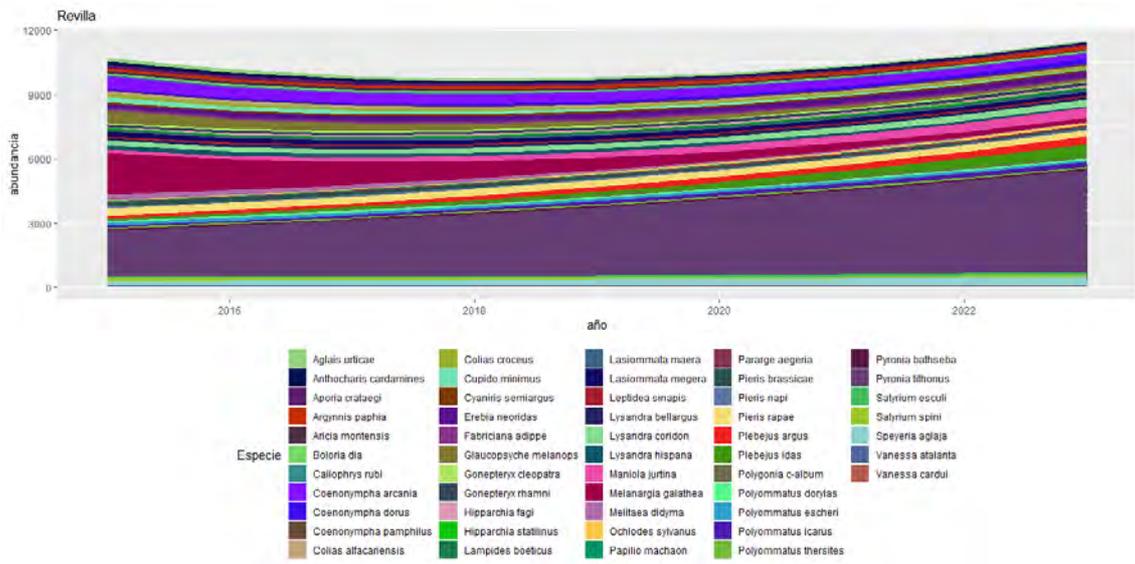
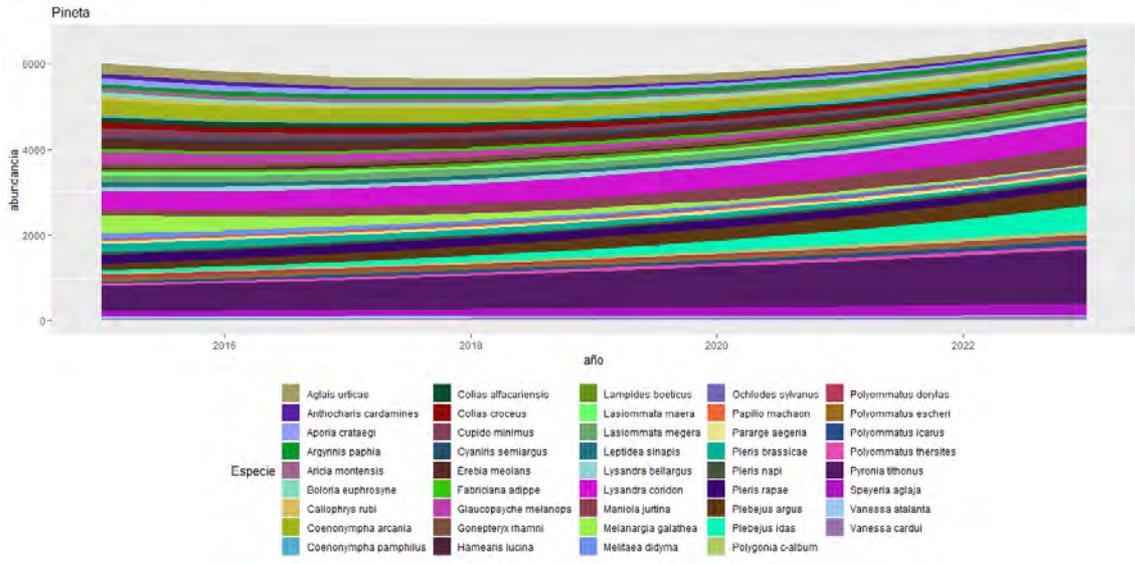
Nº	Especie	Ejemplares 2011-2023	Analizada
86	<i>Melanargia galathea</i>	599	si
87	<i>Melanargia rusiae</i>	1	
88	<i>Melitaea celadussa</i>	32	
89	<i>Melitaea cinxia</i>	5	
90	<i>Melitaea deione</i>	39	
91	<i>Melitaea diamina</i>	1	
92	<i>Melitaea didyma</i>	61	si
93	<i>Melitaea parthenoides</i>	32	
94	<i>Melitaea phoebe</i>	14	
95	<i>Melitaea trivia</i>	1	
96	<i>Muschampia proto</i>	3	
97	<i>Nymphalis antiopa</i>	18	
98	<i>Ochlodes sylvanus</i>	76	no
99	<i>Papilio machaon</i>	43	si
100	<i>Pararge aegeria</i>	120	si
101	<i>Parnassius apollo</i>	16	
102	<i>Phengaris alcon</i>	93	si
103	<i>Phengaris arion</i>	6	
104	<i>Pieris brassicae</i>	810	si
105	<i>Pieris mannii</i>	32	
106	<i>Pieris napi</i>	114	si
107	<i>Pieris rapae</i>	887	si
108	<i>Plebejus argus</i>	427	si
109	<i>Plebejus idas</i>	60	no
110	<i>Polygonia c-album</i>	48	si
111	<i>Polyommatus damon</i>	4	
112	<i>Polyommatus dorylas</i>	153	si
113	<i>Polyommatus eros</i>	25	
114	<i>Polyommatus escheri</i>	56	si
115	<i>Polyommatus icarus</i>	270	si
116	<i>Polyommatus nivescens</i>	1	
117	<i>Polyommatus thersites</i>	51	si
118	<i>Pontia callidice</i>	1	
119	<i>Pontia daplidice</i>	35	
120	<i>Pseudophilotes baton</i>	2	
121	<i>Pseudophilotes panoptes</i>	4	
122	<i>Pyrgus alveus</i>	12	
123	<i>Pyrgus carthami</i>	8	
124	<i>Pyrgus cirsii</i>	4	
125	<i>Pyrgus malvoides</i>	25	
126	<i>Pyrgus serratulae</i>	19	
127	<i>Pyronia bathseba</i>	72	si
128	<i>Pyronia tithonus</i>	3.096	si
129	<i>Satyrrium acaciae</i>	30	
130	<i>Satyrrium esculi</i>	47	si

Nº	Especie	Ejemplares 2011-2023	Analizada
131	<i>Satyrium ilicis</i>	12	
132	<i>Satyrium spini</i>	41	si
133	<i>Satyrium w-album</i>	3	
134	<i>Speyeria aglaja</i>	567	si
135	<i>Spialia sertorius</i>	8	
136	<i>Thymelicus acteon</i>	2	
137	<i>Thymelicus lineola</i>	1	
138	<i>Thymelicus sylvestris</i>	133	si
139	<i>Vanessa atalanta</i>	55	si
140	<i>Vanessa cardui</i>	221	si
141	<i>Zerynthia rumina</i>	5	

Con estas premisas, en las figuras a continuación proporcionamos las estimas de abundancia absolutas por especie (completando los datos faltantes) obtenidas de los modelos. Agrupamos las especies por transectos para facilitar la comprensión de la información (*Gráfico 6.41*).







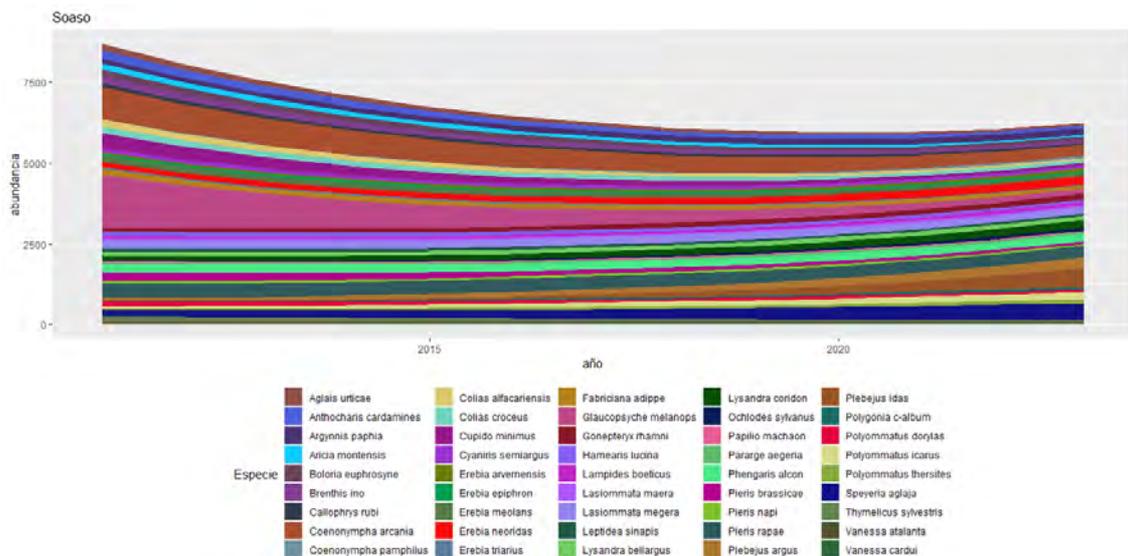


Gráfico 6.41 Abundancias absolutas estimadas por especie. Especies agrupadas de acuerdo con los transectos en los que han sido observadas a lo largo del periodo 2011-2023. Para facilitar la comprensión, las especies siguen el mismo orden (de arriba abajo y de izquierda a derecha) en el gráfico apilado y en la leyenda.

Este nuevo análisis a nivel de especie pone de manifiesto que, con independencia de cuáles sean las tendencias generales en cada uno de los recorridos considerados, hay especies que sufren descensos mientras que otras experimentan aumentos. Los datos estimados de abundancia, aunque no nos ofrecen significación estadística, nos muestran que la evolución de la abundancia de una misma especie puede incluso variar en diferentes transectos, siendo reflejo de la complejidad presente.

El detalle de las tendencias de población estimadas para la muestra de 62 especies analizadas puede encontrarse en el ***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*** No obstante, puesto que los conteos de las especies se han analizado globalmente para todo el Parque de Ordesa y el seguimiento en alguno de los recorridos no comenzó hasta el año 2015, las tasas de cambio se muestran únicamente para el periodo 2015-2023, durante el que el esfuerzo de muestreo fue el mismo en cuanto a número de recorridos se refiere. Un resumen con la información más relevante por especie se muestra a continuación en la ***¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.***

Tabla 6.18 Evolución en las abundancias estimadas globales para las diferentes especies de mariposas seleccionadas (n=60), tendencia anual, escala logarítmica, para los dos últimos años de seguimiento: años 2022 y 2023. Se indica también el número de transectos en los que ha sido observada la especie en el Parque de Ordesa, el número total de años de seguimiento (contabilizados desde que se registra el primer ejemplar de la serie hasta que se observa el último, sin tener en cuenta posibles años sin dato dentro de ese intervalo), la tasa de cambio a lo largo de todo el periodo 2015-2023 y la categoría de la población de acuerdo con dicha tendencia.

Especie	Número transectos	Año inicio	Año fin	Índice 2021-22	Índice 2022-23	Tasa de cambio	Tendencia	
<i>Aglais urticae</i>	5	2011	2023	0.40	0.37	-48.64	Descenso fuerte	Prados alpinos y subalpinos
<i>Anthocharis cardamines</i>	5	2011	2023	0.37	0.34	-51.38	Descenso fuerte	Media montaña
<i>Aporia crataegi</i>	4	2015	2023	0.50	0.46	-54.42	Descenso fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Argynnis paphia</i>	6	2011	2023	1.42	1.46	28.95	Aumento fuerte	Forestal
<i>Aricia montensis</i>	5	2011	2023	0.33	0.30	-54.90	Descenso fuerte	Forestal
<i>Boloria dia</i>	2	2015	2023	0.97	0.97	-3.13	Estable	Ampliamente distribuida
<i>Boloria euphrosyne</i>	3	2011	2023	0.45	0.42	-43.88	Descenso fuerte	Forestal
<i>Brenthis ino</i>	2	2011	2023	0.47	0.43	-42.68	Descenso fuerte	Árido, xérico
<i>Callophrys rubi</i>	5	2011	2023	0.61	0.59	-29.92	Descenso fuerte	Árido, xérico
<i>Coenonympha arcania</i>	5	2011	2023	0.37	0.34	-51.53	Descenso fuerte	Generalista
<i>Coenonympha dorus</i>	2	2015	2023	2.56	2.93	192.55	Aumento fuerte	Generalista
<i>Coenonympha pamphilus</i>	5	2011	2023	5.26	6.12	234.57	Aumento fuerte	Generalista
<i>Colias alfacariensis</i>	6	2011	2023	0.25	0.22	-63.01	Descenso fuerte	Generalista
<i>Colias croceus</i>	6	2011	2023	0.51	0.48	-38.70	Descenso fuerte	Generalista
<i>Cupido minimus</i>	6	2011	2023	0.18	0.16	-70.95	Descenso fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Cyaniris semiargus</i>	6	2011	2023	0.72	0.69	-21.60	Descenso fuerte	Media montaña
<i>Erebia arvernensis</i>	2	2011	2023	1.83	1.93	55.06	Aumento fuerte	Generalista
<i>Erebia epiphron</i>	2	2011	2023	1.07	1.08	5.37	Estable	Prados alpinos y subalpinos
<i>Erebia meolans</i>	4	2011	2023	0.48	0.44	-41.72	Descenso fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Erebia neoridas</i>	3	2011	2023	1.59	1.66	40.39	Aumento fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Erebia triarius</i>	3	2011	2023	0.65	0.62	-27.00	Descenso fuerte	Generalista
<i>Fabriciana adippe</i>	6	2011	2023	0.68	0.65	-24.73	Descenso fuerte	Forestal
<i>Glaucopsyche melanops</i>	6	2011	2023	0.10	0.08	-80.75	Descenso fuerte	Prados alpinos y subalpinos
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	3	2015	2023	0.56	0.51	-48.98	Descenso fuerte	Generalista
<i>Gonepteryx rhamni</i>	6	2011	2023	1.66	1.74	44.44	Aumento fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Hamearis lucina</i>	4	2011	2023	0.47	0.43	-42.68	Descenso fuerte	Generalista
<i>Hipparchia fagi</i>	2	2015	2023	1.12	1.13	13.27	Estable	Ampliamente distribuida
<i>Hipparchia fidia</i>	1	2015	2023	0.42	0.38	-62.44	Descenso fuerte	Forestal
<i>Hipparchia statilinus</i>	2	2015	2023	1.40	1.47	47.26	Aumento fuerte	Prados alpinos y subalpinos
<i>Lampides boeticus</i>	6	2011	2023	2.30	2.48	83.33	Aumento fuerte	Árido, xérico

Especie	Número transectos	Año inicio	Año fin	Índice 2021-22	Índice 2022-23	Tasa de cambio	Tendencia	
<i>Lasiommata maera</i>	6	2011	2023	0.86	0.85	-10.43	Descenso moderado	Generalista
<i>Lasiommata megera</i>	6	2011	2023	0.73	0.71	-20.25	Descenso fuerte	Árido, xérico
<i>Leptidea sinapis</i>	5	2011	2023	0.70	0.68	-22.94	Descenso fuerte	Generalista
<i>Lysandra bellargus</i>	6	2011	2023	1.07	1.07	4.73	Estable	Ampliamente distribuida
<i>Lysandra coridon</i>	6	2011	2023	1.62	1.70	42.24	Aumento fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Lysandra hispana</i>	2	2015	2023	0.52	0.47	-52.74	Descenso fuerte	Árido, xérico
<i>Maniola jurtina</i>	4	2015	2023	2.55	2.91	191.03	Aumento fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Melanargia galathea</i>	4	2011	2023	0.04	0.03	-90.72	Descenso fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Melitaea didyma</i>	3	2015	2023	0.22	0.18	-82.25	Descenso fuerte	Generalista
<i>Ochlodes sylvanus</i>	4	2011	2023	4.79	5.52	212.46	Aumento fuerte	Generalista
<i>Papilio machaon</i>	6	2011	2023	0.72	0.70	-21.03	Descenso fuerte	Prados alpinos y subalpinos
<i>Pararge aegeria</i>	5	2011	2023	1.64	1.72	43.50	Aumento fuerte	Media montaña
<i>Phengaris alcon</i>	2	2011	2023	0.85	0.84	-10.97	Descenso moderado	Ampliamente distribuida
<i>Pieris brassicae</i>	6	2011	2023	0.27	0.24	-61.15	Descenso fuerte	Forestal
<i>Pieris napi</i>	5	2011	2023	0.96	0.96	-2.85	Estable	Forestal
<i>Pieris rapae</i>	6	2011	2023	0.82	0.80	-13.67	Descenso moderado	Ampliamente distribuida
<i>Plebejus argus</i>	5	2011	2023	3.87	4.38	167.79	Aumento fuerte	Forestal
<i>Polygonia c-album</i>	6	2011	2023	3.23	3.59	134.44	Aumento fuerte	Árido, xérico
<i>Polyommatus dorylas</i>	5	2011	2023	0.56	0.53	-34.43	Descenso fuerte	Árido, xérico
<i>Polyommatus escheri</i>	4	2015	2023	0.80	0.77	-22.99	Descenso fuerte	Generalista
<i>Polyommatus icarus</i>	6	2011	2023	3.07	3.40	126.17	Aumento fuerte	Generalista
<i>Polyommatus thersites</i>	6	2011	2023	2.06	2.20	69.07	Aumento fuerte	Generalista
<i>Pyronia bathseba</i>	2	2015	2023	0.92	0.91	-8.72	Estable	Generalista
<i>Pyronia tithonus</i>	4	2015	2023	2.00	2.21	121.07	Aumento fuerte	Generalista
<i>Satyrrium esculi</i>	2	2015	2023	3.17	3.74	273.74	Aumento fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Satyrrium spini</i>	3	2015	2023	0.28	0.24	-76.32	Descenso fuerte	Media montaña
<i>Speyeria aglaja</i>	5	2011	2023	2.73	2.99	107.74	Aumento fuerte	Generalista
<i>Thymelicus sylvestris</i>	2	2011	2023	0.29	0.26	-59.51	Descenso fuerte	Prados alpinos y subalpinos
<i>Vanessa atalanta</i>	6	2011	2023	0.56	0.53	-34.59	Descenso fuerte	Ampliamente distribuida
<i>Vanessa cardui</i>	6	2011	2023	2.71	2.96	106.30	Aumento fuerte	Ampliamente distribuida

De las 60 especies evaluadas, solo un 10% (*Boloria dia*, *Erebia epiphron*, *Hipparchia fagi*, *Lysandra bellargus*, *Pieris napi* y *Pyronia bathseba*), mostraron abundancias estables a lo largo del periodo. Entre estas especies destacan *Boloria dia*, mariposa de pastizales xerófilos, y la *Hipparchia fagi*, por ser una especie propia de hábitats forestales. Algo más de la mitad de las especies (52%) sufrieron descensos fuertes hasta 2023, frente al 33% que experimentó fuertes aumentos de

acuerdo con las categorías definidas. El 5% restante de las especies mostró descensos moderados en la abundancia (*¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*). Si tenemos en cuenta el hábitat que ocupan las especies, de las 60 analizadas 30% son especies que pueden considerarse como ampliamente distribuidas, 13% son propias de ambientes secos, áridos o xéricos, 12% prefieren los hábitats forestales y un 23% pueden considerarse generalistas, en total el 78% de las especies puede por tanto englobarse en alguna de estas categorías. Frente a estas, hasta un 18% correspondieron a especies propias de prados alpinos y subalpinos, mientras que solo un 5% pueden considerarse especies de media montaña (*Gráfico 6.42*).

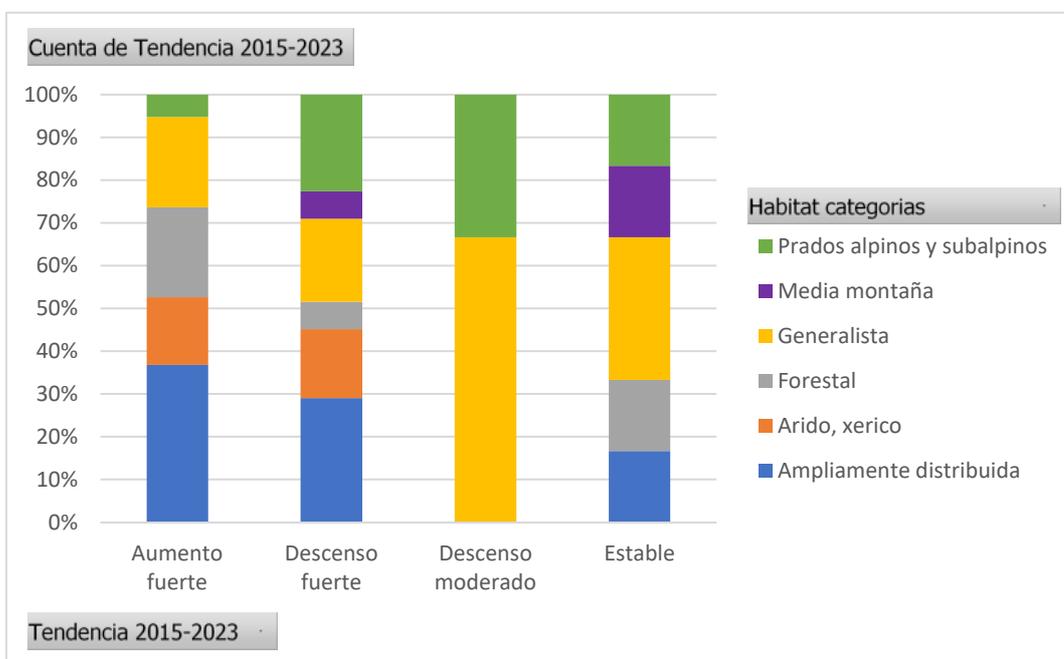


Gráfico 6.42 Clasificación de las especies analizadas (ver *¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*) por categoría de tendencia poblacional y categoría de hábitat. Datos expresados en tanto %

Entre las especies que presentan un aumento fuerte, hay predominancia de especies ampliamente distribuidas, seguidas por especies generalistas y de hábitats forestales. Entre las especies que experimentan descensos fuertes encontramos todo tipo de especies, incluyendo ampliamente distribuidas y generalistas, pero también especies propias de prados alpinos y subalpinos, en más o menos similar proporción. Con descensos moderados hay sobre todo especies generalistas, aunque una parte importante de las especies dentro de esta categoría

ocupa también prados alpinos y subalpinos. Entre las especies que permanecen estables, predominan las especies generalistas, apareciendo el resto de las especies (forestales, de prados de alta montaña, ampliamente distribuidas, forestales) dentro de esta categoría de tendencia en una proporción similar.

Debido al bajo tamaño muestral, no se encontraron diferencias significativas en cuanto a proporción de especies con una u otra tendencia en función del hábitat (test de la chi-cuadrado, p -valor = 0.51). No obstante, si agrupamos las especies por categorías de descenso (descenso fuerte y descenso moderado) y las que indican crecimiento o estabilidad (aumento fuerte y estable) (ver *Gráfico 6.43*).

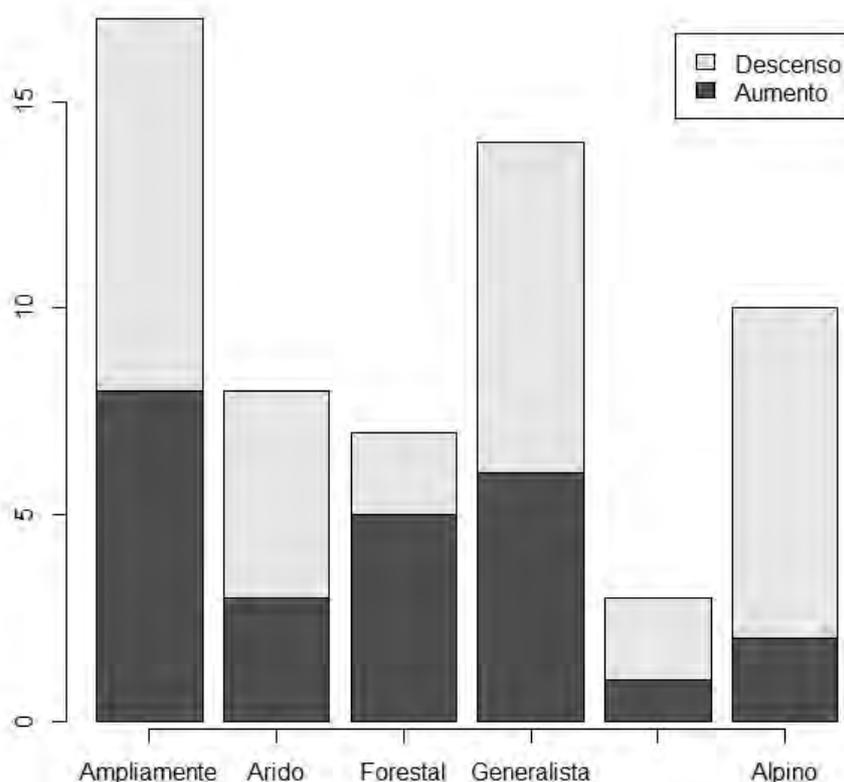


Gráfico 6.43 Clasificación de las especies analizadas (ver *¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.*) por categoría de hábitat y por categoría de tendencia simplificada (aumento frente a descenso). Se muestra el número de especies dentro de una u otra categoría.

No obstante, como el número de especies clasificadas en cada categoría de hábitat que quedan englobadas dentro de una u otra tendencia (“aumento” o “descenso”) no es proporcional, para garantizar que los datos que se observan en el *Gráfico 6.43* se interpretan correctamente, efectuamos también un análisis de chi-cuadrado. Aunque el test sigue sin resultar estadísticamente significativo ($p = 0.44$), en el *Gráfico 6.44* **Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestra la frecuencia esperada de especies en “Descenso” dentro de cada hábitat. Es decir, se muestra el conteo de especies con una tendencia de “Descenso” en una u otra categoría de hábitat que esperaríamos si las variables fueran independientes o, dicho de otra manera, si la proporción de especies en “Aumento” y “Descenso” dentro de ese hábitat fuera la misma.

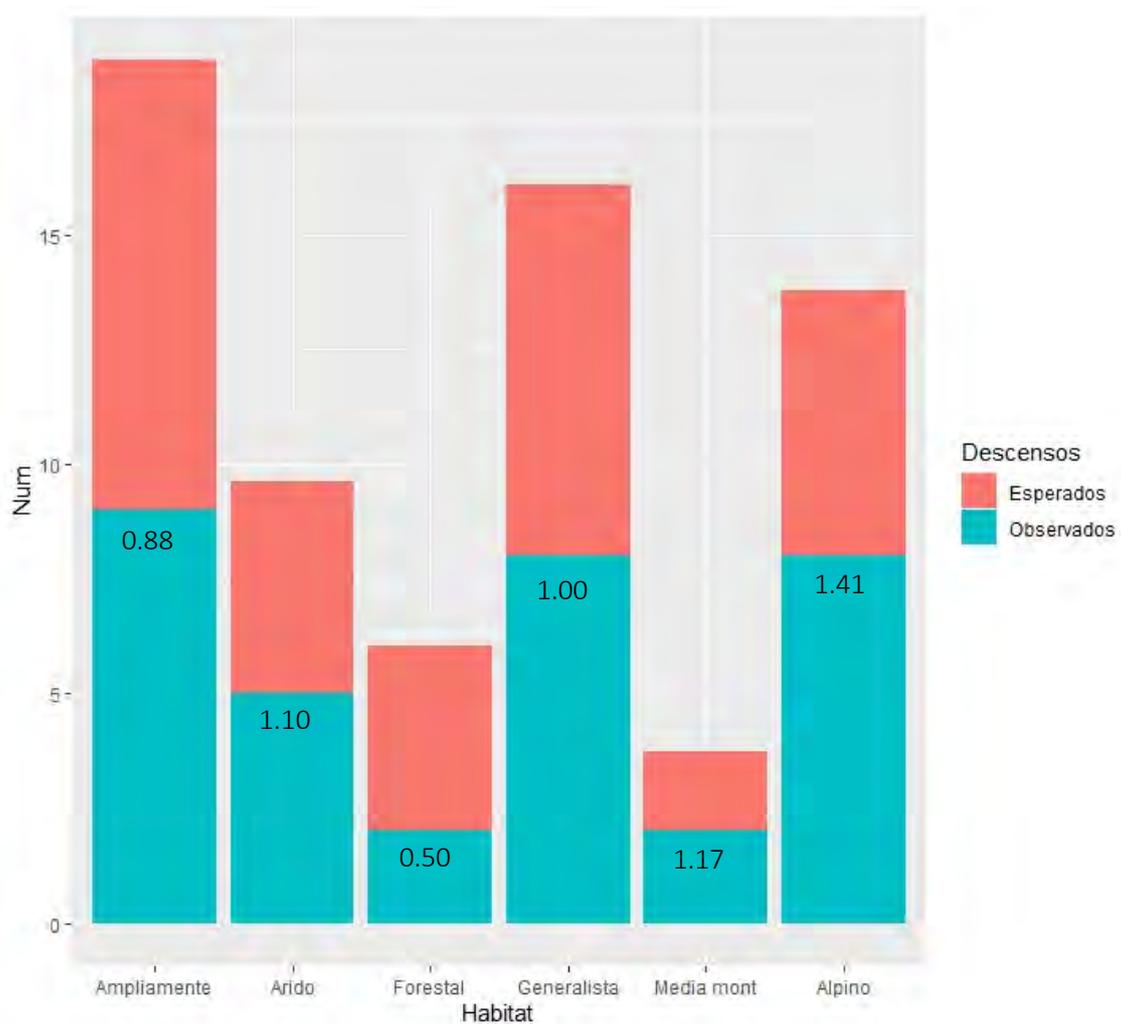


Gráfico 6.44 Número esperado y observado de especies consideradas en “Descenso” (descenso moderado o descenso fuerte) por categoría de hábitat (ver clasificación de las especies)

*analizadas en la **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Los números sobre las barras indican la ratio entre el número observado y esperado de especies en descenso.*

Estos resultados nos muestran que, entre las especies generalistas, el número de ellas en descenso esperadas y observadas es prácticamente el mismo. Esto nos indica que la proporción de especies que aumentan o disminuyen en este grupo es similar (ratio entre observados y esperados cercano a 1, **Gráfico 6.44****Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). Sin embargo, en lo que se refiere a las especies ampliamente distribuidas, se ha observado un número inferior de especies que disminuyen en relación al esperado, lo que significa que, en este grupo, es mayor la proporción de especies que presentan una tendencia positiva o estable (la ratio observados/esperados es inferior a 1). Entre las forestales, el número de especies que se observan en descenso es claramente menor al esperado (ratio observados/esperados = 0.50), es decir, que la proporción de especies forestales que muestran tendencias estables o de crecimiento es notablemente mayor de lo que cabría esperar (prácticamente el doble) (**Gráfico 6.44**). Contrastando con estas, en las de prados alpinos y subalpinos, sucede a la inversa, siendo el número de especies en disminución mayor de lo esperado (ratio entre observados y esperados de 1.41), de tal manera que la proporción de especies alpinas y subalpinas que se encuentran en disminución es superior a la de aquellas que están estables o en aumento. Algo parecido sucede en las especies propias de la media montaña, aunque en este caso, las diferencias entre observados y esperados no son tan marcadas (ratio observados/esperados = 1.17). Finalmente, el número observado de especies de ambientes áridos que está en descenso es también superior al que habríamos esperado si no hubiera diferencias (ratio observados/esperados = 1.10).

6.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

- ✘ Los recorridos de 2023 no han permitido obtener ningún contacto con la mariposa hormiguera oscura (*Phengaris arion*), ni en la redescubierta colonia de Soaso (Jubete *et al.*, 2022) ni en la colonia de Revilla. Estos datos ponen de manifiesto la crítica situación en la que se encuentra la especie y recomiendan acometer de forma urgente actuaciones de gestión del hábitat para intentar revertir esta situación.
- ✘ La tasa de cambio poblacional para todo el Parque sigue siendo negativa y ligeramente superior a la registrada en el año 2022 (-5%), aunque la tendencia global del parque estaría dentro de la categoría de “Estable”. Sin embargo, es de señalar que los recorridos de Pineta y Soaso presentan tasas de cambio claramente negativas (-42% y -37% respectivamente), siendo en ellos la tendencia de “Descenso fuerte” en los dos últimos. Estos resultados siguen mostrando que son las zonas latitudinalmente elevadas las que presentan un descenso poblacional más evidente. Contrastando con estos descensos, las tendencias de población en el recorrido de las Cutas nuevamente arrojan unos valores positivos (+48%) aunque no se puede identificar aumento claro debido a la enorme variación que presenta el número de ejemplares en este recorrido a lo largo de la serie.
- ✘ Apoyando las conclusiones derivadas del análisis por recorridos, el análisis por especies, aun no siendo estadísticamente significativo debido al bajo tamaño muestral, parece indicar que aquellas en las que la pérdida de efectivos a lo largo del periodo es más frecuente son las que ocupan hábitats de media y alta montaña (prados alpinos y subalpinos) y, hasta cierto punto también, las especies de hábitats áridos o xéricos. En contraste con estos resultados, particularmente las especies forestales, y también las ampliamente distribuidas, aunque estas últimas en mucho menor medida, parecen haber incrementado su número desde el año 2015, mientras que la proporción de especies generalistas que aumentan o disminuyen es similar.
- ✘ La continuidad de los trabajos de seguimiento en los próximos años permitirá obtener nuevos datos que ayudarán a esclarecer la tendencia a largo plazo en las Cutas y en el resto de los recorridos en el conjunto del parque nacional.

6.6 REFERENCIAS

- Abós Castel, P. (1988). Mariposas diurnas del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Naturaleza en Aragón 2*. Diputación General de Aragón.
- Brereton, T.M., Roy, D.B., Middlebrook, M., Botham, M., Warren, M. (2011). The development of butterfly indicators in the United Kingdom and assessments in 2010. *Journal of Insect Conservation* 139–151. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9333-z>.
- Dincă, V., Wiklund, C., Lukhtanov, V., A Kodandaramaiah, U., Norén, K., Dapporto, L., Wahlberg, N., Vila. R. y Friberg, M. (2013). Reproductive isolation and patterns of genetic differentiation in a cryptic butterfly species complex. *Journal of Evolutionary Biology*, 26 (10), 2095-2106.
- Embacher, G. (1996) Beitrag zur Verbreitung und Biologie von *Leptidea sinapis* (Linnaeus, 1758) und *L. reali* Reissinger, 1989 (Lepidoptera: Pieridae, Dismorphiinae). *Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen*, 48, 107–112.
- 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.*, 11.
- Jubete, F., R. Antor y E. Villagrasa (2018). Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón*. Informe inédito.
- Jubete, F., R. Antor y F. Villaespesa (2019). Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón*. Informe inédito.
- Jubete, F., R. Antor y E. Villagrasa (2020). Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón*. Informe inédito.

- Jubete, F., R. Antor y F. Villaespasa (2021). Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón*. Informe inédito.
- Jubete, F., R. Antor y F. Villaespasa (2022). Seguimiento de lepidópteros en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido, Gobierno de Aragón*. Informe inédito.
- Knape, J., (2016). Decomposing trends in Swedish bird populations using generalized additive mixed models, 53(6), 1852-1861. <https://doi.org/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 ed. Routledge.
- Monasterio-León, Y. (coord.), A. García-Carrillo, R. Vila-Ujaldón, J.C. Vicente-Arranz, R. Escobés-Jiménez, J.A. García-Alama, O. Moreno-Iriondo, J. Hernández-Roldán, B. Parra-Arjona, E. Murria-Beltrán, J. Antón-Lazaro, A. Baquero-Herce, J. Olivares-Villegas, J.M. Barea-Azcón, R. Pérez-Fernández, J. Jubani-Fontanillas, D. Gutiérrez-García, S. Montagud-Alario, M. López-Ildfonso, P.M. Fernández Bisson y J. A. Delgado-Bello (2017). Propuesta Actualizada de nombres comunes en castellano de las mariposas de la Península Ibérica, Baleares y Canarias (Lepidoptera: Papilionoidea). *Bol. SEA*, 60, 463-483.
- Murria, E., R. Antor y E. Villagrana (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.
- Pannekoek, J. y Van Strien, A. (2005). TRIM 3 manual (TRends and Indices for Monitoring data), *Statistics Netherlands*.
- Pollard, E. (1977). A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological Conservation*, 12, 115-134.

- Pollard, E. y Yates, T.J. (1994). Monitoring butterflies for ecology and conservation: the British butterfly monitoring scheme. *Springer Science & Business Media* *Springer Science & Business Media*.
- 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. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12561>.
- Stefanescu, C. y Torre, I. (2011). Recent trends in butterfly populations from north-east Spain and Andorra in the light of habitat and climate change. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9325-z>.
- Van Swaay, C.A.M., Nowicki, P., Settele, J. y Van Strien, A. (2008). Butterfly monitoring in Europe: Methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 17, 3455–3469. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9491-4>.
- Vila, R., C. Stefanescu y J.M. Sesma (2018). Guia de les papallones diürnes de Catalunya. *Lynx Edicions*.
- Wepprich, T., Adrion, J.R., Ries, L. y Wiedmann, J. (2019). Butterfly abundance declines over 20 years of systematic monitoring in Ohio, *USA* 1–21.
- Wiemers, M., E. Balletto, V. Dincă, Z. Faltynek Fric, G. Lamas, V. Lukhtanov, M.L. Munguira, C.A.M. van Swaay, R. Vila, A. Vliegthart, N. Wahlberg y R. Verovnik. (2018). An updated checklist of the European Butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea). *ZooKeys* 811, 9.



Capítulo 7



Control de fauna piscícola exótica

PROPUESTA RB-34009
Memoria V1. 2023

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 Medio Ambiente
y Turismo

CONTROL DE FAUNA PISCÍCOLA EXÓTICA

Memoria final 2023

Dirección de la propuesta

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

Noemí Cambra Samper. Jefa 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. Trabajo de campo, coordinación y redacción del informe.

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

Ana Trujillano. Técnico 2. Trabajo de campo y revisión del informe.

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

Beatriz García Prieto. Ayudante técnico. Trabajo de campo y revisión del informe.

Personal colaborador

SARGA- Gobierno de Aragón

Cristina Abad. Técnico 2. Trabajo de campo.

Marta Zubiaurre. Técnico 2. Trabajo de campo.

Carlos Catalá. Técnico 2. Trabajo de campo.

Jesús Laín. Ayudante técnico. Trabajo de campo.

Sergio Nerín. Mantenimiento PNOMP. Trabajo de campo.

Víctor Fonseca. Mantenimiento PNOMP. Trabajo de campo.

PNOMP- Gobierno de Aragón

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



Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Jimeno, P., Trujillano, A., García Prieto, B., Carmena, F. y Cambra, N. (2023). Capítulo 7. Control de fauna piscícola exótica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2023: 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

7.1.	RESUMEN	306
7.2.	INTRODUCCIÓN	307
	7.2.1 <i>El salvelino. Eliminación de una especie exótica invasora</i>	307
	7.2.2 <i>Restauración del hábitat en el Soaso de Ordesa</i>	309
7.3.	METODOLOGÍA	310
	7.3.1 <i>Eliminación del salvelino (Salvelinus fontinalis) del humedal As Fuens</i>	311
	7.3.2 <i>Restauración del hábitat en el Soaso de Ordesa</i>	312
7.4.	RESULTADOS.....	313
	7.4.1 <i>Eliminación del salvelino del humedal As Fuens</i>	313
	7.4.2 <i>Restauración del río Arazas en Soaso de Ordesa</i>	319
7.5.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	325
7.6.	REFERENCIAS	328
7.7.	BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA	330

7.1. RESUMEN

En 2023 y por séptima temporada consecutiva, se han realizado los trabajos de control de fauna piscícola exótica en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP), con la continuación de las labores de descaste del salvelino (*Salvelinus fontinalis*) en el humedal de 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 Nacional en la década de los sesenta del siglo pasado para fomentar su pesca deportiva. En nuestros días su distribución conocida en el PNOMP se limita al humedal de As Fuens, próximo a la Pradera de Ordesa.

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 común (*Salmo trutta*). 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 puente del Fresno.

En 2023 se han capturado y eliminado seis ejemplares de salvelino, lo que da un total acumulado de capturas de la especie retirados del humedal de As Fuens en el periodo 2017 – 2023, de 534 ejemplares. A su vez, en 2023, se capturaron un total de 24 ejemplares de trucha en el humedal que fueron devueltas al cauce principal del río Arazas.

Por otro lado, se ha continuado con las tareas de restauración del hábitat para rana pirenaica (*Rana pyrenaica*) en la parte alta del valle de Ordesa (Soaso), con la traslocación de ejemplares de trucha común a tramos situados 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 mediante la retirada de la trucha de la cabecera del río Arazas.

Esta temporada se formaron dos equipos de trabajo dedicando una intensa jornada a estos trabajos de descaste en el Soaso de Ordesa. En total se retiraron del área 341 ejemplares de trucha. Las acciones de erradicación de la trucha del Soaso de Ordesa se iniciaron en 2018, y a lo largo de estas seis campañas se ha conseguido erradicar de dicho tramo 2427 ejemplares.

7.2. INTRODUCCIÓN

7.2.1 *El salvelino. Eliminación de una especie exótica invasora*

El salvelino 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 Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) (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).



Imagen 7.1 Ejemplar adulto de salvelino (*Salvelinus fontinalis*).

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 izquierda del río Arazas. Este humedal se abastece por medio de unas fuentes permanentes, además del agua 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.



Imagen 7.2 Humedal As Fuens.

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 et al., 2001; Kitano, 2004; Cucherousset y Olden, 2011; Tiberti et al., 2014; García-Berthou et al., 2015; Ventura et al., 2016). En España, su mayor impacto se produce sobre las poblaciones de anfibios, tanto anuros como urodelos (Braña et al., 1996; Bosch et al., 2006, Bosch y Fernández-Beaskoetxea, 2014) a los que acaba desplazando de sus hábitats. También altera y desestructura las comunidades de macro invertebrados acuáticos, pudiendo causar la desaparición de algunas especies (Granados et al., 2006; Tiberti et al., 2014).

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 (*Bufo spinosus*) y partero (*Alytes algogavarii*), rana bermeja (*Rana temporaria*) y pirenaica, además de tritón pirenaico (*Calotriton asper*) 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 y la rana pirenaica, con números meramente anecdóticos.



Imagen 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.

Los trabajos de descaste de salvelino en el Parque Nacional se iniciaron en 2017 y han tenido continuidad hasta la presente temporada. Para realizarlos se ha contado con equipos de pesca eléctrica ligeros de tipo mariposa. Los trabajos de descaste se realizan a finales de verano y/o comienzos del otoño, antes de la freza de la especie y aprovechando el máximo estiaje del río Arazas. 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 (J. Bosch, comunicación personal).

7.2.2 Restauración del hábitat en el Soaso de Ordesa

Durante el siglo XX se efectuaron numerosas repoblaciones de trucha común 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 urodolos y anuros, fragmentando sus hábitats y obligándolos a elegir otros sub-óptimos.

El PNOMP no ha sido ajeno a estos sucesos. Hoy en día encontramos trucha común a todo lo largo del río Arazas hasta la Cola de Caballo, con un claro origen antrópico. Los estudios genéticos que se han realizado en el Parque Nacional muestran líneas genéticas de procedencia tanto atlántica como mediterránea, lo que demuestra su origen introducido (Almodóvar et al., 2009; Ginés-Llorens, 2006). 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.

Por ello, desde hace seis temporadas, se realizan las labores de descaste de trucha en el conocido como Soaso de Ordesa. Estos trabajos, tienen por objeto eliminar las truchas del cauce del río Arazas en esa cabecera, con intención de que estos hábitats acuáticos queden disponibles para ser ocupados por especies de anfibios endémicos como es el caso de rana pirenaica y tritón pirenaico, contribuyendo de esta manera a su conservación.

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 técnicas de pesca eléctrica con la ayuda de equipos portátiles ligeros, de tipo mariposa.

La época del año elegida fue entre finales de agosto y comienzos del mes de octubre, coincidiendo con el máximo estiaje del río Arazas y con carácter previo al comienzo de la época de freza de ambas especies.

El equipo de trabajo 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, a los equipos dedicados a la pesca y a la medición de los ejemplares, ha de sumarse otro para el traslado de los ejemplares aguas abajo de los sistemas de cascadas que impedirán su regreso.



Imagen 7.4 Equipo de pesca portátil tipo mariposa usado en el desarrollo del trabajo.

7.3.1 Eliminación del salvelino (*Salvelinus fontinalis*) del humedal As Fuens

En este trabajo se realizan pasadas múltiples con el equipo de pesca eléctrica sobre toda la longitud del humedal, procurando cubrir toda su superficie; el avance es lento y la pesca meticulosa, intentando que no se escape ningún ejemplar.

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.

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 Von Bertalanffy (1938)) y para representar sus respectivas abundancias relativas.



Imagen 7.5 Ejemplar de salvelino (*Salvelinus fontinalis*) capturado en As Fuens.

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

Para realizar este trabajo se contó con dos equipos de trabajo. El primero de ellos, muestreó un tramo de unos cientos de metros que va desde el principio de las gradas de Soaso hasta que el agua se infiltra en el lecho del río. El segundo equipo se centró en un tramo aguas arriba, que discurre unos cientos de metros con agua superficial antes de infiltrarse y que llega hasta la cascada de Cola de caballo.

Los ejemplares de trucha capturados fueron mantenidos vivos en nasas sumergidas en el río para tal efecto. Posteriormente fueron trasladados aguas abajo de las cascadas de las Gradas 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 realizar frecuentes porteos de ejemplares cada poco tiempo, a la par que se efectúan las pescas.

Los datos de las capturas y de las mediciones efectuadas fueron trasladados a fichas de formato Excel para su posterior análisis y representación (ver Anexo II\capítulo 7).

7.4. RESULTADOS

7.3.1 Eliminación del salvelino del humedal As Fuens

El trabajo de eliminación de salvelino se realizó durante los días 23 y 31 de agosto de 2023 en el paraje conocido como As Fuens, situado en la parte media del valle de Ordesa. En el humedal había más agua que en temporadas anteriores, si bien los trabajos de pesca eléctrica se pudieron completar adecuadamente y sin incidencias reseñables.

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 tratar de comprobar si el salvelino colonizaba los tramos próximos al humedal; al igual que en años anteriores sólo se confirmó la presencia de trucha común.

A continuación, se sintetizan en una serie de tablas y gráficos los resultados de las capturas obtenidos en el trabajo de descaste en la presente temporada 2023. El trabajo consistió en la realización de cinco pasadas con equipos de pesca eléctrica sobre el cauce del humedal en toda su longitud y, en la retirada de todos los ejemplares detectados.

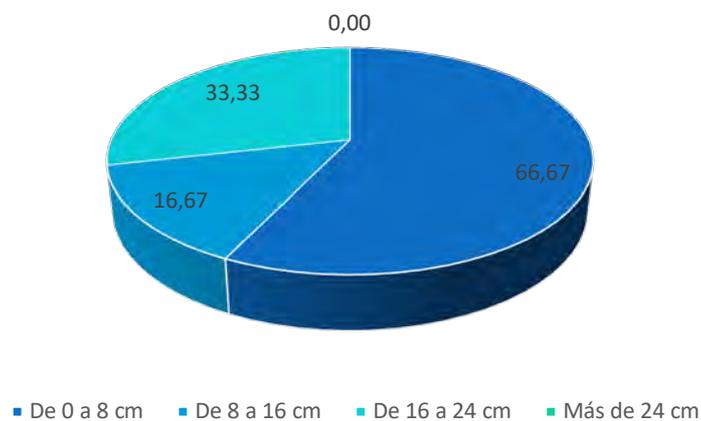
Los ejemplares recuperados fueron contabilizados y medidos tras cada pasada efectuada. Los salvelinos se sacrificaron, mientras que las truchas fueron liberadas al río Arazas, en su cauce principal.

Tabla 7.1 Capturas de salvelino en el humedal As Fuens en 2023.

EJEMPLARES	1ª PASADA	2ª PASADA	3ª PASADA	4ª PASADA	5ª PASADA	TOTAL
De 0 a 8 cm	1	1	1	0	1	4
De 8 a 16 cm	1	0	0	0	0	1
De 16 a 24 cm	0	0	0	1	0	1
Más de 24 cm	0	0	0	0	0	0
TOTAL	2	1	1	1	1	6

Tabla 7.2 Capturas de trucha en el humedal As Fuens en 2023.

EJEMPLARES	1ª PASADA	2ª PASADA	3ª PASADA	4ª PASADA	5ª PASADA	TOTAL
De 0 a 8 cm	2	2	5	2	1	12
De 8 a 16 cm	1	2	0	2	1	6
De 16 a 24 cm	3	2	0	1	0	6
Más de 24 cm	0	0	0	0	0	0
TOTAL	6	6	5	5	2	24

Estructura poblacional de salvelino en As Fuens en 2023 en %**Gráfico 7.1** Estructura poblacional de salvelino en As Fuens en 2023.

Estructura poblacional de trucha en As Fuens en 2023 en %

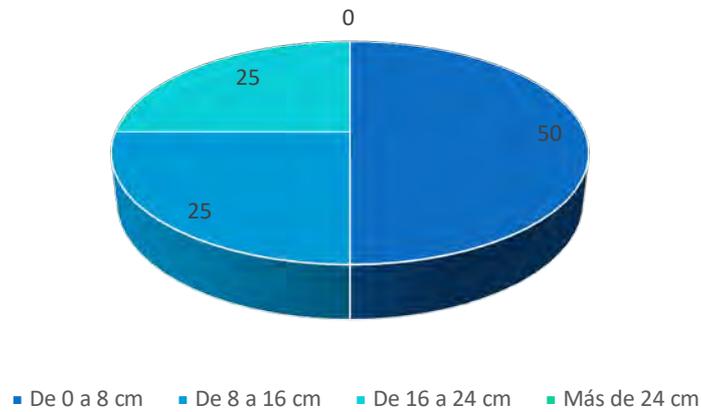


Gráfico 7.2 Estructura poblacional de trucha en As Fuens en 2023.

Como puede observarse en las tablas y figuras, los números poblaciones de salvelino capturados en el humedal As Fuens, son mínimos, prácticamente testimoniales tras llevar realizando labores de descaste un total de siete temporadas consecutivas. Las escasas capturas de individuos este año confirman que hubo una mínima reproducción el año pasado, por lo que se deduce que, al menos dos ejemplares adultos escaparon de las pescas. La única hembra que se capturó este año de la clase 2+ se encontraba grávida, llena de huevos a finales del mes de agosto.

También se observa, como prácticamente las dos terceras partes de las capturas de trucha de este año, se corresponden a la clase alevines (con el 67% de las capturas), y aparecen en menor medida (1/3 del total) las clases de edad 1+ y 2+, estando ausentes los ejemplares de más de tres años.

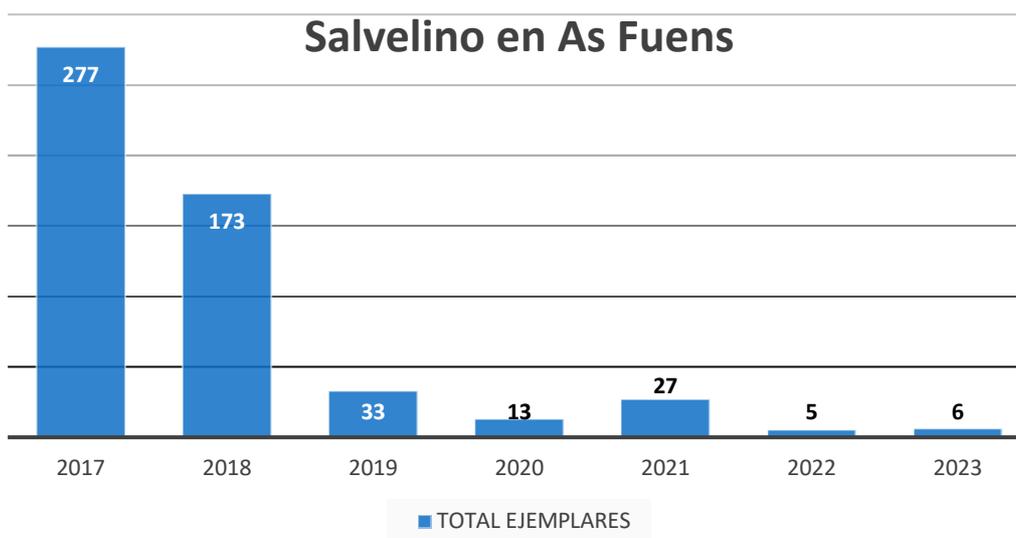


Gráfico 7.3 Capturas totales de salvelino en As Fuens.

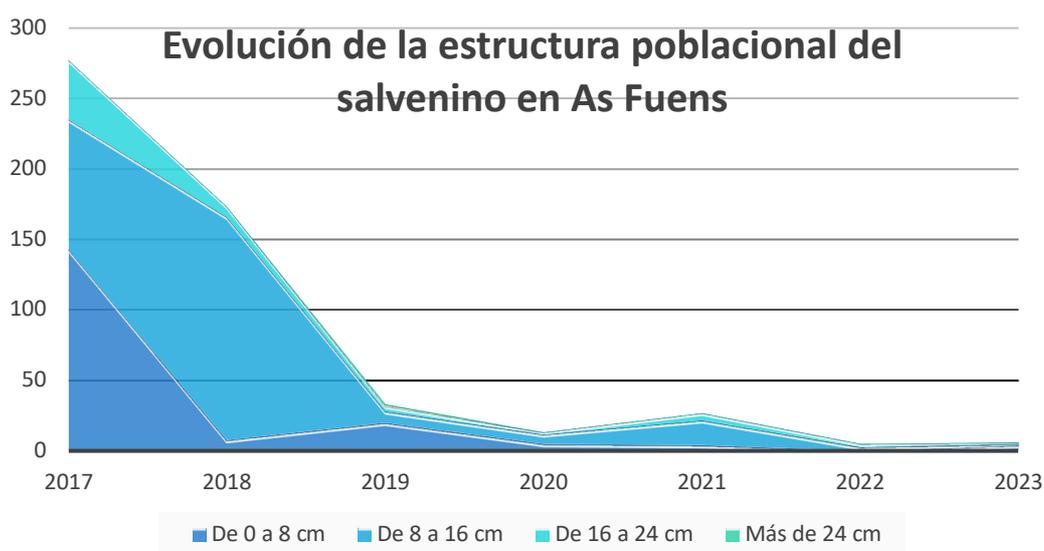


Gráfico 7.4 Estructura poblacional anual de salvelino en As Fuens (en número de ejemplares).

En las gráficas 7.3 y 7.4 puede observarse la evolución temporal de las capturas de salvelino, con el grueso del núcleo poblacional retirado fundamentalmente en los primeros dos años de trabajo y las mínimas capturas que se han producido en los dos últimos años, indicando que queda ya una escasa presencia de la especie en el humedal.

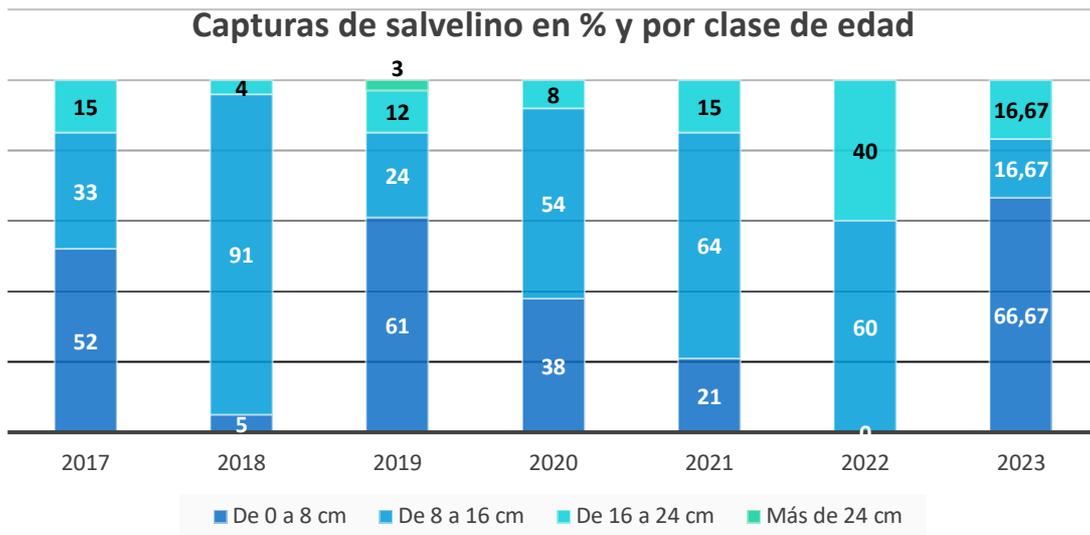


Gráfico 7.5 Estructura poblacional anual de salvelino en As Fuens (en porcentaje).

Por otro lado, se resume también en el gráfico 7.6 cuales han sido las capturas de trucha común en el mismo humedal; tras un ligero repunte de las capturas el segundo año –coincidente con la gran retirada de salvelinos del primer año- las capturas de truchas han ido descendiendo progresivamente en el humedal, a pesar de que las truchas son devueltas en un tramo del Arazas adyacente. Así, todo parece indicar que los ejemplares liberados no vuelven a colonizar el humedal, o si lo hacen, es en bajo número.

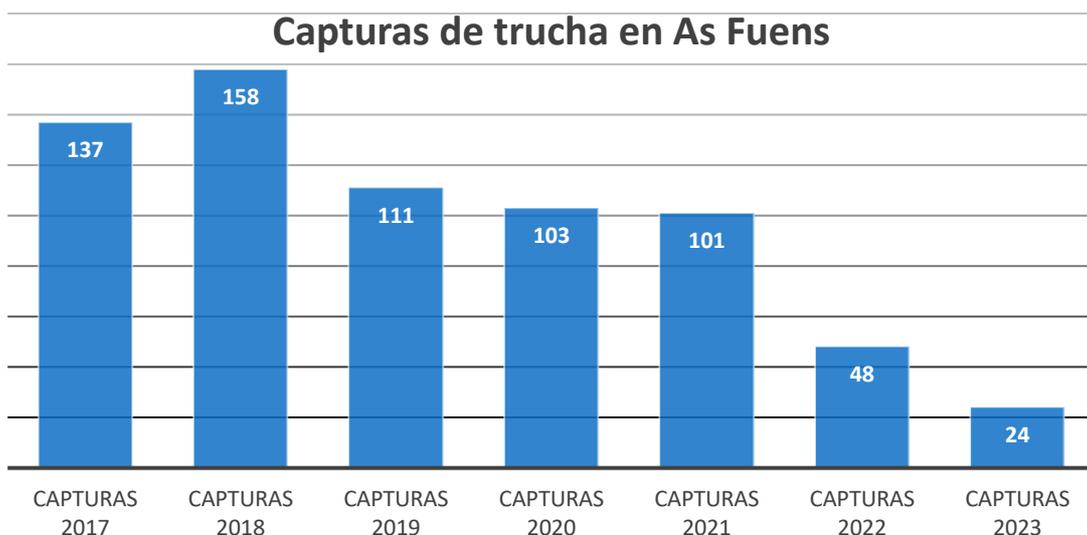


Gráfico 7.6 Capturas totales de trucha en As Fuens.

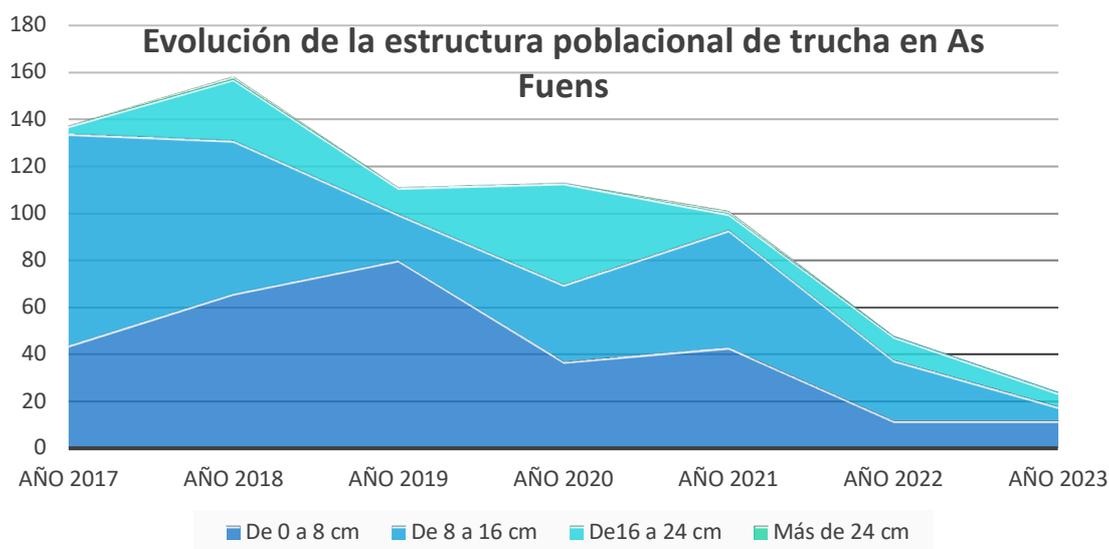


Gráfico 7.7 Estructura poblacional anual de trucha en As Fuens (en número de ejemplares).

Capturas de trucha en % y por clases de edad

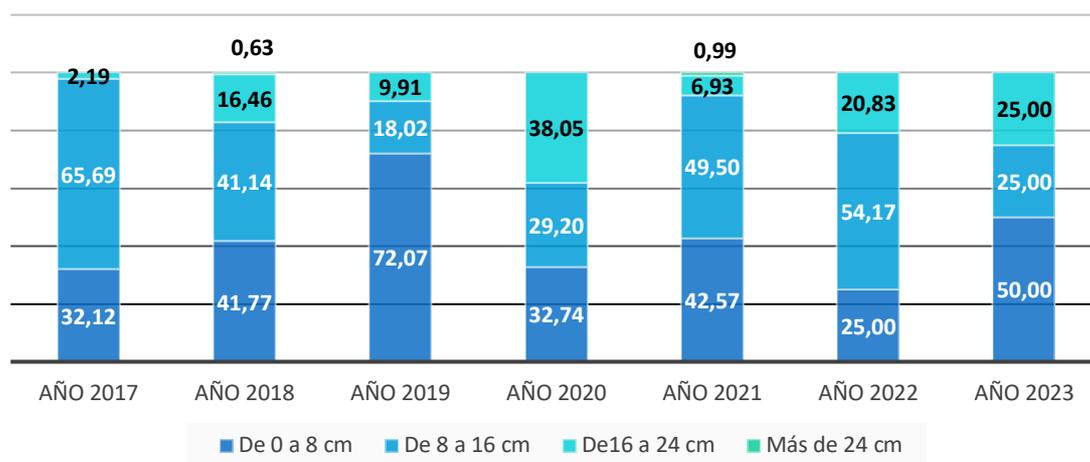


Gráfico 7.8 Estructura poblacional anual de trucha en As Fuens (en porcentaje).

Por último, a lo largo de estos años, además de tomar las mediciones de la longitud furcal se ha recogido también el peso de los ejemplares, para poder representar la relación longitud-peso del salvelino en este humedal y poder compararla, con la información obtenida en otras localidades. En el gráfico 7.9 se representa dicha relación (n=205)

Relación peso-longitud furcal en el salvelino

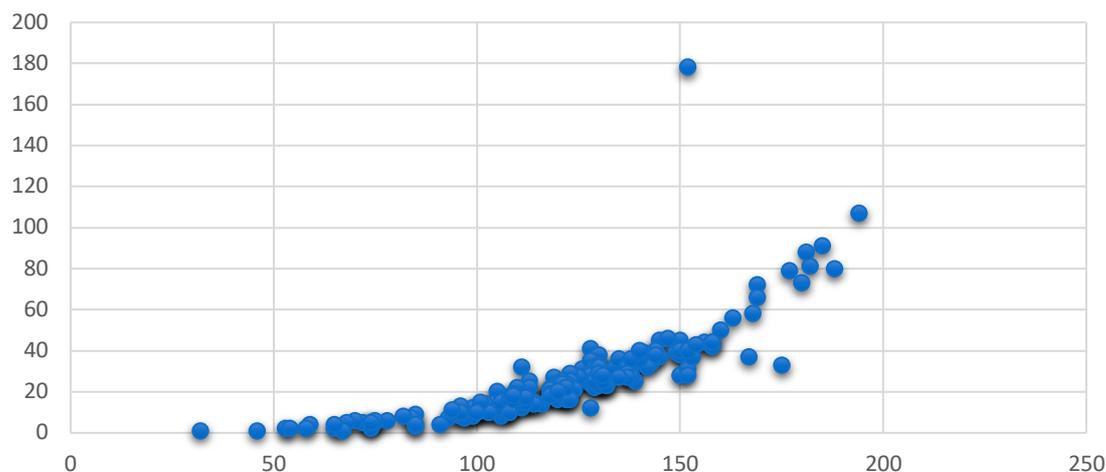


Gráfico 7.9 Relación peso (ordenadas) y longitud furcal (abscisas) de salvelino en As Fuens.

7.4.2 Restauración del río Arazas en Soaso de Ordesa

Este año se llevó a cabo la sexta campaña de retirada de trucha común en el tramo de río Arazas comprendido entre las Gradadas de Soaso y la cascada Cola de Caballo. Se trabajó sobre dos tramos distintos, ya que parte del río se encontraba infiltrado. El primero de ellos comprendió unos 660 metros de longitud, iniciándose justo aguas abajo de la cascada Cola de caballo y acabando en el punto donde el agua se infiltraba. El segundo tramo, de una longitud algo inferior al primero (en torno a 600 metros), se situó justo aguas arriba del paraje Gradadas de Soaso y abarcó, desde el punto en que el agua de nuevo recuperaba la superficialidad, hasta los primeros resaltes de las Gradadas.

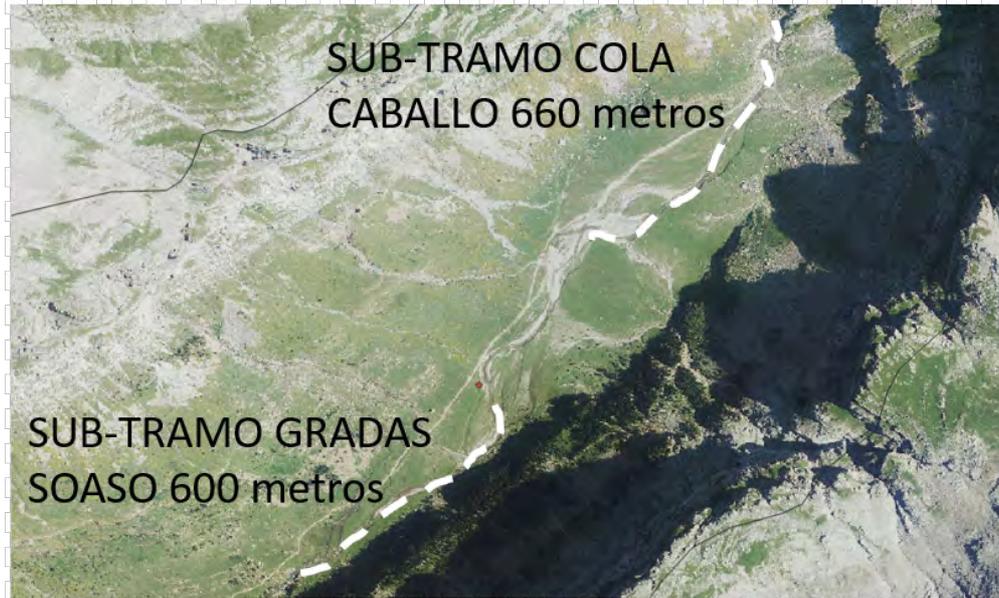


Imagen 7.6 Ortoimagen con situación de los dos subtramos de trabajo en el Soaso de Ordesa

Los trabajos se realizaron el día 5 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 simplificado el trabajo, ya que se encontraron largos tramos del río completamente infiltrados. El traslado de las truchas aguas abajo de la zona de cascadas para su suelta, se realizó eficazmente y sin bajas por daños colaterales.



Imagen 7.7 Tramo de cauce del río Arazas en seco, en el Soaso de Ordesa.

Como resultado de los trabajos de descaste, en 2023 se han capturado y retirado un total de 341 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, tras ser pesados y medidos; la existencia de varias cascadas impedirá que las truchas puedan remontar y colonizar de nuevo este tramo.



Imagen 7.8 Sistema de cascadas de As Gradas, barrera natural que separa el Soaso de la parte media del valle de Ordesa.

A continuación, se muestra en una serie de tablas y gráficas cómo se desarrollaron las capturas en los dos sub-tramos y cómo está estructurada la población de trucha del río Arazas en el año 2023.

Tabla 7.3 Capturas de trucha en el Soaso de Ordesa en 2023.

EJEMPLARES	COLA CABALLO	GRADAS SOASO	TOTAL
De 0 a 8 cm	2	73	142
De 8 a 16 cm	16	168	184
De 16 a 24 cm	19	52	71
Más de 24 cm	2	9	11
TOTAL	39	302	341

Trucha en subtramo Cola Caballo

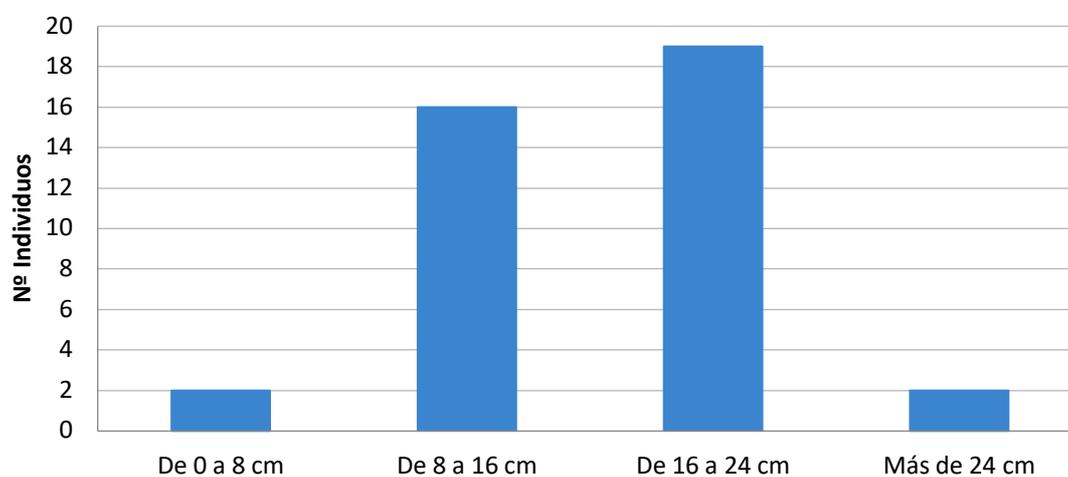


Gráfico 7.10 Ejemplares de trucha capturados en el río Arazas en el sub-tramo de Cola de caballo.

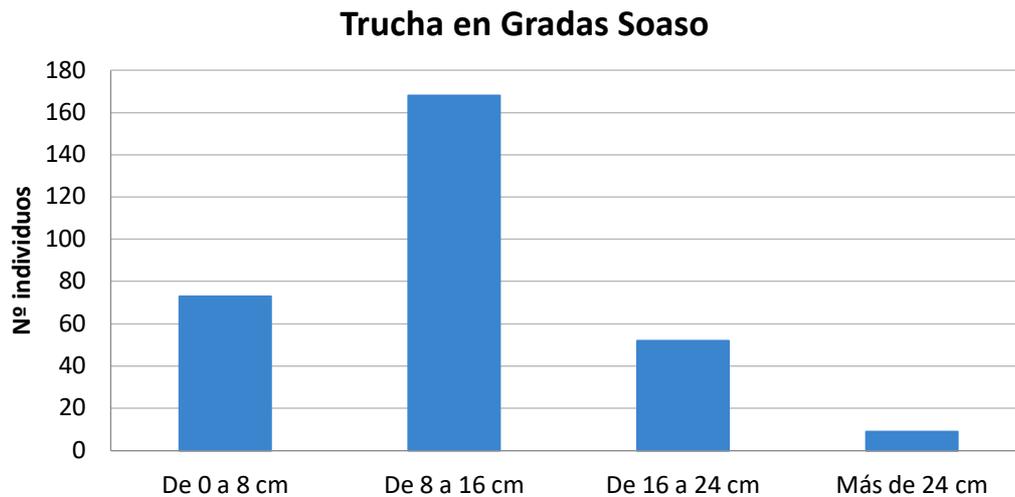


Gráfico 7.11 Ejemplares de trucha capturados en el río Arayas en el sub-tramo de Gradass de Soaso.

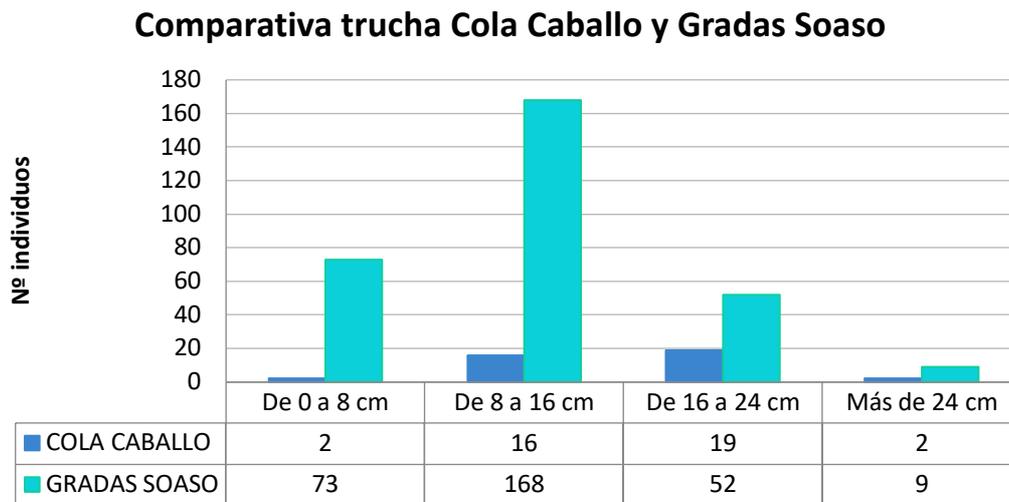


Gráfico 7.12 Comparativa de ejemplares de trucha capturados en el río Arayas en los dos sub-tramos estudiados.

Si se observa el gráfico 7.12 puede comprobarse como la trucha es mucho más abundante actualmente en el tramo que hay justo al comienzo de las gradass de Soaso que en el que está justo aguas abajo de Cola de caballo.

Se sintetiza a continuación los resultados de los descastes realizados en el Soaso de Ordesa a lo largo de estos seis últimos años. Cabe destacar que, en las dos últimas temporadas, el esfuerzo de muestreo se ha multiplicado x 2, al poder contar con dos equipos de pesca eléctrica.

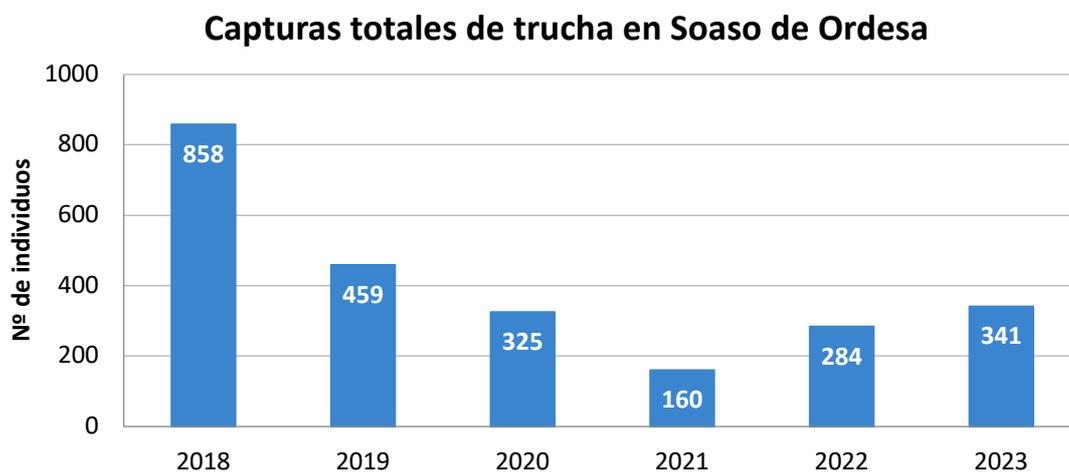


Gráfico 7.13 Capturas totales de trucha en el río Arazas en el Soaso de Ordesa.

Y se representan en el siguiente gráfico cómo estaba cada año estructurada la población de trucha en esta localidad (en %).

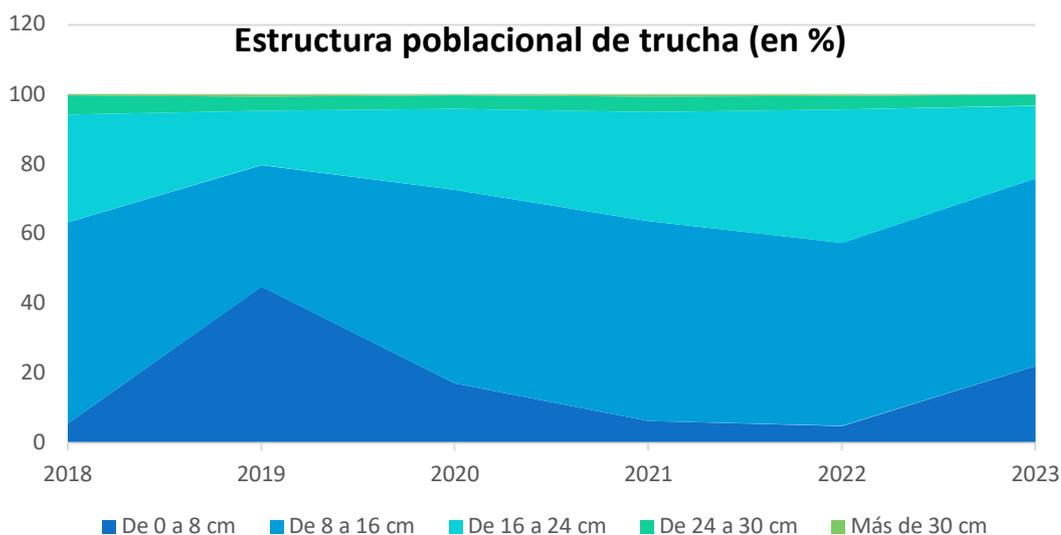


Gráfico 7.14 Estructura poblacional anual de trucha en el río Arazas (Soaso de Ordesa).

7.5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

Se ha desarrollado la séptima temporada de control y eliminación de salvelino en el humedal As Fuens del valle de Ordesa, con la captura y retirada de seis ejemplares en las dos jornadas de trabajo que se han invertido en 2023. A lo largo de estos siete años de trabajo se ha conseguido la retirada de 540 ejemplares del humedal: 277 individuos en 2017, 173 en 2018, 33 en 2019, 13 en 2020, 27 en 2021 y 5 en 2022.

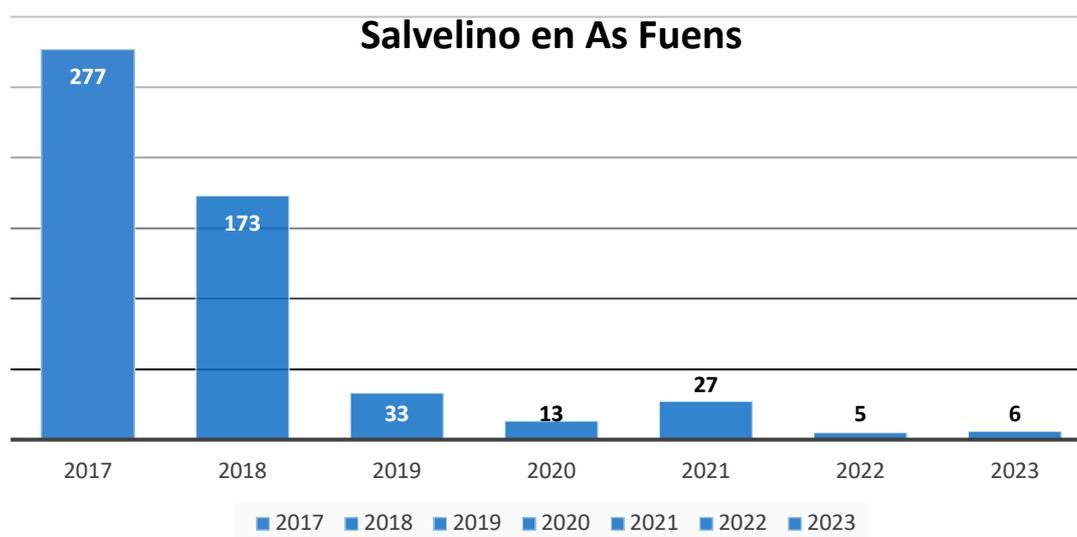


Gráfico 7.15 Capturas totales de trucha en As Fuens

En los dos últimos años las capturas de esta especie han sido mínimas, lo que apunta a que el núcleo poblacional ha quedado casi desaparecido. De hecho, los once ejemplares de los últimos años suponen apenas un 2 % del núcleo poblacional originario.

En las pescas de este año se han capturado algunos ejemplares alevines, lo que indica que el año pasado, aún se produjo un mínimo reclutamiento de la especie en el humedal. Además, se ha conseguido capturar uno de los individuos adultos que pudo reproducirse el año pasado, con lo que se confía en que este año ya no se de reproducción de la especie. Esta cuestión habrá que confirmarla en sucesivas pescas. Además, es muy importante continuar, o incluso redoblar, el esfuerzo de muestreo para evitar que alguno de los alevines que han podido quedar en el humedal se haga adulto y se reproduzca, lo que puede demorar el éxito de la acción de descaste alguna temporada más.

Es interesante que este año se ha comprobado la presencia y reproducción en As Fuens de una especie endémica de anfibio como es el tritón pirenaico, lo cual podría ser consecuencia de los descastes efectuados, que han podido quitar mucha presión de depredación. Por otro lado, rana pirenaica, que se encuentra en la zona adyacente al humedal, podría ser otra especie beneficiada a corto plazo a consecuencia de la reducción en el número de peces.



Imagen 7.9 Larva de tritón pirenaico detectada este año en el humedal As Fuens.

Otra cuestión destacable es que parece que los descastes de salvelino no han provocado un aumento de la densidad de trucha en el humedal. Llama la atención que la población de trucha, en vez de ir a más, -al no tener la competencia de los salvelinos-, ha ido a menos, lo que podría indicar que la trucha no puede recolonizar fácilmente este regato de As Fuens, a pesar de estar muy cerca del cauce del río Arazas propiamente dicho.

Las tasas de crecimiento que se han registrado para el salvelino a lo largo de los años en nuestro trabajo, están en consonancia con lo que se apunta en la bibliografía temática por otros autores, se han detectado tasas de crecimiento muy similares a las citadas en algunas lagunas de la Sierra de Gredos (Granados et al., 2006: (0+) 85 mm y (1+) 154mm, (2+) 205 mm y (3+) 240 mm (3+) y Sánchez et al., 2007: 138 mm (1+), 188 mm (2+) y 260 mm (3+)), 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 sido de 179 mm, este se podría identificar como 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, 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 y 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 corroborar 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. El único ejemplar adulto capturado en 2023 fue hembra también y ya presentaba huevos a finales de agosto, cuando se realizaron las jornadas de pesca eléctrica.

Al igual que en el caso del salvelino, sería deseable continuar redoblando los esfuerzos de descaste para las truchas presentes en el Soaso. En los últimos dos años, se ha duplicado el esfuerzo de muestreo (al poder contar con dos equipos de pesca eléctrica trabajando de forma simultánea), no obstante, y dado que todavía se producen capturas reseñables, debería continuar incrementándose el esfuerzo de muestreo para tratar de reducir el número de años necesarios para conseguir una eliminación definitiva de la especie en el tramo. No obstante, ya sólo con las bajadas de densidad realizadas estos años, se comienza a ver algún resultado, como fue la presencia de larvas de tritón en el propio cauce del río Arazas, así como también la presencia de algún ejemplar de rana pirenaica adulta.

7.6. REFERENCIAS

- Almodóvar, A., Nicola, G. G., Elvira, B. y Leal, S. (2009). Análisis de la introgresión genética y caracterización de los stocks reproductores de trucha común de Aragón. Estudio de la diversidad genética de doce poblaciones de trucha común. Memoria final, informes inéditos, proyecto entre el Gobierno de Aragón y la Universidad Complutense de Madrid.
- Becker, G. C. (1983). *Fishes of Wisconsin*, Madison.
- Bosch, J., Rincón, PA., Boyero, L., Martínez-Solano, I. (2006). Effects of introduced salmonids on a montane population of Iberian frogs. *Conserv. Biol.* 20, 180-189. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00296.x>
- Bosch, J. y 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).
- Braña, F., L. Frechilla, y G. Orizaola. (1996). Effects of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological Journal*, 6,145-148.
- Cucherousset, J. y Olden, J.D. (2011). Ecological Impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries*, 36, 215–230. doi:10.1080/03632415.2011. 574578
- Doadrio I. (ed.) (2000). *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid: 364p.
- García-Berthou, E., Almeida, D., Benejam, L., Magellan, K., Bae, M.-J., Casals, F. y Merciai, R. (2015). Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la península ibérica. *Ecosistemas* 24(1), 36-42. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-1.07>
- 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).
- Granados, I., Toro, M. y Rubio-Romero, A. 2006. Laguna Grande de Peñalara: 10 años de seguimiento limnológico. *Serie Técnica del Medio Natural*. Madrid, España: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid. Kitano, S. (2004). Ecological impacts of rainbow, brown and brook trout in Japanese inland waters. *Global Environmental Research*, 8, 41-50.

- Kitano, S. (2004). Ecological impacts of rainbow, brown and brook trout in Japanese Island waters. *Global Environmental Research*, 8, 41-50.
- Knapp, R. A., Matthews, K. R. y Sarnelle, O. (2001). Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs* 71, 401-421. <https://doi.org/10.2307/3100039>
- Lozano, F. (1964). *Los peces de las aguas continentales españolas*. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. Madrid.
- Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M. J. y 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. y González, M. A. (2007). Biología y la alimentación del salvelino, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814), en cinco lagunas glaciares de la Sierra de Gredos (Ávila, España). *Nova Acta Científica Compostelana*, 16, 129-144.
- Seber, G.A.F. y Le Cren, E.D. (1967). Estimating population parameters from catches large relative to the population. *Journal of Animal Ecology* 36, 631-643. <https://doi.org/10.2307/2818>
- Tiberti, R., von Hardenberg, A. y Bogliani, G. (2014). Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: a case of study from the European Alps. *Hydrobiologia* 724, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1696-1>
- Ventura, M., Buchaca, T., Buñay, D., Larsen, T., Pla-Rabes, S., Sabas, I., Vila-Costa, M. y Miró, A. (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.
- Von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth. *Human Biology* 10, 181-213.
- Zippin, C. (1956). An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12(2), 163–189. <https://doi.org/10.2307/3001759>

7.7. BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA

Domrose, R.J. (1960). Age and Growth of brock trout (*Salvelinus fontinalis*) in Montana. Tesis doctoral. Montana State College

Miró, A., y Ventura, M. (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, A., Miranda, R. y Puig, J. (2010). Non native fish management in Biosphere Reserves. *Managements of Biological Invasions*, 1, 13-33. DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/mbi.2010.1.1.04>

Sánchez-Hernández, J. y 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., Brighenti, S., Canedoli, C., Iacobuzio, R., Pasquini, G., y Rolla, M.B. (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.

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

PROPUESTA RB-34009
Memoria V1. 2023

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

SEGUIMIENTO DE MESOMAMÍFEROS MEDIANTE FOTOTRAMPEO

Memoria final 2023

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.

Noemí Cambra Samper. Jefa 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 y redacción del informe.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Trabajo de campo.

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

Ana Trujillano. Técnico 2. Revisión del informe.

Beatriz García Prieto. Auxiliar técnico. Revisión del informe.

Personal colaborador

PNOMP – *Gobierno de Aragón*.

Ramón Castillo. APN. Trabajo de campo y coordinación de la guardería.

Carlos Benedé. APN. Trabajo de campo.

Manolo Grasa. APN. Trabajo de campo.

Ibón Gil. APN. Trabajo de campo.

Eduardo Tomé. APN. Trabajo de campo.

Sandra Méndez Coronado APN. Trabajo de campo.

SARGA

Marian Antequera. Técnico 1. Coordinación

Felipe Apellido. Vigilante PNOMP. Trabajo de campo.

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS

Emilio Virgós Cantalapiedra. Coordinación del estudio de gato montés.

Prácticas formativas

Sara Zubizarreta. Trabajo de campo y revisión fotográfica.

Marta Corral. Trabajo de campo y revisión fotográfica.



Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Jimeno, P., Jarne, M., Carmena, F., García-Prieto, B., Trujillano, A., y Cambra, N. 2023. Capítulo 8. Seguimiento de mesomamíferos mediante fototrampeo. En PNOMP (Ed.), Memoria 2023: 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

8.1	RESUMEN	335
8.2	INTRODUCCIÓN	337
8.3	METODOLOGÍA	341
	8.3.1. Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés en España	341
	8.3.2. Actuaciones de fototrampeo para confirmar la presencia/ausencia de conejo y rata topera en el PNOMP.....	344
8.4	RESULTADOS.....	345
	8.4.1. Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés en España	345
	8.4.2. Actuaciones de fototrampeo para confirmar la presencia/ausencia de conejo y rata topera en el PNOMP.....	362
8.5	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN	364
8.6	REFERENCIAS	366
8.7	BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA	367

8.1 RESUMEN

Durante la temporada 2023 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.

El año 2020, se realizó una primera colaboración en el censo nacional de gato montés, donde el PNOMP realizó su primer trabajo específico en el valle de Ordesa. En 2022 se continuó con este trabajo en los valles de Añisclo, Escuaín y Pineta.

Este año 2023 se ha repetido el estudio de gato montés en el valle de Ordesa, modificando algunas localidades e incluyendo algunas cámaras en el valle de Bujaruelo. La decisión de realizar una repetición del censo de gato montés en esta zona vino motivada porque la época de realización del censo y la localización de las cámaras en 2020 no fueron las más óptimas y los resultados pudieron verse afectados por el uso público.

El mes de febrero de 2023 se instalaron un total de 12 cámaras que permanecieron activas hasta el mes de abril, 6 ellas han resultado positivas a la presencia de gato montés, lo que supone un 50% de localidades positivas para la especie en este sector. La localidad con mayor número de eventos ha sido el Puen dera Canalera, donde se ha registrado gato montés en 3 ocasiones, el resto de las localidades positivas únicamente han registrado la especie en una ocasión. Se ha constatado la presencia de 10 especies de mesomamíferos silvestres en el territorio abarcado entre los valles de Ordesa y Bujaruelo.

Con este trabajo se finaliza la colaboración con el proyecto “Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés (*Felis silvestris*) en España”, lo que ha permitido actualizar la información sobre el gato montés en el Parque Nacional y sentar las bases para un posible seguimiento a medio o largo plazo sobre la especie. 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.

Además del estudio específico del gato montés, este año se han realizado otras dos actuaciones de fototrampeo, ambas para intentar confirmar la presencia/ausencia de dos especies que serían nuevas para el inventario del PNOMP: el conejo *Oryctolagus cuniculus* y la rata topera *Arvicola scherman*. Durante los meses de marzo y abril se instalaron 3 cámaras de fototrampeo en Cuello Bió (Añisclo) para constatar la presencia o no de conejo en Añisclo y otras 3 en el entorno del refugio de San Vicenda con el objetivo de verificar la presencia de rata topera. En ambos casos los resultados fueron negativos.

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.



Imagen 8.1 Izda: Sarrío (*Rupicapra p. pyrenaica*). Dcha: Marmota (*Marmota marmota*). Mamíferos más representativos del PNOMP. (Autor: Fernando Carmena)

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.



Imagen 8.2 *Instalación de una cámara de fototrampeo en el PNOMP. (Autor: Fernando carmena)*

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 – 2023 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).

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 ha sido establecer un protocolo estándar de seguimiento de las poblaciones de gato montés en España utilizando cámaras de fototrampeo, siendo este replicable en el tiempo y por diferentes observadores. Otro objetivo a posteriori es la realización de una monografía sobre la conservación y ecología de la 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 muestrearon tres de los valles principales del Parque Nacional: Añisclo, Escuaín y Pineta. Los resultados obtenidos fueron sorprendentes, habiendo detectado gato montés en 29 de las 37 cámaras instaladas, lo que supone un 78,37% del territorio abarcado.

Este año 2023 se ha repetido el censo en el valle de Ordesa, ya que se ha considerado que los resultados obtenidos en ese mismo valle en el muestreo realizado en 2020 no habían reflejado

correctamente la realidad por haberse visto influenciados por el uso público. Además de cubrir el valle de Ordesa se han incluido 4 cámaras entre el valle de Bujaruelo y la zona del Puente de los Navarros.

Este estudio está enfocado en conocer mejor la distribución, abundancia, uso del espacio y, en general, la ecología del gato montés en el Parque Nacional. Esto nos permitirá detectar las posibles amenazas y establecer un programa de seguimiento a medio o largo plazo de la especie para el estudio de su estado ecológico y de las medidas necesarias para su conservación.



Imagen 8.3 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 – 2023 para el estudio y monitorización de los mesomamíferos en el PNOMP.

Además del estudio específico del gato montés, este año se han realizado otras dos actuaciones de fototrampeo, ambas para intentar confirmar la presencia/ausencia de dos especies que serían nuevas para el inventario del PNOMP: el conejo *Oryctolagus cuniculus* y la rata topera *Arvicola scherman*.

Durante los trabajos de fototrampeo realizados en Añisclo en 2022, una de las cámaras instaladas, la de Cuello Bió, registró un individuo dudoso de conejo (*Oryctolagus cuniculus*). 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 este año se ha considerado interesante colocar cámaras en la zona para intentar confirmar la presencia/ausencia del conejo.

También en 2022, durante unas jornadas de trabajo enfocadas al seguimiento ecológico de topillo nival (*Chionomys nivalis*) realizadas en la zona conocida como Montaña de Sesa del sector de Añiscló se localizó, en los prados supraforestales de la margen izquierda del cañón, la presencia de numerosos rastros correspondientes una especie de micromamífero no detectada antes en el Parque Nacional, la rata topera (*Arvicola scherman*). A raíz de este descubrimiento se dedicó un tiempo de muestreo a confirmar la presencia de esta nueva especie con la captura visual o física de algún ejemplar. Sólo se pudo realizar una prueba puntual, con la instalación de trampas *Sherman* y cámaras de fototrampeo sin resultado positivo, pero con indicios de actividad. Por ese motivo, este año 2023 se han instalado 3 cámaras de fototrampeo en las inmediaciones del refugio de San Vicenda con el objetivo de verificar la presencia de rata topera.

8.3 METODOLOGÍA

8.3.1. Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés en España

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 8.4

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 de esta memoria).

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).

Localización	CAM	INSTALACIÓN	RETIRADA	<i>Felis silvestris</i>
CARRIATA	1	10/2/2023	12/4/2023	
PARADOR	2	10/2/2023	27/4/2023	3ª Revisión
SOPELIANA	3	15/2/2023	12/4/2023	
COTATUERO	4	14/2/2023	27/4/2023	4ª Revisión
ARRIPAS	5	14/2/2023	12/4/2023	
BOSQUE DE HAYAS	6	14/2/2023	27/4/2023	3ª Revisión
AS FUENS	7	10/2/2023	12/4/2023	3ª Revisión
TURIETO ALTO	8	15/2/2023	12/4/2023	
LA CANALERA	9	13/2/2023	12/4/2023	2ª, 3ª y 4ª
LA ESCALA	10	13/2/2023	13/4/2023	4ª Revisión
COBATAR	11	13/2/2023	13/4/2023	
FENERS	12	13/2/2023	13/4/2023	

8.3.2. Actuaciones de fototrampeo para confirmar la presencia/ausencia de conejo y rata topera en el PNOMP

Se han realizado dos instalaciones de fototrampeo orientadas a constatar la presencia/ausencia de dos especies de mamíferos que serían nuevas para el inventario del PNOMP: el conejo *Oryctolagus cuniculus* y la rata topera *Arvicola scherman*.

Los muestreos han sido motivados por un registro dudoso de conejo durante los trabajos de fototrampeo llevados a cabo en Añisclo en 2022 (localidad de Cuello Bió) y, en el caso de la rata topera, por la haber constatado la presencia de numerosos rastros correspondientes a la especie en la zona de la Montaña de Sesa.

Conejo (*Oryctolagus cuniculus*)

Se han colocado 3 cámaras de fototrampeo en la zona de Cuello Bió (Añisclo). El modelo y configuración de la cámara ha sido el mismo que el utilizado en el estudio de gato montés anteriormente expuesto.

Las cámaras fueron instaladas el 2 de marzo y se hicieron un total de 2 revisiones.

Rata topera (*Arvicola scherman*)

En 2022 se dedicaron algunas jornadas de trabajo a confirmar la presencia de esta nueva especie en el entorno del refugio de San Vicenda con la captura visual o física de algún ejemplar. En cumplimiento del principio de no causar un perjuicio significativo al medio ambiente (DNSH por sus siglas en inglés “*Do not significant harm*”) y por el respeto a toda forma de vida en el entorno de un parque nacional, se optó por el intento de captura en vivo mediante trampas *Sherman* (las mismas utilizadas para el seguimiento de topillo nival) cebadas con manzana fresca y, la colocación de dos cámaras de fototrampeo a la entrada de sendas galerías excavadas por la especie objetivo, también se cebó la entrada con manzana. Se descartó la utilización de otros tipos de trampas muy utilizadas en trabajos de control de esta especie (trampas de golpe - Topcat®, Supercat®, pinzas- instaladas en las galerías).

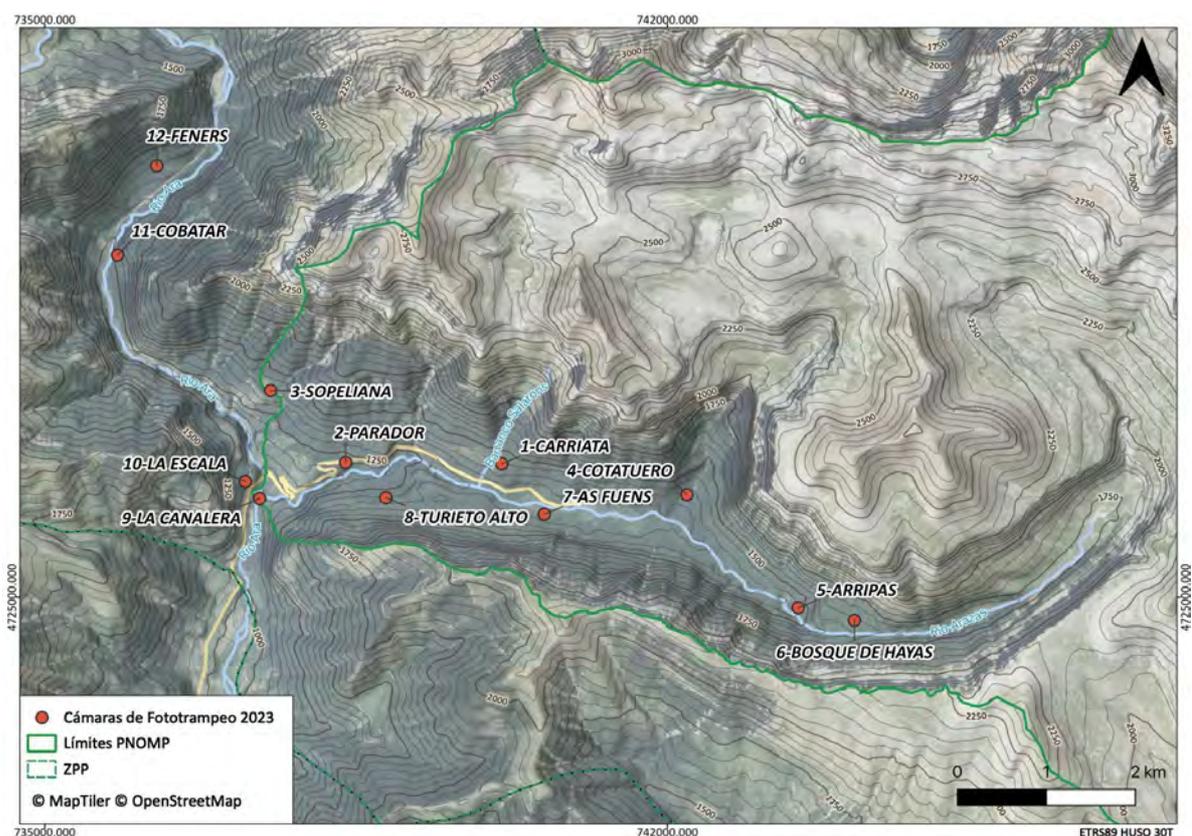
Dado que el año pasado no se tuvo éxito con los muestreos y que algunas de las trampas *Sherman* que se colocaron fueron totalmente rellenas y cegadas de tierra fresca (aportada presuntamente por la actividad de las ratas toperas) dejándolas inoperativas, este año se ha optado por colocar únicamente cámaras de fototrampeo a la entrada de las galerías cebando estas con manzana. Se instalaron el día 23 de marzo y se hicieron 2 revisiones.

8.4 RESULTADOS

8.4.1. Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés en España

Localización y esfuerzo de muestreo de las cámaras de fototrampeo

Como se ha explicado en el apartado de metodología, se han instalado doce cámaras *Browning Recon Force* repartidas entre el valle de Ordesa y la parte baja del valle de Bujaruelo. Las localidades se seleccionaron para que se cubriese el área en el que hay hábitat óptimo para el gato montés en base a la experiencia previa del equipo (zonas principalmente forestales o en el ecotono pasto - bosque, zonas donde se habían detectado con anterioridad rastros de la especie, lugares de paso de fauna etc.).



Mapa 8.1 Localización de las cámaras de fototrampeo en Ordesa y Bujaruelo (Fuente: Elaboración propia. Mapas Base: ©MapTiler ©OpenStreetMap y Ortofotografía aérea PNOA de máxima actualidad.)

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 Tabla 2 y Mapa 1.

La instalación de las cámaras se llevó a cabo entre el 10 y el 15 de febrero de 2023 dejándose estas activas por un periodo de 2 meses, la revisión de las tarjetas y baterías se realiza aproximadamente cada 15 días. El motivo de que la instalación se hiciera en pleno invierno es para sincronizar el muestreo con la época de celo de la especie, que tiene lugar en general entre finales de diciembre y primeros de agosto, siendo más frecuente entre enero y marzo (Nowell y Jackson, 1996). Durante esta época los machos están más activos, ampliando su área de campeo debido a la búsqueda de hembras para el apareamiento (Biró et al., 2004).

9 de las cámaras se instalaron en el interior del Parque Nacional (valle de Ordesa) y 3 de ellas en la Zona Periférica de Protección (valle de Bujaruelo y Puente de los Navarros). Permanecieron activas un promedio de 59 días.

Hay que destacar que tres de las cámaras estuvieron colocadas una quinta quincena debido a diferentes incidencias:

- Cámara 2, Parador: inactiva la primera quincena. Durante la Instalación del día 10 de febrero se dejó la cámara inactiva, por lo que no se comenzaron a registrar imágenes hasta la 1ª revisión.
- Cámara 4, Cotatuero: inactiva la segunda quincena.
- Cámara 6 Bosque de hayas: Durante la 3ª revisión se borran los registros obtenidos durante la 3ª quincena, por lo que se decide dejarla activa una 5ª quincena como en el caso de las cámaras 2 y 4. Finalmente, se envía la tarjeta SD para recuperar el contenido y, como se tiene éxito, se tienen imágenes de 5 quincenas en lugar de 4.

Tabla 8.2 Localidades de las cámaras instaladas en Ordesa y Bujaruelo. Año 2023

Nº	NOMBRE CÁMARA	FECHA INICIO	REVISIÓN					Nº DÍAS	UTM ETRS89_30T	
			1ª	2ª	3ª	4ª	5ª		X	Y
1	CARRIATA	10/2/23	2/3/23	16/3/23	29/3/23	12/4/23	-	61	740140	4726515
2	PARADOR*		1/3/23	15/3/23	29/3/23		27/4/23*	57	738384	4726529
3	SOPELIANA	15/2/23	2/3/23	17/3/23	30/3/23	12/4/23	-	56	737540	4727346
4	COTATUERO*	14/2/23		16/3/23	31/3/23		27/4/23*	58	742221	4726164
5	ARRIPAS		1/3/23	15/3/23	29/3/23	-	57	743473	4724882	
6	BOSQUE DE HAYAS°		27/4/23°	72	744106	4724739				
7	AS FUENS	10/2/23	1/3/23	15/3/23	29/3/23	-	61	740618	4725943	
8	TURIETO ALTO	15/2/23	2/3/23	17/3/23	31/3/23	-	56	738836	4726131	
9	LA CANALERA	13/2/23	1/3/23			29/3/23	13/4/23	-	58	737417
10	LA ESCALA			29/3/23	-	59		737255	4726315	
11	COBATAR			15/3/23	31/3/23	-		59	735818	4728882
12	FENERS			29/3/23		-	59	736266	4729894	

* Cámaras instaladas una 5ª quincena por haber estado inactivas por error alguna de las quincenas anteriores

° Cámara instalada una 5ª quincena por haber perdido la información de una quincena anterior. Finalmente se recuperó la información por lo que se tienen imágenes de 5 quincenas en lugar de 4, habiendo estado activa 2 meses y medio.

Comunidad de mamíferos detectada

En conjunto, las 12 cámaras instaladas entre el valle de Ordesa y Bujaruelo detectaron un amplio espectro de mamíferos silvestres (Imagen 5, 6 y 7), con un total de 10 especies diferentes.

Las especies más abundantes, en función al número de eventos registrados en las cámaras, han sido las más generalistas: el zorro (*Vulpes vulpes*, 130 eventos) y el jabalí (*Sus scrofa*, 107 eventos). Ambas se han detectado en la mayoría de las cámaras colocadas. El jabalí ha aparecido en 8 de las 12 cámaras instaladas (66,66%) y el zorro en 11 de 12 (91,66%). Después de ellos, la siguiente especie con mayor número de eventos es el corzo (*Capreolus capreolus*, 85 eventos), que ha sido detectado en un 83,33% de las localidades, habiendo sido detectado en 10 de las 12 cámaras instaladas. Las siguientes especies más abundantes han sido la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*, 45 eventos) y la garduña o "fuina" (*Martes foina*, 42 eventos). Además, entre los mustélidos, se registran un total de 3 eventos de marta (*Martes martes*) y 34 de *Martes* sp. en lo que no se ha podido llegar a la determinación a nivel de especie.

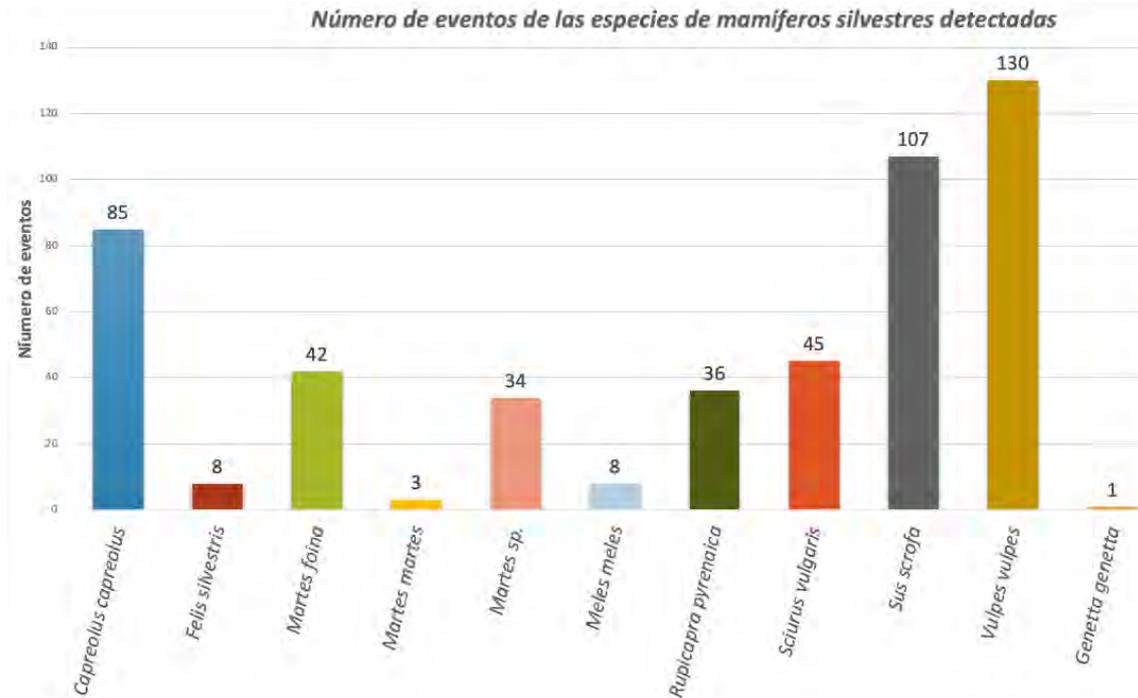


Gráfico 8.1 Número de eventos de las especies de mamíferos silvestres detectadas entre el conjunto de las cámaras instaladas en 2023 entre Ordesa y Bujaruelo.

Después del jabalí y el corzo, el sarrío (*Rupicapra p. pirenaica*) ha resultado el ungulado más abundante en la zona (36 eventos), donde no se tiene constancia de la presencia de ciervo (*Cervus elaphus*) ni de cabra montés (*Capra pyrenaica*), aunque esta última ya es habitual en la zona norte del valle de Bujaruelo. No obstante, únicamente se ha detectado sarrío en 4 de las 12 cámaras.

El tejón (*Meles meles*) y el gato montés (*Felis silvestris*) han acumulado un total de 8 eventos registrados cada uno de ellos, siendo las especies más esquivas o menos abundantes junto con la marta y la gineta (*Genetta genetta*), esta última detectada únicamente en una ocasión en la cámara colocada en el Puen dera Canalera.

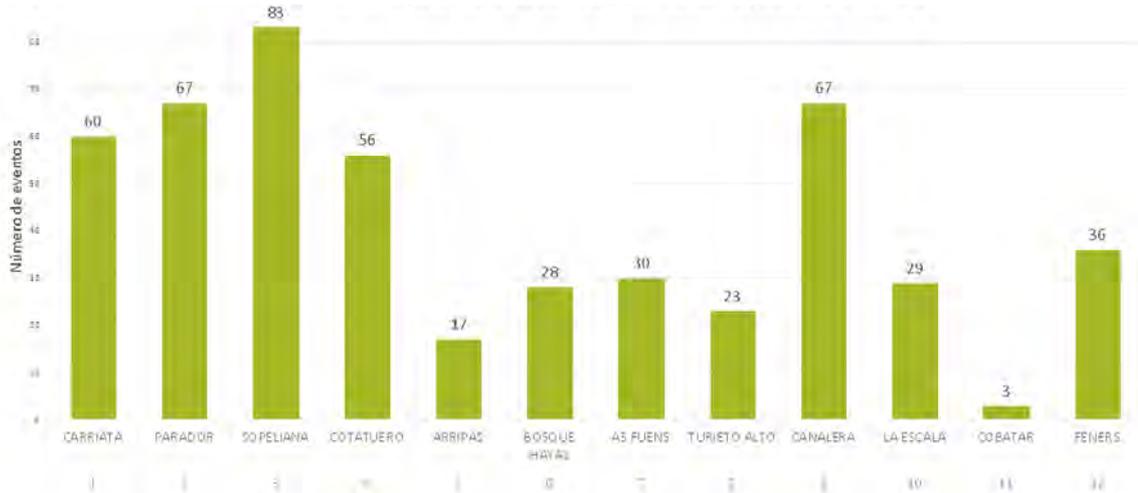


Gráfico 8.2 Número de eventos de mamíferos silvestres detectados de cada una de las cámaras instaladas en 2023.

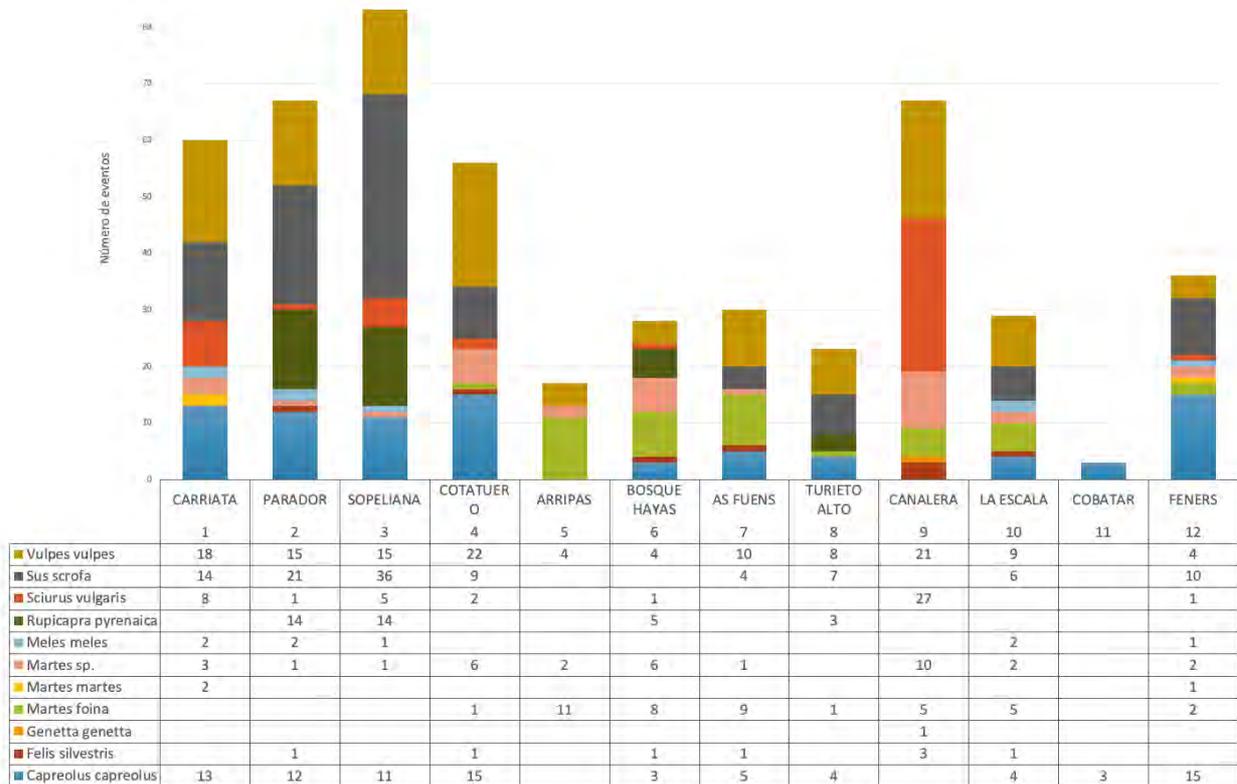
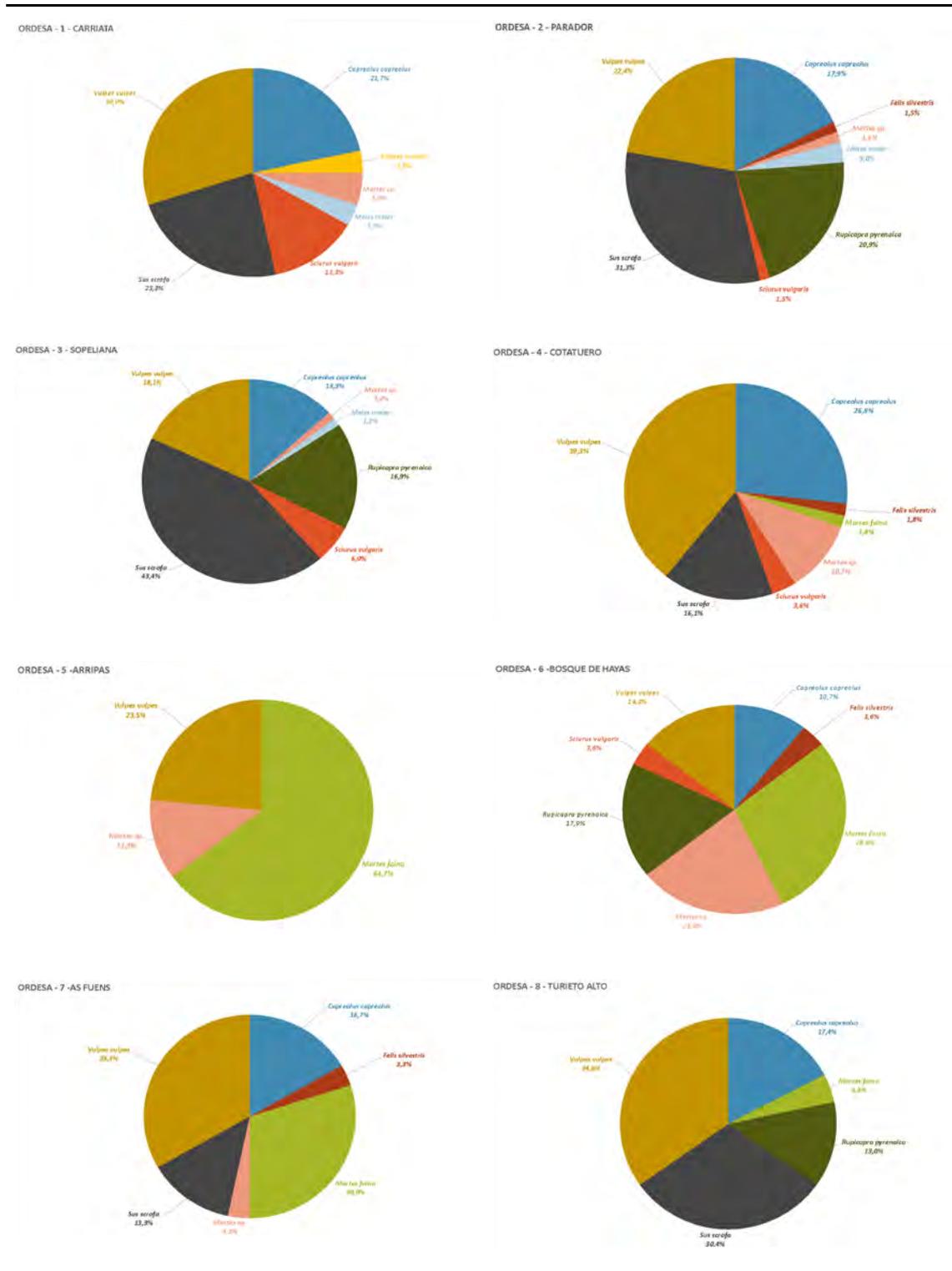


Gráfico 8.3 Número de eventos de mamíferos silvestres por especie y cámara.

El gato montés, objetivo principal del estudio, ha sido detectada en 6 de las 12 cámaras instaladas, lo que corresponde a un 50% de presencia detectada en ámbito de estudio.

A continuación, se muestran los resultados por cámara y para el total de cámaras instaladas entre el valle de Ordesa y Bujaruelo, expresando el porcentaje de aparición de cada especie respecto al total de eventos detectados en el transcurso del periodo de estudio. (Imagen 8).



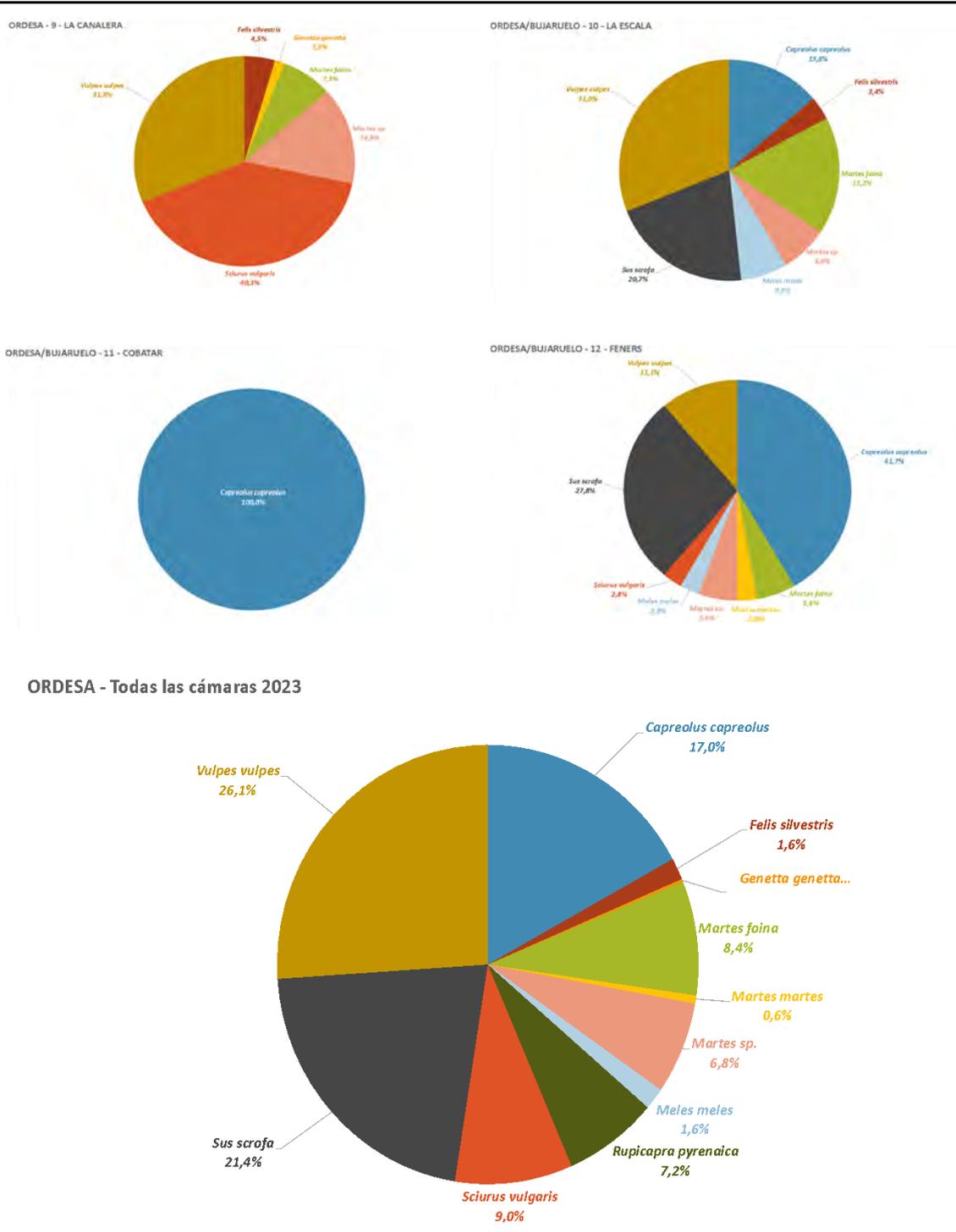


Gráfico 8.4 Porcentaje de aparición por especie y cámara, así como para el conjunto de cámaras instaladas entre Ordesa y Bujaruelo en 2023.

Fotografías de las principales especies detectadas



Imagen 8.5 Zorro en la Escala



Imagen 8.6 Zorro atraído por cebo



Imagen 8.7 Jabalí en Cotatuero



Imagen 8.8 Jabalí en el Parador



Imagen 8.9 Hembra de Corzo en Sopeliana



Imagen 8.10 Corzo macho en Cotatuero



Imagen 8.11 Hembra de sarrío en Turieto alto

Imagen 8.12 Macho de sarrío en Sopeliana



Imagen 8.13 Marta en Carriata

Imagen 8.14 Fuina o Garduña en La Canalera



Imagen 8.15 Tejón atraído por cebo en Carriata

Imagen 8.16 Tejón atraído por cebo en la Escala



Imagen 8.17 Gato montés en As Fuens

Imagen 8.18 Gato montés en la Canalera



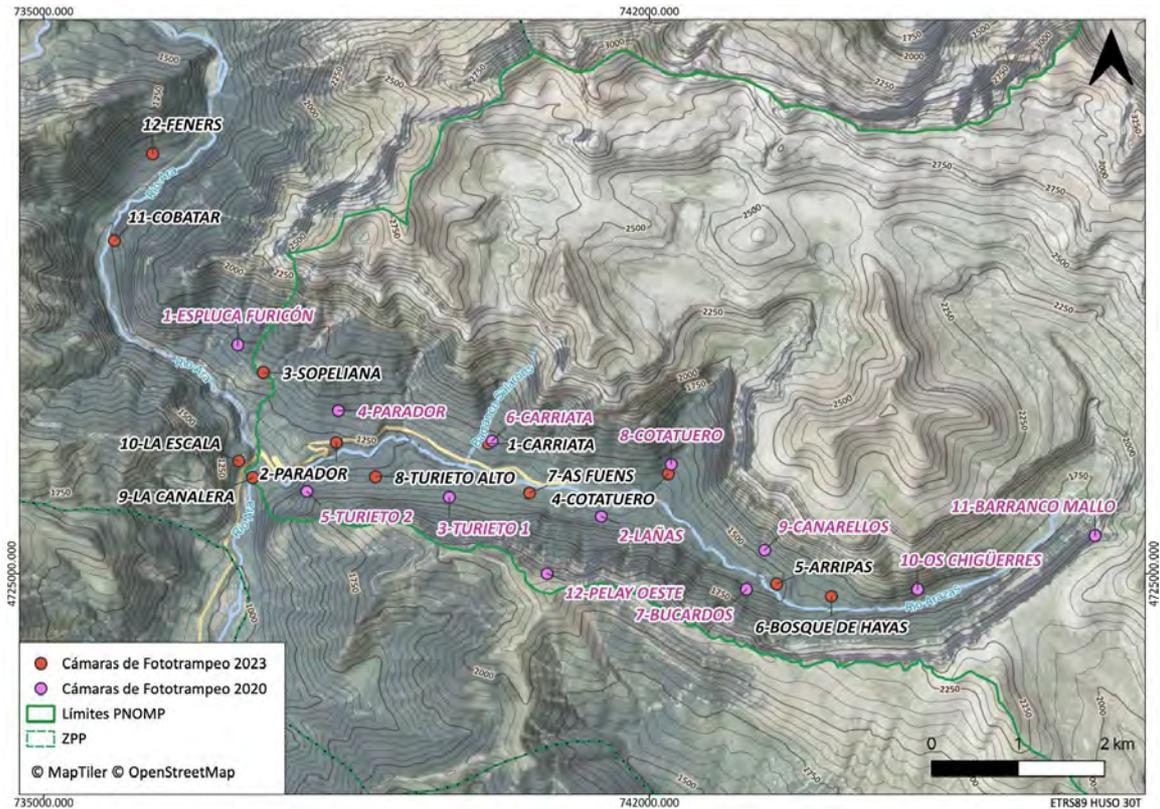
Imagen 8.19 Gineteta en la Canalera

Imagen 8.20 Ardilla en la Canalera

Estudio específico de 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. En 2022 se ha realizado un gran esfuerzo de campo, abarcando tres valles diferentes (Añisclo, Escuaín y Pineta) durante seis meses no consecutivos de estudio.



Mapa 8.2 Comparativa entre la localización de las cámaras de fototrampeo colocadas en 2020 (en rosa) y 2023 (en rojo). (Fuente: Elaboración propia. Mapas Base: ©MapTiler ©OpenStreetMap y Ortofotografía aérea PNOA de máxima actualidad.)

Entre los meses de febrero y abril de este año 2023 se ha repetido el estudio específico de gato montés en el valle de Ordesa. La decisión de realizar una repetición del censo de gato montés en esta zona vino motivada porque la época de realización del censo en 2020 no fue la más óptima. El muestreo tuvo lugar entre junio y agosto de 2020, que son, particularmente en el valle de Ordesa, los meses con mayor afluencia de visitantes. Hecho que ha hecho pensar que pudo influir en los resultados obtenidos, que únicamente registró a la especie en 3 de las 12 localizaciones. Otro motivo importante es que las localizaciones elegidas para la colocación de las cámaras estuvieron influenciadas por el uso público, evitando colocar las cámaras en algunos senderos con mucho trasiego de visitantes.

Este año, a diferencia del año 2020, la localización de las cámaras se ha limitado al ámbito forestal, eliminando las localizaciones en el supraforestal que se incluyeron en 2020 (Pelay Oeste y Barranco del Mallo). Además, se han variado algunas localizaciones y se han incluido 4 cámaras entre el valle de Bujaruelo y la zona del Puente de los Navarros.

6 de las 12 cámaras instaladas han resultado positivas a la presencia de gato montés, lo que supone un 50% de ocupación. La localidad con mayor número de eventos ha sido el Puen dera Canalera, donde se ha registrado gato montés en 3 ocasiones, el resto de las localidades positivas únicamente han registrado la especie en una ocasión.

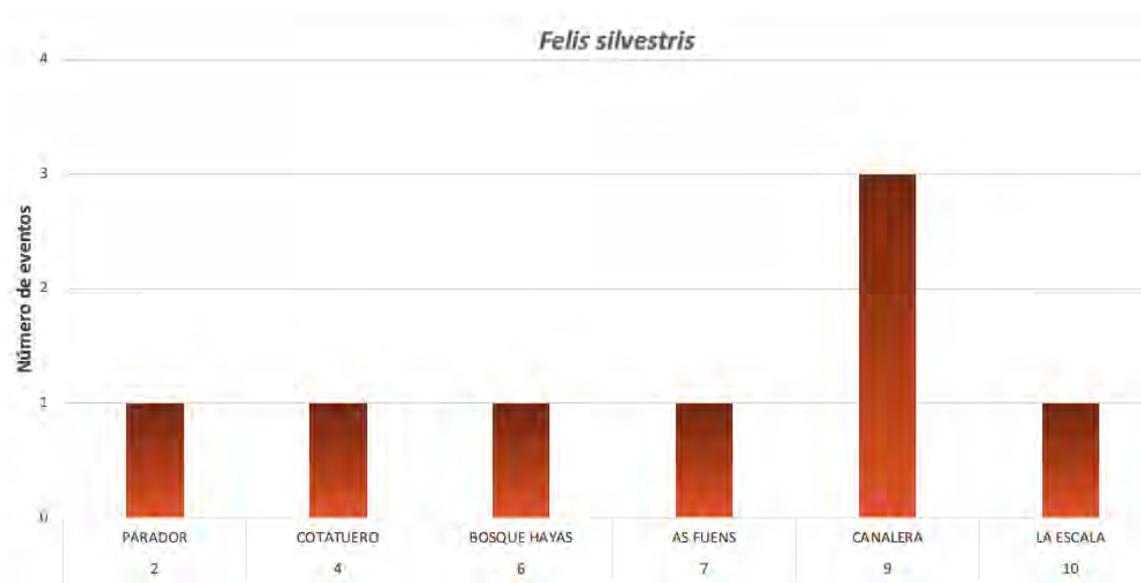


Gráfico 8.5 Número de eventos de gato montés (*Felis silvestris*) detectados en las cámaras que resultaron positivas en los valles de Ordesa y Bujaruelo.

El estudio de las marcas individuales en el pelaje indica que los 3 eventos registrados en la cámara 9 corresponden con mucha probabilidad a un mismo individuo (ver Imagen 26). El número de individuos detectado en los 8 eventos registrados en el conjunto de cámaras instaladas se tratará de analizar más adelante estudiando las marcas individuales en el pelaje.

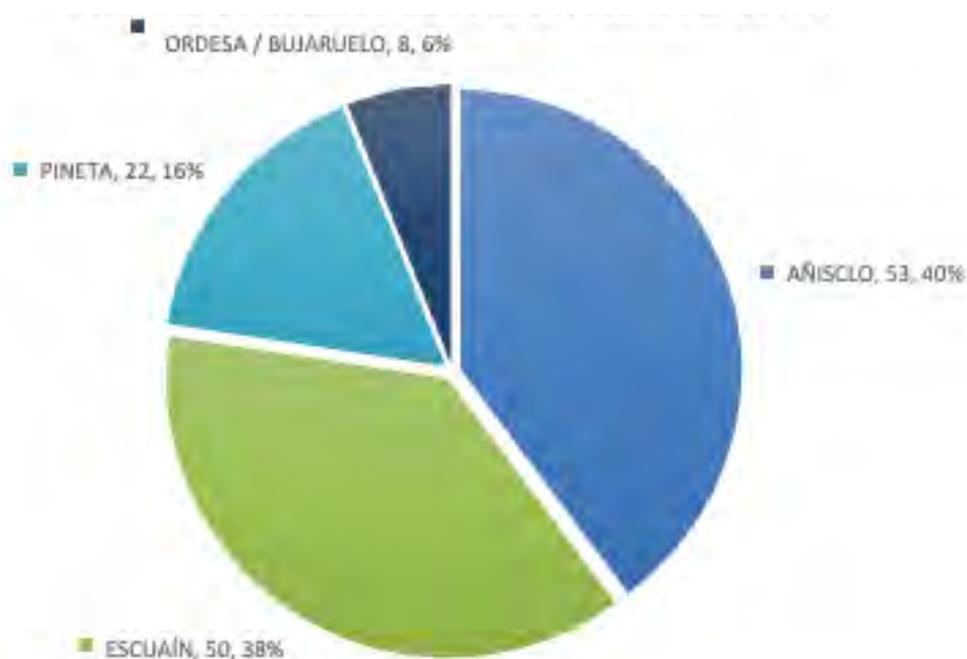


Imagen 8.21 Eventos de gato montés en el Puen dera Canalera los días 4 y 29 de marzo y 5 de abril. Se señalan en rojo los anillos de la cola que podrían indicar que los tres eventos corresponden a un mismo individuo.

Resumen de los Resultados de presencia de gato montés en el Parque Nacional

Tabla 8.3 Número de cámaras positivas y negativas a la presencia de gato montés y nº de eventos registrados por sector y año de estudio

SECTOR	AÑO	Meses	Nº cámaras instaladas	Nº cámaras positivas	Nº cámaras negativas	Nº de eventos registrados
ORDESA	2020	junio-agosto	12	3	9	
AÑISCLO	2022	febrero-marzo	13	9	4	53
ESCUAÍN	2022	mayo-junio	12	11	1	50
PINETA	2022	julio-agosto	12	9	3	22
ORDESA-BUJARUELO	2023	febrero-abril	12	6	6	8
TOTAL			61	38	23	133

**Gráfico 8.6** Número de eventos de *Felis silvestris* por sector.

Los sectores con mayor número de eventos y por lo tanto con mayor abundancia de gato montés han sido el valle de Añisclo y el de Escuaín, con 53 y 50 eventos registrados respectivamente. Estos dos valles acumulan el 78% de las observaciones registradas. En el valle de Pineta se han registrado un total de 22 eventos (un 16% del total) y, este año 2023, en Ordesa y Bujaruelo únicamente se han obtenido 8 eventos de la especie, representando un 6% del total de eventos registrados.

Conjuntamente, con los resultados obtenidos podemos afirmar que el gato montés está presente en cada uno de los valles estudiados, habiendo sido detectado en 38 de las 61 cámaras instaladas, lo que supone un 62,3% de las localidades. Si únicamente tenemos en cuenta los trabajos realizados en 2022 y 2023 este porcentaje es todavía mayor, ascendiendo a un 71,42% de las localidades positivas (35 de las 49 cámaras instaladas).

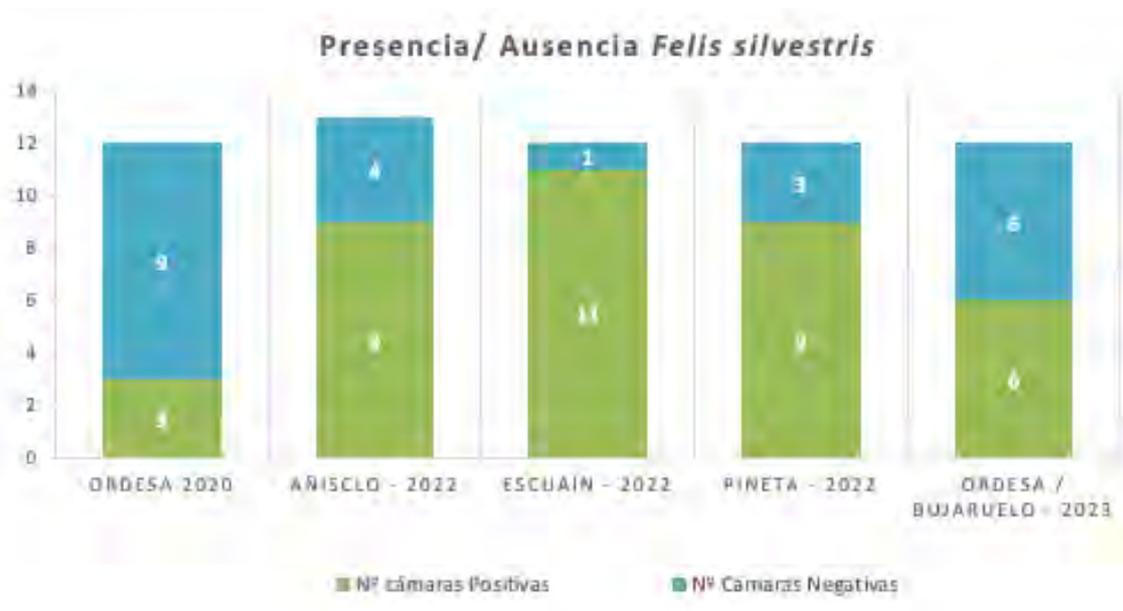
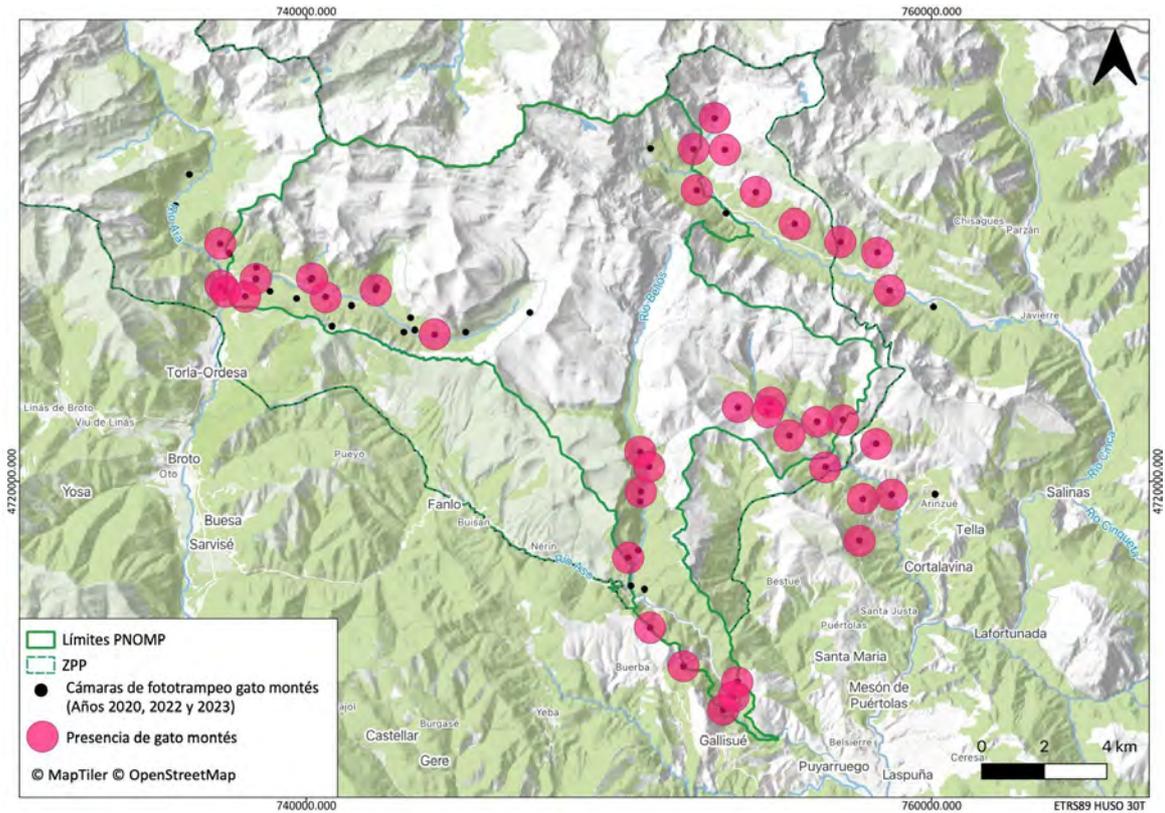


Gráfico 8.7 Resultados de Presencia/Ausencia de gato montés. No se han incluido los datos de Ordesa obtenidos en 2020.

En el Mapa número 3 se indica la localización de la totalidad de las cámaras de fototrampeo instaladas en el marco del estudio de gato montés (incluyendo los años 2020, 2022 y 2023) destacando aquellas localidades que han resultado positivas para la presencia de gato montés.



Mapa 8.3 Localidades que han resultado positivas a la presencia de *Felis silvestris*

Con los datos obtenidos, se han registrado los horarios de actividad de la especie para cada sector. En las siguientes gráficas se muestran el número de eventos registrados en cada hora del día para cada sector estudiado en 2022 y 2023. Como puede observarse, la mayoría de los eventos se han registrado desde el anochecer hasta el amanecer, confirmando que la actividad de la especie es nocturna y crepuscular (Imagen 29).

El único caso en el que no se sigue este patrón es en el valle de Pineta, donde se han registrado un número de eventos similar a lo largo del día. Sin embargo, sí que se observa un mayor número al amanecer y a última hora del día, marcando ese carácter crepuscular.

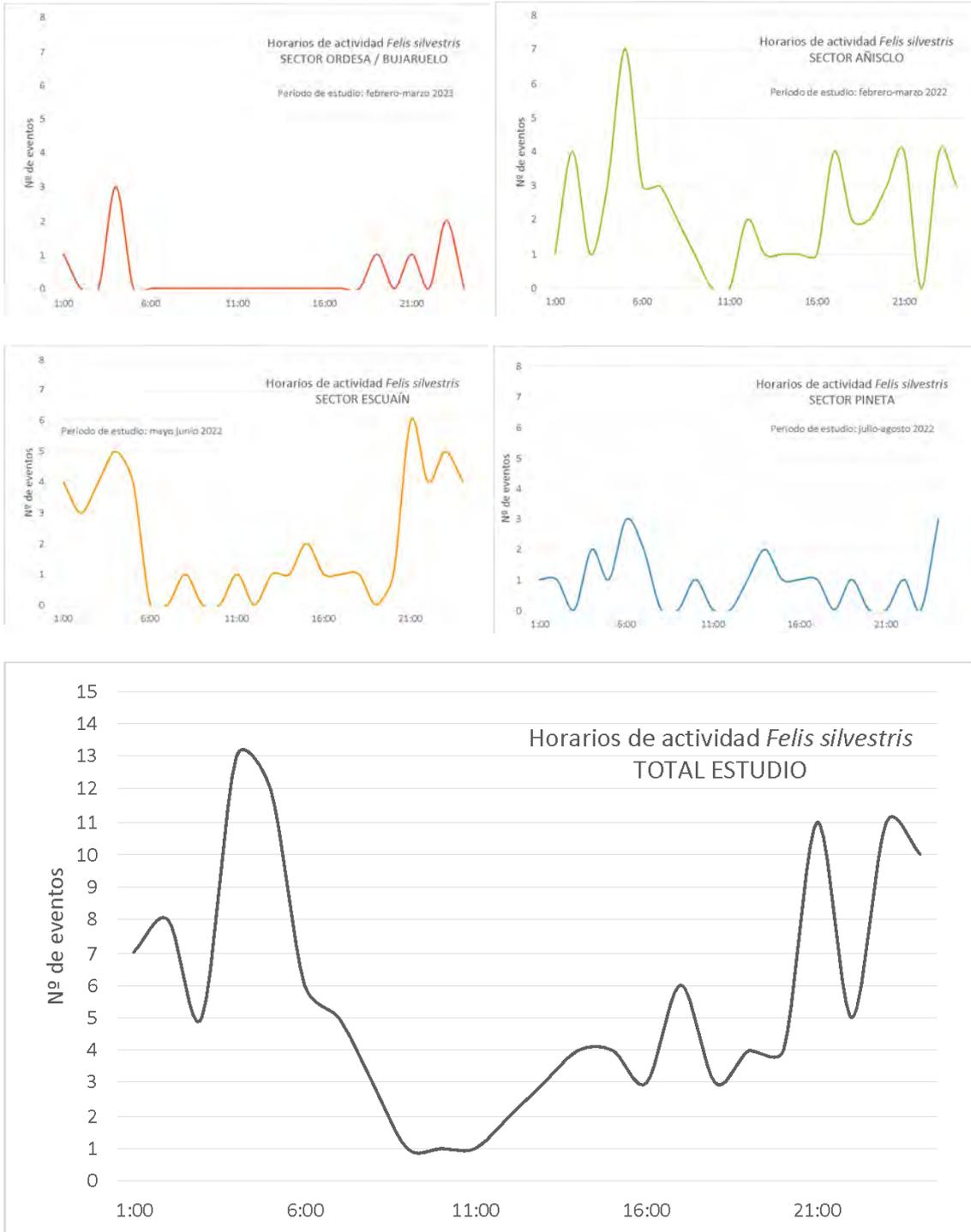
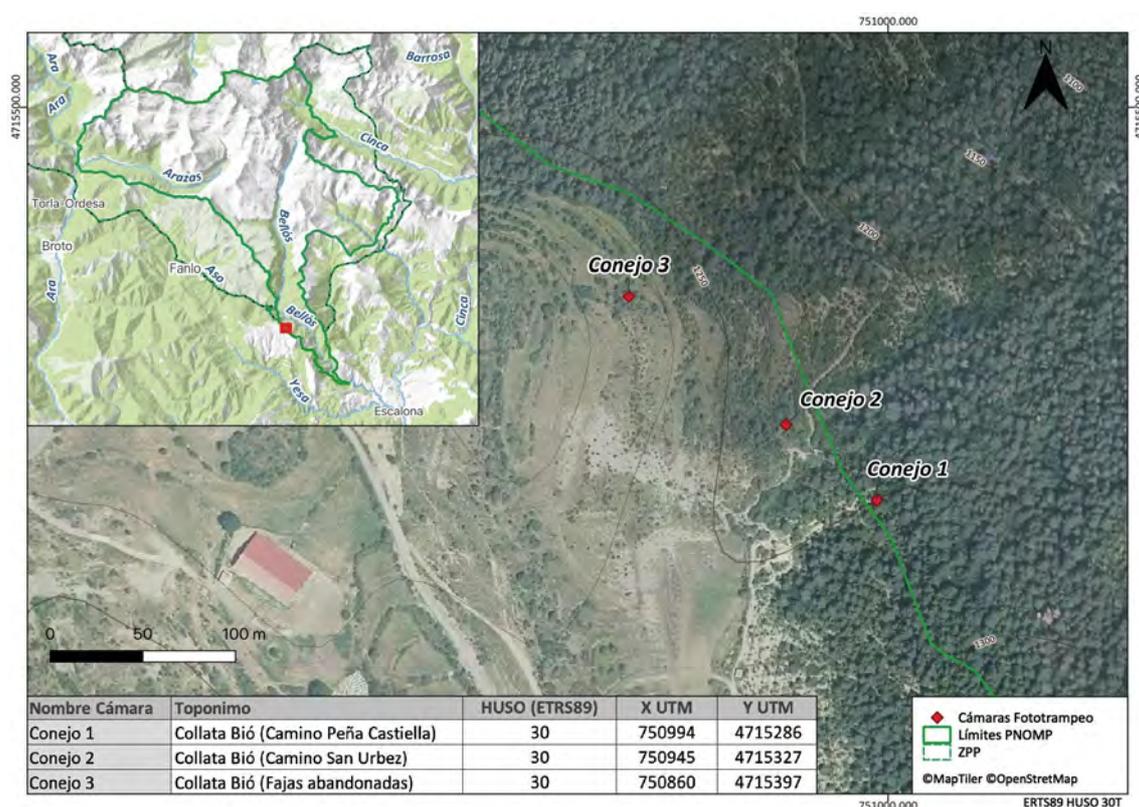


Gráfico 8.8 Horarios de actividad del gato montés (*Felis silvestris*) en el PNOMP.

8.4.2. Actuaciones de fototrampeo para confirmar la presencia/ausencia de conejo y rata topera en el PNOMP

Conejo (*Oryctolagus cuniculus*):

Se han colocado 3 cámaras de fototrampeo en la zona de Cuello Bió (Añiscló):



Mapa 8.4 Localización de las cámaras instaladas en Cuello Bió para constatar la presencia de conejo en el Parque Nacional.

Las cámaras fueron instaladas el 2 de marzo y se hicieron un total de 3 revisiones. Los resultados han sido negativos para conejo. Si que se ha registrado liebre en numerosas ocasiones.

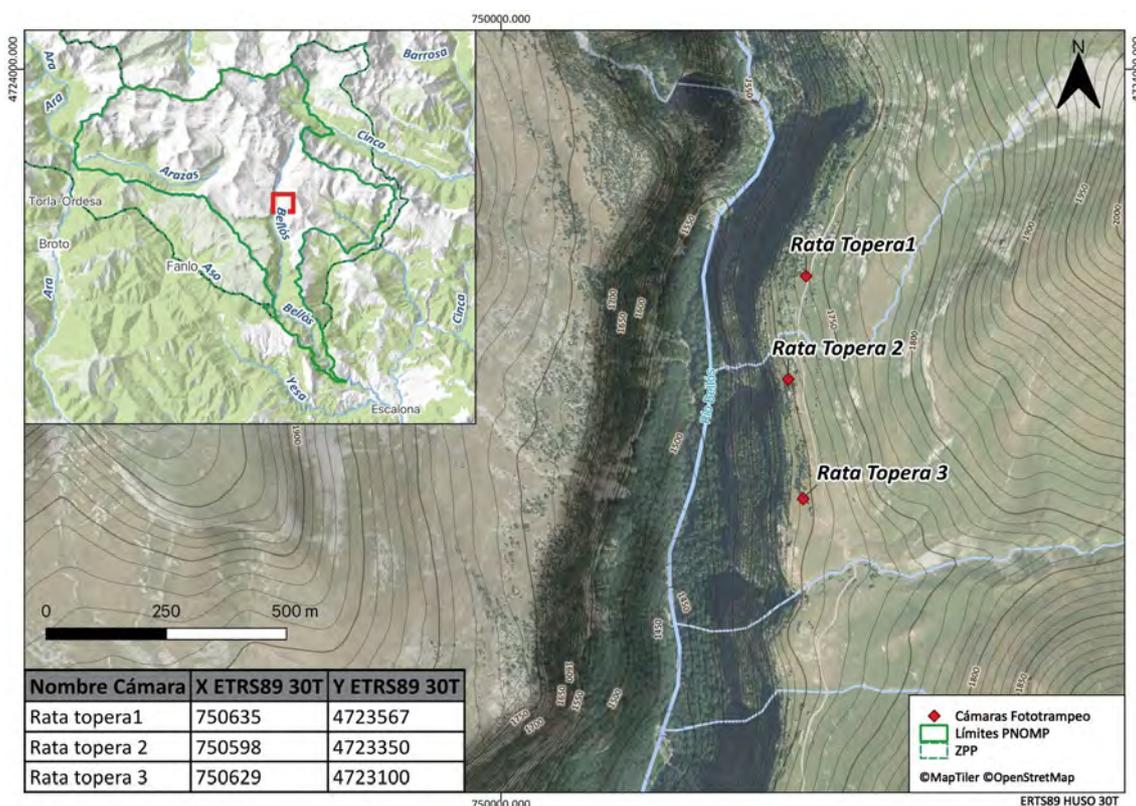
Tabla 8.4 Resultados de la instalación de fototrampeo para conejo en Cuello Bió.

Cámara	Fecha intalación	Fechas 1ª revisión	Fecha 2ª revisión - Retirada	Resultado
Conejo 1	2/3/2023	3/4/2023	28/4/2023	Negativo
Conejo 2	2/3/2023	3/4/2023	28/4/2023	Negativo
Conejo 3	17/3/2023	3/4/2023	28/4/2023	Negativo

Rata topera (*Arvicola scherman*):

Se han colocado 3 cámaras de fototrampeo en las inmediaciones del Refugio de San Vicenda. La instalación se realizó el día 23 de marzo y se hicieron un total de 2 revisiones. Tanto en la primera como en la segunda revisión no se registró a la especie. Además, en casi todas las ocasiones las cámaras habían sido removidas de su sitio por los jabalís, motivo por el cual se decidió desinstalarlas.

En próximas actuaciones hay que revisar la metodología a emplear ya que el fototrampeo para esta especie no ha sido efectivo, al menos de la manera que ha sido ejecutado.



Mapa 8.5 Localización de las cámaras instaladas para constatar la presencia de rata topera en el Parque Nacional.

Tabla 8.5 Resultados de la instalación de fototrampeo para rata topera en San Vicenda.

Cámara	Fecha intalación	Fechas 1ª revisión	Fecha 2ª revisión - Retirada	Resultado
Rata topera 1	23/3/23	28/3/23	3/4/23	Negativo
Rata topera 2	23/3/23	28/3/23	3/4/23	Negativo
Rata topera 3	23/3/23	28/3/23	3/4/23	Negativo

8.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTIÓN

Durante la temporada 2023 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.

El año 2020, se realizó una primera colaboración en el censo nacional de gato montés, donde el PNOMP realizó su primer trabajo específico en el valle de Ordesa. En 2022 se continuó con este trabajo en los valles de Añisclo, Escuaín y Pineta.

Este año 2023 se ha repetido el estudio de gato montés en el valle de Ordesa, modificando algunas localidades e incluyendo algunas cámaras en el valle de Bujaruelo. La decisión de realizar una repetición del censo de gato montés en esta zona vino motivada porque la época de realización del censo y la localización de las cámaras en 2020 no fueron las más óptimas y los resultados pudieron verse afectados por el uso público.

Con este trabajo se finaliza la colaboración con el proyecto “Seguimiento y evaluación del estado de conservación del gato montés (*Felis silvestris*) en España”, lo que ha permitido actualizar la información sobre el gato montés en el Parque Nacional y sentar las bases para un posible seguimiento a medio o largo plazo sobre la especie que nos permita conocer más su ecología e identificar posibles amenazas. 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.

Conjuntamente, con los resultados obtenidos podemos afirmar que el gato montés está presente en cada uno de los valles estudiados, habiendo sido detectado en 38 de las 61 cámaras instaladas, lo que supone un 62,3% de las localidades. Si únicamente tenemos en cuenta los trabajos realizados en 2022 y 2023 este porcentaje es todavía mayor, ascendiendo a un 71,42% de las localidades positivas (35 de las 49 cámaras instaladas).

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).

El valle de Ordesa es el sector con menor número de registros de gato montés, con un 50% de cámaras positivas para la especie (6 de las 12 cámaras instaladas). La localidad con mayor número de eventos ha sido el Puen dera Canalera, donde se ha registrado gato montés en 3 ocasiones, el resto de las localidades positivas únicamente han registrado la especie en una ocasión.

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 10 especies de mesomamíferos silvestres. En el conjunto de los 4 sectores muestreados en las campañas de 2022 y 2023 el número de especies de mesomamíferos registrados es de 14.

Los muestreos realizados para confirmar la presencia/ausencia de conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en la zona sur del cañón de Añisclo han sido negativos, por lo que, no podemos confirmar la presencia de la especie en el Parque Nacional. Se recomienda volver a dedicar esfuerzo en ello durante los próximos años.

La presencia de la rata topera (*Arvicola scherman*) en el PNOMP es una realidad en base a los rastros dejados por la especie en las zonas supraforestales del cañón de Añisclo, localidades de San Vicenda y Foratiello.

El trampeo con trampas *Sherman* de captura en vivo debe ser realizado una vez se haya cebado durante varios días con fruta fresca (manzana) a la entrada de las galerías y confirmado que la especie se encuentra presente aún por indicios. Se recomienda un muestreo más intensivo y prolongado en el tiempo en coordinación con el personal de SARGA y del PNOMP en la zona debido a la lejanía de la localidad piloto.

Al tratarse de una especie ligada a los pastos profundos y frescos de la media montaña, con una gran capacidad de expansión y un potencial reproductor muy alto, debería conocerse su distribución en el parque y la posible incidencia en los pastos que acogen en verano a la cabaña ganadera en régimen extensivo de los valles de la zona.

Es de suponer que, debido al cambio climático, al aumento de las temperaturas y la falta de nieve durante el invierno, estemos entrando en un periodo dónde se pueden dar las condiciones ideales para la expansión de esta especie.

Se recomienda realizar un mapeo de las parcelas dónde encuentren rastros de la especie mediante técnicas digitales GPS que permitan su exportación a sistemas GIS Y SIOrdesa y que sirvan como herramienta de gestión y control de la rata topo.

8.6 REFERENCIAS

- Nowell, K., Jackson, P. (1996). *The wild cats: status survey and conservation action plan*. International Union for Nature Conservation / Cat Specialist Group, Gland, Switzerland.
- 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)
- 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.
- 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.
- Williams, B. K., Nichols, J. D., y Conroy, M. J. (2002). *Analysis and management of animal populations. Modelling, Estimation, and Decision Making*. Academic press.
- Biró, Z., Szemethy, L. y Heltai, M. (2004). Home range sizes of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris f. catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biology* 69(5): 302-310. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00149>

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-Filho, 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 la conservación

PROPUESTA RB-34009
Memoria V1. 2023

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

APOYO A LA CONSERVACIÓN

Memoria final 2023

Dirección de la propuesta

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

Noemí Cambra Samper. Jefa de equipo de Conservación PNOMP. Supervisión del trabajo.

Autores del informe

SARGA- Gobierno de Aragón

Ignacio Gómez Pellicer. Técnico 1. Participación en los trabajos. Coordinación y redacción del informe.

María Jarne Bretones. Técnico 2. Participación en los trabajos.

Pilar Jimeno Brabo. Técnico 2. Participación en los trabajos y revisión del informe.

Ana Trujillano. Técnico 2. Participación en los trabajos y revisión del informe.

Beatriz García Prieto. Ayudante Técnico. Participación en los trabajos y revisión del informe.

Fernando Carmena Flores. Ayudante Técnico. Participación en los trabajos y redacción del informe.

Personal colaborador

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

Ramón Castillo. APN. Coordinación

Prácticas formativas:

Sara Zubizarreta. Grado superior de técnicos forestales. IFA (Jaca). Trabajo de campo.

Marta Corral. Grado superior de técnicos forestales. IFA (Jaca). Trabajo de campo.

Violeta Lalmolda Corona. Grado de Ciencias Ambientales. Escuela Politécnica Superior de Huesca.



Este trabajo debería ser citado como:

Antor, R., Gómez, I., Jarne, M., Jimeno, P., Trujillano, A., García Prieto, B., Carmena, F. y Cambra, N. 2023. Apoyo a los trabajos de Conservación en el PNOMP SARGA - Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. En PNOMP (Ed.), *Memoria 2023: 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

CONTENIDOS	373
9.1 RESUMEN	374
9.2 INTRODUCCIÓN	375
9.3 TRABAJOS REALIZADOS.....	376

9.1 RESUMEN

Son numerosos los trabajos y estudios científicos que se llevan a cabo en el PNOMP; el Parque Nacional supone un escenario inmejorable para estudiar los procesos biológicos y geológicos en un ambiente apenas transformado por la actividad humana. El equipo de seguimiento ecológico (SARGA) participa activamente en alguno de estos proyectos, en labores de asesoramiento, apoyo en el medio natural y logística general.

Varios trabajos han tenido continuidad en 2023, como el seguimiento de la orquídea zapatito de dama (*Cypripedium calceolus*) en As Fuens (valle de Ordesa) o la campaña de seguimiento de la mariposa apolo (*Parnassius apollo*), que alcanza su decimocuarta edición.

Las prácticas formativas siguen siendo uno de los puntales en nuestro programa de seguimiento, tutorando a tiempo completo a varios alumnos de diferentes procedencias e intentando colaborar en su formación académica y medioambiental. Este año se han atendido a dos alumnas del Instituto de Formación Agroambiental (IFA) de Jaca y a otra alumna de la Escuela Politécnica Superior de Huesca.

Así mismo el voluntariado medioambiental en Parques Nacionales, otro pilar de marcado componente social y educativo, ha desarrollado varias campañas y colaborado con el equipo de seguimiento en alguno de sus trabajos, coordinando éste las actividades y logística de las mismas. Dos han sido las entidades participantes: la Asociación Herpetológica Española (A.H.E) y la Asociación de Ciencias Ambientales (ACA).

Se han invertido también numerosas jornadas en actividades de divulgación y formación. Se ha asistido y participado activamente en reuniones sobre la evaluación del estado de conservación de los hábitats del Parque Nacional, colaborado en el curso de guías de Parques Nacionales, mantenido reuniones con la agencia uruguaya de cooperación internacional, con tareas de vigilancia ambiental en obras civiles efectuadas en el PNOMP, participado en jornadas a nivel nacional sobre el gato montés y apoyado a los gestores del Parque Nacional en el diseño y desarrollo de las IX Jornadas científicas que se celebran todos los años en Torla – Ordesa.

9.2 INTRODUCCIÓN

“Un Parque Nacional es un espacio de alto valor natural y cultural, poco alterado por la actividad humana que, en razón de sus excepcionales valores naturales, de su carácter representativo, la singularidad de su flora, de su fauna o de sus formaciones geomorfológicas, merece su conservación una atención preferente y se declara de interés general de la Nación por ser representativo del patrimonio natural español”. Los Parques Nacionales son, según esta declaración (Ley de Parques Nacionales, 1918), zonas donde la riqueza y singularidad de sus poco alterados ecosistemas naturales se muestran todavía en su esplendor y ofrecen la posibilidad ya no sólo de admirar parajes prístinos y de gran belleza, sino de también trabajar y estudiar unos procesos naturales muy sensibles y, sometidos hoy en día a fenómenos globales como el cambio climático, o locales como la transformación del hábitat debido al progresivo abandono de las actividades tradicionales, sobre todo del pastoreo del ganado en régimen extensivo tradicional y sus consecuencias, como la matorralización.

Los Parques Nacionales gozan de la máxima protección, pero a su vez están sometidos a una fuerte presión turística debido a su fama y belleza. Esto los convierte, paradójicamente, en los lugares más amenazados por factores tanto internos como externos. En concreto los Parques Nacionales de Montaña (Ordesa y Monte Perdido, Sierra Nevada, Picos de Europa, Aigüestortes y San Maurici) se muestran especialmente sensibles a fenómenos de carácter global como los anteriormente citados y a otros como la intrusión de patógenos que provocan enfermedades emergentes como las que asolan nuestras poblaciones de anfibios

En este contexto, numerosos grupos de científicos desarrollan su trabajo en duras condiciones en el 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, conocedores, en mayor o menor medida, de las características geográficas y medioambientales a las que se deben enfrentar. Como conocedores del territorio, su biodiversidad y características específicas, el equipo del programa de seguimiento ecológico de SARGA en el PNOMP, participa, a petición de los gestores del espacio, en labores de asesoramiento y trabajo de campo para la realización de alguno de estos proyectos.

Otras iniciativas para la conservación tienen un recorrido más prolongado en el tiempo, menos puntuales como en los casos de apoyo a equipos de investigación. En concreto, las campañas de recogida de datos de campo de la mariposa apolo (*Parnassius apollo*), con su 14ª edición en 2023 y los seguimientos de especies de flora amenazada.

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 TRABAJOS REALIZADOS

9.3.1. Jornadas de formación en biodiversidad

Entre los días 25 y 28 de abril de 2023 se realizaron cuatro jornadas formativas sobre biodiversidad y problemática medioambiental en los distintos sectores del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP), el valle de Ordesa, el cañón de Añisclo, el valle de Escuaín y el valle de Pineta. En estas jornadas, impartidas por el equipo de seguimiento ecológico, participó tanto personal del PNOMP (guardería y laborales) como de SARGA (información, vigilancia y mantenimiento). En cada sector se trataron temas propios de cada valle e información general para todo el territorio, con especial atención a especies y procesos biológicos estudiados en el transcurso del programa de seguimiento ecológico del PNOMP.

Las actividades y temas que se trataron se detallan a continuación:

SECTOR ESCUAÍN. 25 de abril de 2023. **ITINERARIO:** Faja Cazcarra.

- Seguimiento de meso mamíferos; rastros y huellas.
- Aves rapaces y necrófagas.
- Anfibios del Parque Nacional
- Flora del Parque Nacional.

SECTOR PINETA. 26 de abril de 2023. **ITINERARIO:** Selba Pochas – La Larri – Montaspro.

- Seguimiento de meso mamíferos; rastros y huellas las.
- Aves forestales.
- Flora del Parque Nacional.
- Geología y glaciario.
- Micromamíferos; Topillo nival.

SECTOR ORDESA. 27 de abril de 2023. **ITINERARIO:** Parador de Ordesa – Barranco Sopeliana.

- Ecotoxicología: Efectos de la contaminación atmosférica en la biodiversidad.
- Fototrampeo: Revisión de cámaras de foto trampeo. Estudio de meso mamíferos; rastros y huellas.
- Anfibios del Parque Nacional. Estado de conservación y amenazas.
- Aves forestales. Los pícidos.
- Flora del Parque Nacional.

SECTOR AÑISCLO. 28 de abril de 2023. **ITINERARIO:** Collata de Vió - Peña O Castiello – O Forato.

- FOTOTRAMPEO: Revisión de cámaras de foto trampeo. Estudio de meso mamíferos; rastros y huellas.
- AVES RAPACES. Buitres y alimoche.
- FLORA del Parque Nacional
- PUNTOS DE AGUA y su problemática.

TEMAS GENERALES:

- Relaciones ecológicas y biodiversidad
- Efectos de los antiparasitarios de origen químico en la fauna coprófaga y los ciclos ecológicos.
- Problemática de conservación.



Imagen 9.1 *Izda.:* Salida formativa en Añisclo (Autor: Archivo PNOMP). *Dcha.:* Jornada en el valle de Escuaín (Autor: Archivo PNOMP).

9.3.2. Seguimiento de la orquídea *Cypripedium calceolus* en el pnomp

Desde hace una década, el IPE – CSIC en colaboración con SARGA, monitorizan diversas especies de flora vascular amenazada en el PNOMP, entre ellas las poblaciones de la orquídea llamada zapatito de dama (*Cypripedium calceolus*), que cuenta en el Parque Nacional con varios núcleos de vital importancia para la especie. Uno de ellos se encuentra en el paraje denominado As Fuens, en el valle de Ordesa; se trata de una población recluida en una parcela de tierra entre la confluencia del río Arazas con el pequeño pero permanente manantial de As Fuens y el arroyo que allí nace. Descubierta hace pocos años, se han llegado a contabilizar más de 150 pies vegetativos y reproductores; todos los años se censan las poblaciones, anotando en la ficha de campo diferentes aspectos de cada pie analizado (estado, edad, vegetativo o con fruto, depredado...). En 2023 se procedió al censado de la parcela antes citada, que realizó la investigadora del IPE Marta Quintana y que contó con la ayuda de varios técnicos de la empresa SARGA. Dicho censo se hizo el día 9 de junio, en unas condiciones ambientales perfectas para el trabajo.



Imagen 9.2 Censado de ejemplares de *Cypripedium calceolus* en la parcela de As Fuens (Autor: Fernando Carmena).

Los resultados obtenidos pasan a engrosar el histórico del estudio de la evolución de esta especie en los distintos núcleos poblacionales presentes en el Parque Nacional.



Imagen 9.3 Ejemplar de *Cypripedium calceolus* en la parcela de As Fuens en 2023. (Autor: Fernando Carmena).

9.3.3. XII Seminario de Seguimiento a Largo Plazo en la Red de Parques Nacionales

Los días 9, 10 y 11 de octubre de 2023 se celebró en las instalaciones del CENEAM en Valsaín (Segovia), el XII Seminario de seguimiento a largo plazo en la Red de Parques Nacionales, con el fin de hacer un balance de la situación de las iniciativas de seguimiento ecológico a nivel de Red y específicas para cada Parque Nacional. En representación del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP), acudieron la Jefa de equipo de conservación Noemí Cambra Samper, la investigadora del CSIC – IPE, Dra. Begoña García y la técnico del equipo de seguimiento ecológico de SARGA, Pilar Jimeno Brabo.



Imagen 9.4 Equipo participante en el XII Seminario de seguimiento a largo plazo en la Red de Parques Nacionales en Segovia. (Autora: Pilar Jimeno Brabo).

Las conclusiones del seminario se pueden resumir de la siguiente manera:

Se pone de manifiesto la importancia de las iniciativas de seguimiento como actuaciones esenciales de gestión y evaluación que es necesario seguir apoyando y potenciando en la Red.

- Son especialmente relevantes los seguimientos que se plantean a largo plazo ya que permiten tener una visión de la evolución de los procesos y de los sistemas.
- En conjunto, el Plan de Seguimiento y Evaluación de la Red debería servirnos para mostrar o comunicar resultados sobre el estado de conservación de los sistemas a nivel de toda la Red. Con la mejora del contenido volcado al Sistema de Información de la Red (SIR), el OAPN podría hacer mayor difusión y valoración de resultados a nivel de Red.
- Se ha hecho una primera exploración de la información que hay recogida en SIR relativa a los seguimientos y se ha puesto de manifiesto que todavía queda mucho por avanzar para que quede reflejado todo el trabajo que se desarrolla en el conjunto de la Red. Hay que trabajar para entender mejor cuál es la información que se debe volcar y cómo debe hacerse para que se optimice el esfuerzo que supone su recopilación, con las posibilidades de uso y explotación posterior.
- Se ha detectado que hay temáticas de seguimiento parcialmente abordadas (sistemas acuáticos y marinos), otras en las que se puede y se debe avanzar en una armonización (especies amenazadas) y, otras que son específicas de determinadas labores de gestión y tienen un valor más local.
- Aun así, con la herramienta SIR, se ha dado un salto cualitativo en lo que se refiere a tener una visión de conjunto, y parece importante avanzar en el desarrollo del Plan de Seguimiento de la Red en el nivel II y III (adopción de protocolos armonizados e incorporación de resultados de seguimientos que se realizan en los Parques). Es necesario e importante avanzar en disponer de protocolos y metodologías comunes, aunque sea para un mínimo de iniciativas a nivel de Red.
- Se ha puesto de manifiesto el problema del almacenamiento y gestión de la información de seguimientos que se van generando en la Red; es un tema recurrente y generalizado y habrá que trabajar en buscar soluciones.
- En cuanto a la información que se genera en seguimientos que realizan otras administraciones, se necesita mejorar el acceso a la información que reportan para que pueda aplicarse al espacio de los parques nacionales:
- Se va a seguir avanzando en la conexión del SIR con el Sistema integrado de Información de la Dirección General de Biodiversidad.

- Se mantendrá el contacto con los otros organismos del MITECO que están desarrollando metodologías de seguimiento (fauna, flora, seguimiento marino y aguas) para mantener informada a la Red y viceversa, y que se puedan aprovechar sinergias.
- Se pone de manifiesto el interés por la información del Inventario Forestal Nacional (IFN) y se trabajará para obtener información con más nivel de detalle en contacto con los técnicos responsables.
- Se destaca la importancia del apoyo científico en los seguimientos. Se ve como un puntal y una oportunidad contar con la red LTER y los distintos centros de investigación ligados a los parques nacionales, a veces responsables de estas iniciativas.
- Se recuerda el papel que ofrece el centro de documentación del CENEAM como repositorio de la documentación que se genera en la Red.

9.3.4. Campaña de recogida de datos de la mariposa apolo (*Parnassius apollo*)

Hace 14 temporadas se propuso a los gestores del Parque Nacional un proyecto de ciencia ciudadana para recoger información de campo de una especie amenazada de lepidóptero, la mariposa apolo (*Parnassius apollo*). Esta mariposa, propia de ambientes fríos, puede comportarse como un excelente bioindicador para detectar cambios ligados al Cambio Climático. Así, el proyecto proponía a los visitantes del Parque Nacional que, a lo largo de sus paseos por el espacio, pudieran participar en la recogida de avistamientos de la especie y para ello se les daba una ficha de campo, para que pudieran rellenar la información sobre cuantas orugas y mariposas veían de la especie, dónde las veían, a que altitud, etc.

A los pocos años de iniciarse la campaña en el PNOMP se decidió extenderla al resto de ENP's de Aragón que tuvieran presencia de la especie. Primero se extendió a los espacios pirenaicos y prepirenaicos de la provincia de Huesca y finalmente se completó con algunos presentes en Zaragoza y Teruel, creándose de esta manera la Red de Seguimiento de la mariposa apolo en Aragón.

RED DE SEGUIMIENTO DE LA MARIPOSA APOLO EN ESPACIOS NATURALES DE ARAGÓN

¿Quieres participar en el seguimiento de una especie amenazada, en los espacios naturales y de la Red Natura 2000 en Aragón?



- 1.- Parque Natural de los Valles Occidentales
- 2.- Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido
- 3.- Parque Natural de Posets-Maladeta
- 4.- Paisaje protegido de San Juan de la Peña y Monte Croel
- 5.- Parque Natural de la Sierra y los Cañones de Guara
- 6.- Parque Natural del Moncayo
- 7.- LIC/ZEC: Montes Universales - Sierra del Tremedal
- 8.- LIC/ZEC: Maestrazgo- Sierra de Gúdar
- 9.- LIC: Sierra de Javalambre



Larva de Mariposa apolo

Adulto Mariposa apolo

- 1.- Descárgate en este código QR la ficha de campo o solicítala en cualquiera de los Centros de Interpretación de los Espacios Naturales



- 2.- Lee la ficha e infórmate de cómo es la especie, dónde vive y cuándo puede verse...
- 3.- Búscala durante tus excursiones y tanto si la ves como si no, rellena los datos que pide la ficha y mándanosla a la siguiente dirección:

info@rednaturaldearagon.com

Con tu participación, contribuyes a la conservación de esta especie y a recoger información sobre posibles impactos del Cambio Climático



Imagen 9.5 Red de seguimiento de la mariposa apolo en Aragón.

Actualmente la campaña ya sólo se compone de carteles informativos, que se distribuyen por los distintos Centros de Interpretación de los espacios naturales. Las fichas en papel, se han sustituido por un código QR que permite acceder a la información sobre la especie y a un formulario de Google que permite recoger los datos de las observaciones.

Centrándonos ya en los resultados obtenidos en la presente campaña se han recibido 58 fichas de las cuales 40 han recopilado datos de la especie en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido y áreas aledañas a éste.

Las fichas han recogido un total de 231 avistamientos de mariposas adultas y 10 orugas de la especie. En el PNOMP y su entorno se han observado 153 ejemplares de mariposa apolo. Por valles, el mayor número de citas se ha recogido en los de Vallibió-Añisclo, con 62 ejemplares, seguido de Bujaruelo, con 53 avistamientos. En el valle de Pineta se han producido 3 avistamientos, en Chisagües 2 y en otros valles asociados al río Cinca 17, provenientes en su mayor parte del valle de Trigoniero, con 7 observaciones.

Como resultados globales de la campaña en estas 14 temporadas se han registrado un total de 238 orugas y 1.263 adultos de la especie repartidas por el territorio aragonés. Las orugas, aportan valiosa información de cara a la gestión de la especie, ya que se localizan en zonas donde se producen las puestas de huevos, cuyo conocimiento es importante de cara a la protección y conservación de la especie.

Además de obtener datos sobre su distribución y abundancia, las campañas de recogida de datos permiten recoger información sobre la fenología de la especie, lo que permite identificar el periodo de vuelo de la especie y su rango altitudinal- y detectar si con el paso del tiempo se producen cambios en éstos-.

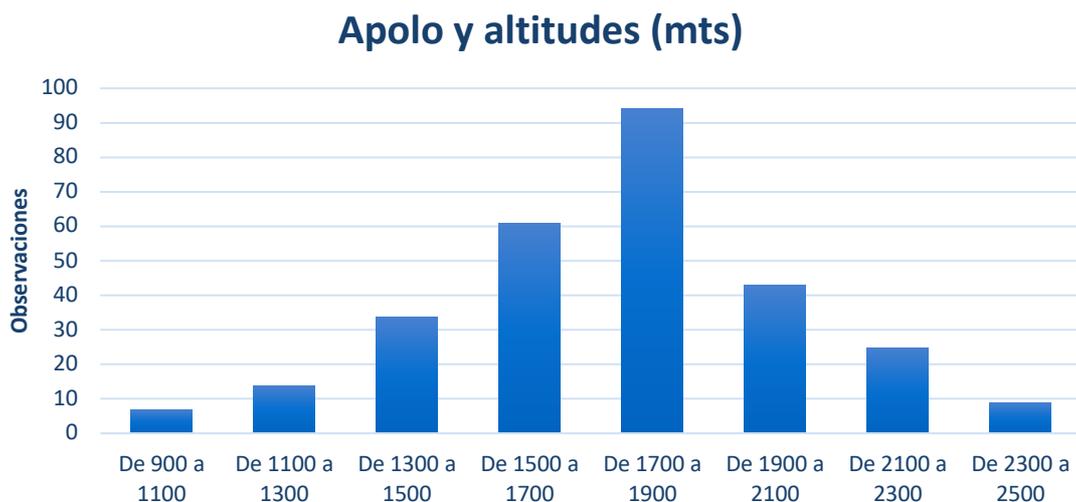


Gráfico 9.1 Observaciones de adultos y rangos altitudinales (n=391).

Avistamientos mariposa apolo

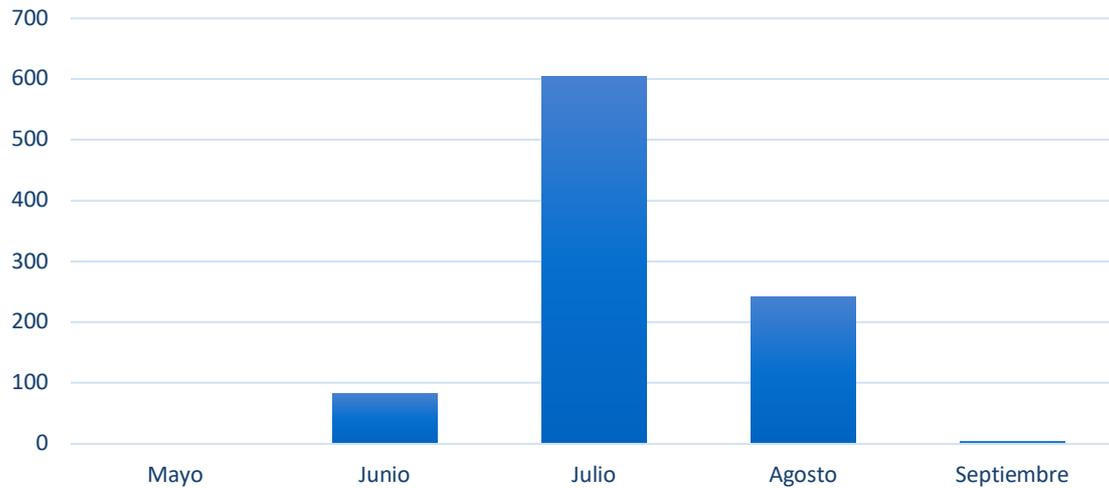


Gráfico 9.2 Observaciones de adultos y curva de vuelo (n=1166).

Para finalizar y desde la temporada pasada, se están promoviendo desde los Centros de Interpretación de los Espacios Naturales Protegidos, otras actividades dirigidas a los visitantes de los espacios, que ofrecen participar en una serie de transectos diseñados para el seguimiento de esta especie, que permiten conocer mejor a la mariposa apolo y recoger a su vez información más detallada sobre la misma.



Imagen 9.6 Mariposa apolo (*Parnassius apollo*). (Autora: Sara Navarro, voluntariado Parques Nacionales A.H.E).



Imagen 9.7 Oruga de la mariposa apolo sobre *Sedum*. (Autor: Carlos Benedé, APN del PNOMP).

9.3.5. *Hydromoth*

Dentro de las colaboraciones realizadas con diferentes entidades de carácter científico, destaca la efectuada con el equipo dirigido por el Dr. Javier Almunia Portolés (Loro Parque Fundación) y con la participación de los investigadores Dr. Fernando Rosa y Dr. Jonás Luke de la Universidad de La Laguna. Dicha colaboración ha consistido en la recepción del material (grabadora subacuática tipo *Hydromoth*, baterías y tarjetas de memoria), puesta a punto e instalación en las localidades elegidas, retirada, limpieza y envío de tarjetas al remitente.

El objetivo de este trabajo es analizar la capacidad de monitorizar la presencia y abundancia de la rana pirenaica mediante sistemas bioacústicos de bajo coste. La colocación de grabadores durante la época de actividad acústica de la especie en lugares donde está acreditada la presencia de la misma, permitirá obtener grabaciones con las que realizar pruebas piloto para la identificación de los cantos de la especie. De forma simultánea se están realizando grabaciones con animales en ambiente controlado en el Acuario de Zaragoza y en una charca donde hay presencia de rana temporaria, pero no de rana pirenaica, en el Parque Faunístico de Lacuniacha

(que se usará como control). Si esta prueba piloto muestra que la técnica es capaz de detectar la presencia de rana pirenaica de manera fiable, podrá ser usada como herramienta de monitorización de bajo coste en todo su rango de distribución.

En la Tabla 1 se reflejan los lugares escogidos para la instalación, UTM, características físicas de la instalación y fechas de inicio y fin de la actividad.

Tabla 9.1 *Hydromoth instalados en el PNOMP 2023.*

HYDROMOTH Nº	HUSO/UTM	INSTALACIÓN	FECHA IN.	FECHA FIN.
1 DIAZAS	30T 738887 / 4724154	Badina bajo cascada, margen Izda. amarrada a tronco sumergido	20230418	20230809
2 BCO. LUGAR	31T 264048 / 4720014	Badina bajo cascada, margen Izda. amarrada a tronco empotrado.	20230425	20230908
3 FUEN MOCHERA	31T 254500 / 4725533	Badina, margen Izda. amarrada a piedra sumergida	20230427	20230809

9.3.6. Voluntariado medioambiental y prácticas formativas

El programa de voluntariado medioambiental en Parques Nacionales se viene desarrollando desde hace ya varias décadas en el PNOMP. Todos los años se reciben grupos de voluntarios dirigidos y coordinados por los monitores de las entidades participantes. En 2023 ha sido la Asociación Herpetológica Española (A.H.E) y la Asociación de Ciencias Ambientales (A.C.A.) las que han presentados dos grupos de voluntarios repartidos entre los meses de verano de 2023 de la siguiente manera:

Tabla 9.2 *Turnos y componentes del programa de voluntariado en el PNOMP 2023.*

ASOCIACIÓN	TURNO	FECHAS	MIEMBROS
A.H.E	1º	Del 3 al 12 de julio de 2023	4 + monitor
A.H.E	2º	Del 12 al 21 de julio de 2023	4 + monitor
ACA	1º	Del 6 al 13 de julio de 2023	6 + 2 monitores
ACA	2º	Del 3 al 10 de septiembre de 2023	6 + 2 monitores

Todos los miembros han participado y colaborado en tareas de seguimiento ecológico junto al equipo de SARGA, en asuntos como los muestreos de invertebrados de interés comunitario (*Rosalia alpina* y *Osmoderma eremita*), anfibios (*Rana pyrenaica*) y de topillo nival (*Chionomys nivalis*). Así mismo, han continuado con los trabajos que vienen haciendo desde hace varias temporadas, como los muestreos de lagartija pirenaica (*Iberolacerta bonali*) y rana pirenaica (A.H.E) y los macroinvertebrados acuáticos (A.C.A.).



Imagen 9.8 **Izda.:** Trabajos con *Rosalia alpina* en el valle de Ordesa. (Autor: ACA). **Dcha.:** Seguimiento de anfibios, rana pirenaica. (Autor: ACA).

En el transcurso de la temporada se han compartido jornadas muy satisfactorias con los componentes del voluntariado y encontrando en ellos una colaboración intensa y desinteresada. Es destacable también la aportación de los datos generados y la de fotografías que pasan a formar parte del archivo del PNOMP con sus autores y asociación correspondientes.

Por otro lado, y en la línea que se viene desarrollando también desde hace varias décadas, se ha contado este año con la participación de varias alumnas en sus prácticas formativas de finales de estudio. En concreto han sido dos personas durante los meses de mayo y junio que cursaron el Grado Superior de Técnicos Forestales en el I.F.A. de Jaca y otra, durante los meses de julio a mediados de agosto proveniente del Grado de Ciencias Ambientales de la Escuela Politécnica Superior de Huesca.

En todos los casos las alumnas han participado de todos los trabajos de seguimiento ecológico coincidentes con su periodo de formación, aportando sus conocimientos y ampliándolos con otros nuevos siempre referidos al medio natural, su estudio y problemática de conservación



Imagen 9.9 **Izda.:** Trabajo de campo con el impacto de antiparasitarios en comunidades de coprófagos. (Autor: Fernando Carmena). **Dcha.:** Seguimiento de flora amenazada (*Galanthus nivalis*). (Autor: Fernando Carmena).

9.3.7. Jornadas científicas PNOMP 2023

Se ha colaborado con los gestores del Parque en la preparación de las jornadas de investigación del PNOMP en 2023, que se celebraron en Torla el 14 de diciembre de 2023.

Además, el equipo de seguimiento ecológico participa en estas jornadas, mediante la presentación de una charla denominada: “*Seguimiento de gato montés en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido dentro del I Censo de Gato Montés en España*”, impartida por la ponente Pilar Jimeno Brabo.



Imagen 9.10 Portada y contraportada del tríptico de las IX jornadas de investigación del PNOMP.

9.3.8. Jornadas sobre gato montés

El 22 y 23 de abril de 2023 se celebraron en las lagunas de Ruidera (Ciudad Real) unas jornadas técnicas para dar a conocer los resultados obtenidos en el “I Censo Nacional de Gato Montés” realizado en España. En la asistencia a estas jornadas se tuvo la oportunidad de conocer de primera mano la delicada situación actual que experimenta esta especie, sobre todo en el centro y sur de España. El equipo de seguimiento ecológico del Parque Nacional expuso los resultados obtenidos en el PNOMP a lo largo de los años 2020, 2022 y 2023, tras la aplicación de la metodología aportada por el coordinador del proyecto, el Dr. Emilio Virgós.



Imagen 9.11 Presentación de resultados obtenidos en el PNOMP en el Primer Censo Nacional de gato montés.

El diseño experimental para este estudio se basó en la instalación de 12 cámaras de fototrampeo cubriendo unas 2000 Ha de terreno. Las cámaras se dejaron operativas por un periodo de 2 meses y contaron con orina de lince como atrayente. En el 2020, se muestreó el valle de Ordesa, en el 2022 se muestrearon los valles de Añisclo, Escuaín y Pineta y en el 2023 los valles de Bujaruelo y Ordesa.

La presentación .ppt que fue expuesta en las jornadas con los resultados de este trabajo se incluye en el documento de anexos II\capítulo 8. Por sintetizar los resultados obtenidos, casi todos los

valles estudiados mostraron una alta ocupación por parte de la especie. El valle de Ordesa ha sido el que ha presentado una menor ocupación, en el año 2020 sólo se detectó la especie en 3 de 12 cámaras, todas ellas en la parte baja del valle, sin embargo, en 2023 se repitió el estudio y ya la ocupación aumentó a 6 de 12 cámaras en el valle de Ordesa. En el resto de valles del PNOMP, la ocupación también fue alta: Añisclo 9 de 12, Pineta 9 de 12, Escuaín 11 de 12.

Toda la información gráfica recogida en las cámaras, ha sido procesada y enviada al coordinador del proyecto para que se pueda ser analizada en detalle, si bien, se puede adelantar que las densidades de gato montés registradas en el PNOMP, son de las más altas de toda España, a juzgar por los datos expuestos en dichas jornadas técnicas.

9.3.9. Curso de guías de parques nacionales

Los gestores del Parque Nacional nos solicitaron colaboración para dar una charla a los asistentes del curso de Guías de Parques Nacionales que organiza anualmente el Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Entre las distintas actividades que oferta el curso, se incluyeron unas jornadas presenciales, celebradas en Boltaña el 23 de octubre.



Imagen 9.12 Jornada formativa en Boltaña. Curso de Guías de Parques Nacionales.

En estas jornadas se expuso a los asistentes cómo es la gestión habitual que se realiza en el PNOMP, tanto en el Parque Nacional como en la Reserva de la Biosfera. Dentro de ellas, el equipo de seguimiento ecológico mostró a los asistentes en qué consiste el Programa de Seguimiento Ecológico que se desarrolla en el Parque Nacional desde el año 2007.

La presentación realizada en formato *power point*, se adjunta en el documento de anexos II, en el capítulo 9.

9.3.10. Evaluación del estado de conservación hábitats PNOMP

El 18 de abril técnicos de la empresa SARGA junto con personal del propio Parque Nacional mantuvieron una tele-reunión en el marco del “*grupo de trabajo de estado de conservación de la red de Parques Nacionales*”, promovida por personal del OAPN.

En esta reunión técnicos del OAPN informaron del proyecto que tienen actualmente con la empresa TRAGSATEC de “*evaluación del estado de conservación de una muestra de Sistemas Naturales Vegetales en la red de Parques Nacionales*”.

Este proyecto pretende definir procedimientos para el seguimiento y evaluación del estado de conservación de los tipos de hábitats de España y establecer las correspondencias entre la tipología de hábitats existentes y los Sistemas Naturales Vegetales, que se definieron en la Ley de Parques Nacionales (Ley 30/2014).

El proyecto va a realizar una evaluación piloto de seis tipos de sistemas naturales de vegetación de la Red de Parques Nacionales, mediante la aplicación de los procedimientos de seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat.

Técnicos de Tragsatec expusieron en una breve presentación si pueden asumirse los procedimientos de evaluación y seguimiento diseñados a partir de la tipología de hábitats y si pueden aplicarse –y conviene- esos procedimientos a los sistemas naturales vegetales

9.3.11. Colaboración con OAPN y aplicación SIR

A lo largo del año se ha estado colaborando en la actualización de la información ambiental de la aplicación SIR *Sistema de Información de la Red* del Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Esta herramienta se encuentra en desarrollo y pretende aglutinar la información ambiental

disponible sobre los Parques Nacionales. Para ello se ha estado en colaboración con los técnicos encargados del OAPN y se ha ido poniendo a su disposición la información que han ido requiriendo para completar la ficha del Parque Nacional.

En relación al seguimiento ecológico, se han actualizado todas las acciones de seguimiento ecológico que se han venido realizando en el PNOMP, se ha revisado también el listado de especies de fauna y flora presentes en el Parque Nacional y las tablas con posibles impactos y amenazas.

9.3.12. Colaboración con agencia uruguaya de cooperación internacional

Se ha estado colaborando en el marco de un proyecto de cooperación triangular promovido por la Agencia Uruguaya de Cooperación Internacional y la UE. El objetivo de las reuniones mantenidas ha sido el de intercambiar experiencias en acciones de monitoreo y seguimiento de fauna y flora entre los distintos países, en este caso Costa Rica, Uruguay y España. Las distintas reuniones se realizaron virtualmente, a través de la plataforma ZOOM.

Se prepararon un par de presentaciones en formato power-point (adjuntas en anexo II, capítulo 9) para que los distintos técnicos invitados pudieran conocer cómo es y en qué consiste el Programa de inventariado y monitorización de los recursos naturales del PNOMP y qué problemática hemos encontrado a lo largo de estos años, para realizar los trabajos vinculados a la propuesta de seguimiento ecológico en el PNOMP; también se pudo conocer de primera mano, cómo se está trabajando en el desarrollo de programas de monitoreo ecológico en varios países de América central y del sur. Finalizadas las exposiciones realizadas por los técnicos, se participó a su vez en la elaboración de un documento de conclusiones.

9.3.13. Colaboración con el programa el bosque encantado de antena aragon

El día 9 de octubre se colaboró en el rodaje de un reportaje televisivo sobre el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido realizado por el programa “*El bosque encantado*” de Antena Aragón.

Técnicos de Sarga comentaron al presentador del programa, Mariano Navascués, en qué consiste el Programa de Seguimiento Ecológico que se desarrolla en el Parque Nacional desde el año 2007 y cual es la problemática de conservación de algunas de las especies de fauna más emblemáticas que atesora el Parque Nacional, como por ejemplo la rana pirenaica.



Imagen 9.13 *Técnicos de SARGA entrevistados por los redactores del programa “El boque encantado”.*

9.3.14. Colaboración en la vigilancia ambiental de obras civiles en el *pnomp*

A lo largo de la temporada se han realizado varias colaboraciones puntuales con dos obras civiles que se han llevado a cabo en el Parque Nacional, como han sido las obras de ampliación de la carretera que discurre por el fondo de valle de Añisclo y las obras de acondicionamiento e instalación de un puente sobre el río Cinca en Pineta.

Para la ampliación de la carretera que discurre por el valle de Añisclo, los trabajos han consistido en la realización de una serie de prospecciones de flora y fauna en las zonas afectadas por la ampliación de la misma. Durante estos trabajos se georreferenciaron y balizaron los ejemplares

que podrían resultar afectados por las obras, en particular los pies de acebo (*Ilex aquifolium*) y los ejemplares de oreja de oso (*Ranunculus myconi*) que se encontraban más próximos a las márgenes de la carretera. Además, se realizaron algunas experiencias de traslocación con los ejemplares de oreja de oso que podían verse directamente afectados por las obras.



Imagen 9.14 Oreja de Oso en floración.

Por otro lado, y también en relación con las obras de ampliación de la carretera de Añisclo, también se realizaron una serie de muestreos de herpetofauna, especialmente en las zonas de intersección de la carretera con algunos barrancos laterales, que van a desembocar al cauce del río Bellós, y con objeto de detectar si se podrían producir afecciones sobre anfibios amenazados como rana pirenaica o el tritón pirenaico.

Respecto a las obras de instalación del nuevo puente sobre el río Cinca en Pineta, toda el área de trabajo fue prospectada con carácter previo al comienzo de los trabajos y se marcaron y

georreferenciaron todos aquellos pies de *Salix daphnoides* susceptibles de verse afectados por las obras. Los ejemplares que se iban a ver afectados fueron traslocados a las márgenes del cauce.



Imagen 9.1 Marcando ejemplares de *Salix daphnoides* en la ribera del Cinca.

Las obras del nuevo puente obligaron a hacer también un desvío provisional del cauce, para lo cual tuvieron que realizarse una serie de trabajos de rescate de la fauna acuática allí presente, fundamentalmente ejemplares de trucha común, que fueron liberadas, aguas arriba de la actuación proyectada.

Para cada una de las obras proyectadas se elaboró un informe con las actuaciones y resultados obtenidos. Estos informes se adjuntan en el documento de anexos, anexo II\capítulo 9.