

**UNIVERSITAT  
DE  
VALÈNCIA**



**FACULTAT  
DE  
FARMÀCIA**

---

**TESIS DOCTORAL**

REALIZADA EN EL DEPARTAMENT DE BIOLOGIA CEL·LULAR I PARASITOLOGIA,  
FACULTAT DE FARMÀCIA, UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

**Programa de Doctorado en Parasitología Humana y Animal**

**INFLUENCIA DE FACTORES INTRÍNSECOS Y  
EXTRÍNSECOS SOBRE LA EVOLUCIÓN POSTINCENDIO  
DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DEL RATÓN DE  
CAMPO, *Apodemus sylvaticus*, EN EL PARC NATURAL DE LA  
SERRA CALDERONA (C. VALENCIANA)**

por

**SANDRA SÁEZ DURÁN**

Directores

**Dr. MÀRIUS VICENT FUENTES i FERRER**  
Profesor Titular de Parasitología

Departament de Biologia Cel·lar i Parasitologia  
Facultat de Farmàcia, Universitat de València

y

**Dra. MARÍA TERESA GALÁN PUCHADES**  
Profesora Titular de Parasitología

Departament de Biologia Cel·lar i Parasitologia  
Facultat de Farmàcia, Universitat de València

**València, 2015**



*Al gat salvatge  
de la Serra Calderona.*



## DEPARTAMENT DE BIOLOGIA CEL·LULAR I PARASITOLOGIA

Los abajo firmantes Dr. MÀRIUS VICENT FUENTES i FERRER y Dra. MARÍA TERESA GALÁN PUCHADES, Profesores Titulares del Área de Parasitología del Departament de Biologia Cel·lular i Parasitologia de la Facultat de Farmàcia de la Universitat de València, por la presente:

**CERTIFICAN:** que Doña SANDRA SÁEZ DURÁN ha realizado íntegramente la Tesis Doctoral titulada “INFLUENCIA DE FACTORES INTRÍNSECOS Y EXTRÍNSECOS SOBRE LA EVOLUCIÓN POSTICENDIO DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DEL RATÓN DE CAMPO, *Apodemus sylvaticus*, EN EL PARC NATURAL DE LA SERRA CALDERONA (C. VALENCIANA)” en el Departament de Biologia Cel·lular i Parasitologia de la Universitat de València, con el fin de optar al grado de Doctor en Farmacia.

Y para que así conste a los efectos oportunos, firman la presente en Valencia a 14 de mayo de 2015.

Fdo.:

Dr. Màrius Vicent Fuentes i Ferrer

Fdo.:

Dra. María Teresa Galán Puchades



**Sáez-Durán S, 2015.** *Influencia de factores intrínsecos y extrínsecos sobre la evolución postincendio de la comunidad helmintiana del ratón de campo, Apodemus sylvaticus, en el Parc Natural de la Serra Calderona (C. Valenciana).* Tesis Doctoral (Dir. MV Fuentes & MT Galán-Puchades), Facultat de Farmàcia, Universitat de València, 330 pp.

A lo largo de casi dos décadas se ha estado analizando el papel de los helmintos del ratón de campo, *Apodemus sylvaticus*, como bioindicadores del proceso de regeneración postincendio en el ecosistema de bosque mediterráneo del Parc Natural de la Serra Calderona, entre las provincias de Castelló y València. Formando parte de este proyecto multidisciplinar, se analiza la influencia de factores intrínsecos y extrínsecos sobre la evolución postincendio de las 10 especies componentes de la comunidad helmintiana del ratón de campo, 18 años después del incendio forestal. El análisis se ha llevado a cabo sobre 917 *A. sylvaticus*, 675 procedentes de las zonas quemadas y 242 de las zonas control. Las 10 especies cuya prevalencia y abundancia se analiza anualmente son: *Taenia parva* larvae (*Tp*), *Pseudocatenotaenia matovi* (*Pm*), *Skrjabinotaenia lobata* (*Sl*), *Trichuris muris* (*Tm*), *Eucoleus bacillatus* (*Eb*), *Aonchotheca annulosa* (*Aa*), *Heligmosomoides polygyrus* (*Hp*), *Syphacia stroma* (*Ss*), *S. fredreric* (*Sf*) y *Mastophorus muris* (*Mm*). Los resultados del análisis ecológico muestran que en las zonas quemadas tiene lugar: el cambio en la distribución de algunas poblaciones helmintianas, las cuales pierden agregación (*Tp*, *Pm*, *Sl*, *Tm*, *Hp*, *Mm*), aumentando su capacidad de desestabilización de la población hospedadora; la correlación con la densidad poblacional del hospedador (*Ss*); la variación en las correlaciones de la parasitación con variables climáticas y respecto a periodos de estudio anteriores (*Pm*, *Sl*, *Tm*, *Eb*, *Hp*); la gran fluctuación interanual de la parasitación y su diferente comportamiento respecto a las zonas control (*Tp*, *Tm*, *Eb*, *Aa*, *Hp*, *Ss*, *Sf*, *Mm*); la mayor influencia del año y del periodo postincendio sobre la prevalencia y/o abundancia (*Pm*, *Sl*, *Tm*, *Eb*, *Aa*); y la diferente influencia del sexo y/o la edad del hospedador (*Tp*, *Tm*, *Eb*, *Hp*, *Ss*, *Sf*, *Mm*). Estas observaciones se muestran como bioindicadores del proceso de regeneración y cicatrización postincendio, presente y perceptible aún 18 años después, concluyéndose que tanto el ratón de campo, *A. sylvaticus*, como los helmintos componentes de su comunidad helmintiana se confirman como válidos bioindicadores del proceso de regeneración postincendio en ecosistemas de bosque mediterráneo.

**PALABRAS CLAVE:** Comunidad helmintiana, poblaciones helmintianas componentes, *Apodemus sylvaticus*, regeneración postincendio, factores intrínsecos, factores extrínsecos, bioindicadores, ecosistemas mediterráneos, Parc Natural de la Serra Calderona, Comunitat Valenciana.





# ÍNDICE

<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	15
<b>CAPÍTULO PRIMERO</b>	
<b>1.- INTRODUCCIÓN</b> .....	23
1.1.- LOS PARÁSITOS DE MICROMAMÍFEROS COMO FUENTE DE INFORMACIÓN .....	23
1.2.- EL IMPACTO DEL FUEGO SOBRE LOS ECOSISTEMAS Y LA REGENERACIÓN POSTINCENDIO DEL SUELO, LA VEGETACIÓN Y LA FAUNA .....	28
1.3.- ANTECEDENTES DEL ESTUDIO. EL CASO DEL PARC NATURAL DE LA SERRA CALDERONA .....	33
1.4.- OBJETIVOS DEL ESTUDIO .....	37
1.5.- FUNDAMENTOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS .....	38
<b>CAPÍTULO SEGUNDO</b>	
<b>2.- MATERIAL Y MÉTODOS</b> .....	47
2.1.- MATERIAL .....	47
2.1.1.- Procedencia del material mastozoológico analizado: El Parc Natural de la Serra Calderona .....	47
2.1.2.- El ratón de campo, <i>Apodemus sylvaticus</i> (Linnaeus, 1758) .....	65
2.2.- MÉTODOS Y TÉCNICAS DE CAMPO .....	69
2.2.1.- Obtención de los hospedadores .....	69
2.2.2.- Toma de datos de los hospedadores .....	74
2.3.- MÉTODOS Y TÉCNICAS PARASITOLÓGICAS .....	76
2.3.1.- Extracción y conservación de los helmintos .....	76
2.3.2.- Estudio de los helmintos hallados .....	78
2.3.3.- Determinación definitiva al microscopio .....	78
2.4.- DESCRIPCIÓN DE LOS FACTORES INTRÍNSECOS Y EXTRÍNSECOS .....	79
2.4.1.- Factores intrínsecos .....	79
2.4.2.- Factores extrínsecos .....	81
2.5.- TERMINOLOGÍA Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO .....	85
2.5.1.- Terminología utilizada en el estudio helmintoecológico y en la caracterización de la comunidad helmintiana .....	85
2.5.2.- Métodos y técnicas estadísticas .....	93

**CAPÍTULO TERCERO**

<b>3.- ESTUDIO MASTOZOOLÓGICO .....</b>	<b>105</b>
3.1.- ANÁLISIS GLOBAL EN ZONAS POSTINCENDIO Y ZONAS TESTIMONIO ...	105
3.1.1.- Zonas postincendio .....	106
3.1.2.- Zonas testimonio .....	107
3.2.- DINÁMICA POBLACIONAL Y DE RECOLONIZACIÓN POSTINCENDIO .....	109
3.2.1.- <i>Crocidura russula</i> .....	109
3.2.2.- <i>Mus spretus</i> .....	110
3.2.3.- <i>Apodemus sylvaticus</i> .....	111
3.3.- DISCUSIÓN .....	115

**CAPÍTULO CUARTO**

<b>4.- CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE <i>Apodemus sylvaticus</i> EN EL PARC NATURAL DE LA SERRA CALDERONA .....</b>	<b>123</b>
4.1.- CLASIFICACIÓN SISTEMÁTICA Y BIOECOLOGÍA DE LAS ESPECIES HELMINTIANAS HALLADAS .....	123
4.2.- CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE <i>Apodemus sylvaticus</i> EN ZONAS POSTINCENDIO Y TESTIMONIO .....	129

**CAPÍTULO QUINTO**

<b>5.- EVOLUCIÓN POSTINCENDIO DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE <i>Apodemus sylvaticus</i> .....</b>	<b>135</b>
5.1.- ANÁLISIS ANUAL DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE LAS ZONAS POSTINCENDIO EN FUNCIÓN DE LOS CICLOS BIOLÓGICOS .....	135
5.2.- ANÁLISIS ANUAL DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE LAS ZONAS POSTINCENDIO EN FUNCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD .....	137
5.3.- CARACTERIZACIÓN ANUAL DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS POSTINCENDIO .....	147
5.3.1.- <i>Taenia parva</i> larvae .....	148
5.3.2.- <i>Pseudocatenotaenia matovi</i> .....	149
5.3.3.- <i>Skrjabinotaenia lobata</i> .....	150
5.3.4.- <i>Trichuris muris</i> .....	151
5.3.5.- <i>Eucoleus bacillatus</i> .....	152
5.3.6.- <i>Aonchotheca annulosa</i> .....	153
5.3.7.- <i>Heligmosomoides polygyrus</i> .....	154
5.3.8.- <i>Syphacia stroma</i> .....	155

---

5.3.9.- <i>Syphacia frederici</i> .....	156
5.3.10.- <i>Mastophorus muris</i> .....	157
5.4.- EVOLUCIÓN ANUAL DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS POSTINCENDIO EN FUNCIÓN DEL SEXO DEL HOSPEDADOR .....	158
5.4.1.- <i>Taenia parva</i> larvae .....	159
5.4.2.- <i>Pseudocatenotaenia matovi</i> .....	160
5.4.3.- <i>Skrjabinotaenia lobata</i> .....	161
5.4.4.- <i>Trichuris muris</i> .....	162
5.4.5.- <i>Eucoleus bacillatus</i> .....	163
5.4.6.- <i>Aonchotheca annulosa</i> .....	164
5.4.7.- <i>Heligmosomoides polygyrus</i> .....	165
5.4.8.- <i>Syphacia stroma</i> .....	166
5.4.9.- <i>Syphacia frederici</i> .....	167
5.4.10.- <i>Mastophorus muris</i> .....	168
5.5.- EVOLUCIÓN ANUAL DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS POSTINCENDIO EN FUNCIÓN DE LA EDAD DEL HOSPEDADOR .....	169
5.5.1.- <i>Taenia parva</i> larvae .....	170
5.5.2.- <i>Pseudocatenotaenia matovi</i> .....	171
5.5.3.- <i>Skrjabinotaenia lobata</i> .....	172
5.5.4.- <i>Trichuris muris</i> .....	173
5.5.5.- <i>Eucoleus bacillatus</i> .....	174
5.5.6.- <i>Aonchotheca annulosa</i> .....	175
5.5.7.- <i>Heligmosomoides polygyrus</i> .....	176
5.5.8.- <i>Syphacia stroma</i> .....	177
5.5.9.- <i>Syphacia frederici</i> .....	178
5.5.10.- <i>Mastophorus muris</i> .....	179
5.6.- ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE LAS ZONAS TESTIMONIO EN FUNCIÓN DE LOS CICLOS BIOLÓGICOS .....	180
5.7.- ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE LAS ZONAS TESTIMONIO EN FUNCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD .....	181
5.8.- ANÁLISIS DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS TESTIMONIO EN FUNCIÓN DEL SEXO DEL HOSPEDADOR ...	183

5.9.- ANÁLISIS DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS TESTIMONIO EN FUNCIÓN DE LA EDAD DEL HOSPEDADOR	185
---	-----

**CAPÍTULO SEXTO**

<b>6.- INFLUENCIA DE FACTORES INTRÍNSECOS Y EXTRÍNSECOS SOBRE LA EVOLUCIÓN POSTINCENDIO DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE <i>Apodemus sylvaticus</i></b>	191
6.1.- INFLUENCIA DE LA CLIMATOLOGÍA Y DENSIDAD POBLACIONAL DEL HOSPEDADOR SOBRE LA COMUNIDAD HELMINTIANA	191
6.1.1.- Zonas postincendio	192
6.1.2.- Zonas testimonio	198
6.2.- INFLUENCIA DEL TIPO DE ENCLAVE, EL AÑO Y EL PERIODO DE CAPTURA, LA EDAD Y EL SEXO DEL HOSPEDADOR SOBRE LA BIOECOLOGÍA Y LA BIODIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA	204
6.2.1.- Análisis de las prevalencias	204
6.2.2.- Análisis de las abundancias	206
6.3.- INFLUENCIA DEL TIPO DE ENCLAVE, EL AÑO Y EL PERIODO DE CAPTURA, LA EDAD Y EL SEXO DEL HOSPEDADOR SOBRE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES	208
6.3.1.- Análisis de las prevalencias	208
6.3.2.- Análisis de las abundancias	210

**CAPÍTULO SÉPTIMO**

<b>7.- DISCUSIÓN</b>	217
7.1.- LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE <i>Apodemus sylvaticus</i> EN ZONAS POSTINCENDIO Y ZONAS TESTIMONIO	217
7.1.1.- Análisis global	217
7.1.2.- Ciclos biológicos helmintianos	219
7.1.3.- Biodiversidad helmintiana	223
7.2.- LAS POBLACIONES HELMINTIANAS DE LAS ESPECIES COMPONENTES	226
7.2.1.- <i>Taenia parva</i> larvae	226
7.2.2.- Cestodos Catenotaeniidae: <i>Pseudocatenotaenia matovi</i> y <i>Skrjabinotaenia lobata</i> ...	229
7.2.3.- Nematodos pseudogehelminetos: <i>Trichuris muris</i> y <i>Eucoleus bacillatus</i>	233
7.2.4.- <i>Aonchotheca annulosa</i>	237

---

7.2.5.- Nematodos geohelminfos: <i>Heligmosomoides polygyrus</i> .....	241
7.2.6.- Nematodos ageohelminfos: <i>Syphacia stroma</i> y <i>Syphacia frederici</i> .....	247
7.2.7.- <i>Mastophorus muris</i> .....	252
7.3.- DISCUSIÓN FINAL .....	255
<b>CAPÍTULO OCTAVO</b>	
<b>8.- CONCLUSIONES</b> .....	261
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	267
<b>ANEXO</b> .....	297



## **Agradecimientos**

*Antes de comenzar la redacción del presente trabajo, quiero elaborar un apartado especial para agradecer el apoyo y todas aquellas colaboraciones a nivel personal e institucional, que han hecho posible tanto el inicio como la continuidad y finalización de esta Tesis.*

*Quiero agradecer en especial a mi director, el Dr. MÀRIUS VICENT FUENTES i FERRER, Profesor Titular del Departament de Biologia Cel·lular i Parasitologia de la Facultat de Farmàcia de la Universitat de València, con quien me inicié en el campo de la Parasitología hace ya algunos años, realizando también mi primer trabajo de investigación bajo su dirección. “Gràcies de tot cor, pel teu recolçament al principi i durant tots els anys que hem treballat junts al laboratori i a la Serra; i també fora d’aquest àmbit, deixant-me formar part de la teva família des del primer moment. Sense tu, la teva feina i el teu ànim, no hauria sigut possible”.*

*Mi más cálido agradecimiento a la Dra. M<sup>o</sup> TERESA GALÁN PUCHADES, co-directora de esta Tesis y Profesora Titular del mismo Departamento, por despertar en*

*mí la curiosidad y el interés por el mundo de la Parasitología mediante sus clases en mi último año de licenciatura, por ayudarme a formar parte de su equipo de investigación, por los buenos ratos pasados en las expediciones realizadas, a nivel científico y personal, y por dejarme formar parte también de su familia desde entonces y lo que nos queda... Gracias Maite.*

*El presente trabajo ha sido llevado a cabo gracias a la financiación de los siguientes Proyectos de investigación:*

- Proyectos PB87-0135 y PB92-0517-C02-01, del Ministerio de Educación y Ciencia.*
- Proyecto CPE/073 De la Institució Valenciana d'Estudis i Investigació.*
- Proyecto BOS 2000-0570-C02-02 y CGL 2007-61173/BOS, del Ministerio de Ciencia y Tecnología.*
- Proyecto GV05/001 de la Conselleria d'Empresa, Universitat i Ciència de la Generalitat Valenciana.*
- Proyectos UV97-2216 y UV-AE 20060233 de la Universitat de València.*

*Este trabajo no hubiera sido posible sin la autorización concedida por la Conselleria con responsabilidad en materia de medio ambiente de la Generalitat Valenciana, así como sin la colaboración de la Oficina del Parc Natural de la Serra Calderona.*

*Quiero dar las gracias a todos los compañeros y compañeras que me precedieron en este estudio, con casi todos los cuales tuve la oportunidad de compartir trabajo de campo y de laboratorio, y cuyos resultados parasitológicos forman parte de la presente Tesis: la Dra. ANA M<sup>o</sup> CERREZUELA BRAVO, quien inició el estudio en la Serra Calderona; ANTONIO RIDAURA SAGRADO, quien me enseñó a diseccionar mi primer Apodemus y compartí mis primeros trampeos, gracias Toni por esos ratos; la Dra. SANDRA SAINZ ELIPE, con quien pasé muchas horas en la Serra y codo a codo en el*



*laboratorio, siempre con tu sonrisa, gracias Sandrita, y a mí también me hubiera encantado pasar aún más tiempo contigo en el laboratorio y fuera de él; y ÁNGELA L. DEBENEDETTI LÓPEZ, con quien compartí mi última etapa de trabajo de campo y laboratorio, gracias Angelilla por tu ayuda y apoyo estos dos últimos años, te deseo lo mejor de todo corazón y suerte con esa tesis que casi la tienes.*

*Quiero agradecer a todo el profesorado del área de Parasitología por el trato diario y por haber aprendido siempre de ellos: Dra. MARÍA TRELIS, que fuimos compañeras de laboratorio y expediciones cuando las dos comenzamos en el departamento, y hemos continuado esa amistad hasta hoy, gracias María por todo y sobretodo por esos ánimos y ayuda que siempre me has brindado; Dr. ANTONIO MARCILLA, por estar ahí siempre y por tu amable trato durante el tiempo que hemos trabajado juntos en esas prácticas de inmuno en las que tanto me ayudaste; Dra. CARLA MUÑOZ, con quien también compartí trabajo de campo y laboratorio en mis inicios y quien siempre me ha echado una mano cuando lo he necesitado, gracias Carla; Dr. RAFAEL TOLEDO, del que también he aprendido durante estos años, aunque no lo comentáramos mientras fumábamos; Dr. JOSÉ GUILLERMO ESTEBAN, con quien también he compartido expediciones, quien me ha enseñado mucho durante el Máster, y también en las prácticas de su asignatura para poder impartir algunos grupos y quien me co-dirigió en mi primer trabajo de investigación, gracias por todo; Dra. ADELA VALERO, Prof. Dra. M<sup>a</sup> DOLORES BARGUES y Prof. Dr. SANTIAGO MAS COMA; con quienes he compartido trabajo diario en el departamento y una expedición en Perú inolvidable para mí, gracias.*

*No quiero dejar de agradecer al equipo de helmintofauna de Barcelona, liderado por el Prof. Dr. CARLES FELIU, por los momentos vividos en las expediciones a las sierras de la Península, “moltes gràcies” y un recuerdo especial al Dr. JOAN CARLES CASANOVA, no olvidaremos la borrega de Sierra Espuña.*

*También me gustaría dar las gracias a los miembros del P.A.S. del Departamento, M<sup>a</sup> CARMEN PARDO, CLEMENTE BAÑULS y ARACELI TERRONES, por facilitarme todo lo que está en su mano en cuanto a papeleos y material de laboratorio. Y a las dos chicas de la limpieza por esos minutillos compartidos, gracias, MARINA y CLARA.*

*Un cariñoso agradecimiento a todos los compañeros del Departamento con los que he trabajado en algún momento a lo largo de todos los años en los que he estado realizando esta Tesis: Dra. CAROLINA GONZÁLEZ, amiga, cuantos ratitos buenos hemos pasado; Dra. MÓNICA GOZALBO, “anant i venint, sempre ens trobem, que tingues molta sort”; Dr. ANTONI MARÍN, “bons moments, fa molt de temps, gaudeix de sa illa”; Dra. ANA ESPERT, siempre dispuesta a ayudar, gracias por todo; Dr. MESSAUD KOUHBANE, siempre ahí y esos cigarritos han dado mucho de sí; Dr. PATRICIO ARTIGAS, desde el Máster hasta hoy, mucha suerte Pato; Dra. ILRA FUNATSU, un placer conocerte; ABEL, espero que te vaya bien; Dra. VICKY PERIAGO, seguro que te irá de maravilla; Dr. JAVIER SOTILLO, gracias por tu ayuda cuando la necesité, qué lejos estás; Dr. J. MANUEL LATORRE, cuánto tiempo desde el Delta, suerte; Dra. MELISA HIGÓN, eres un encanto, mucha suerte; AMPARO VIDAL, cuantos ratos de trabajo para esas prácticas, espero que leas pronto tu tesis, te lo mereces; Dr. NACHO PÉREZ, compartimos laboratorio muchas horas, prácticas y más de un buen rato, te deseo grandes cosas papi; Dra. ALBA CORTÉS, con algún que otro cigarrillo y risas, un placer coincidir contigo; ALICIA GALIANO, en el departamento y en la playa, suerte con todo; y M<sup>a</sup> JOSÉ IRISARRI, siempre con esa dulce sonrisa, así da gusto ir por los pasillos. Pido disculpas por si he olvidado a alguien, han sido muchas idas y venidas a lo largo de muchos años, así que desde aquí, gracias.*

*Quiero dar las gracias de un modo especial a mi amiga Amparo, nos reencontramos después de unos años y has sido mi mejor apoyo desde mi vuelta a Valencia, gracias amiguita y un besito a Irati.*

*A mis amigas de siempre, Atxi y Moni, a pesar de la distancia durante mucho tiempo, siempre estáis tan cerca...Gracias. También a todos mis amigos de La Sénia, los de toda la vida, Prades, Gentil, Javi, Carlos,... por el apoyo y cariño incondicional y a mis nuevos amigos, Ivana, Espe, Paco, Jesu, Pere y “la resta d’amics de Bétera, els que m’heu adoptat com una més des del primer dia, gràcies per fer-me sentir a casa”.*

*A los farmatas, Esteban, Susi, Mexe, Óscar y Mary, gracias por el día a día y ponérmelo fácil cuando lo he necesitado, grandes Rosanos.*

*Y como no, a mi familia, abuel@s, ti@s, prim@s (a Cris, por esos ratos de trabajo compartidos), sobrin@s y al recién llegado, Luis, porque son eso, mi familia. Y a mi nueva familia, en especial a; Mario, “per compartir tants ratets bons a la nostra llar, aún sin lazos de sangre” y Guillem, “encara que no hi estigues tant, estàs”. A Antonio, gracias por tus siempre interesantes conversaciones, dentro y fuera de la Parasitología.*

*A mis hermanas Nuria y Elena, que siempre están ahí para todo y que me aportan ilusión en el día a día y apoyo en todo lo que hago, “JVAB”; a Joaquín y Armando, buena elección hermanas; a mis padres, Desi y Pepe, gracias por todo, soy lo que soy por vosotros y aunque no lo creas, mami, mi modelo a seguir; y a mis sobrinas Lucía y Clara, que sin ser conscientes de ello iluminan mi vida con su alegría.*

*Y finalmente, “al meu Mario, que sempre m’anima amb un somriure i fa que tot siga possible, gràcies”.*



**CAPÍTULO PRIMERO**

**INTRODUCCIÓN**





## **1.- INTRODUCCIÓN**

En este capítulo se presentan varios aspectos de los parásitos, en general, y de los helmintos parásitos de los pequeños mamíferos o micromamíferos, en particular, relacionados fundamentalmente con su papel como fuente de información.

En el primer subcapítulo se aborda el papel de los parásitos de micromamíferos como fuente de información.

En el segundo subcapítulo se revisa el impacto del fuego sobre los ecosistemas, fundamentalmente los de bosque mediterráneo, así como el proceso de regeneración postincendio del suelo, de la vegetación y de la fauna.

El tercer subcapítulo hace referencia a los antecedentes del estudio, sobre todo los realizados en el propio Parc Natural de la Serra Calderona tras el incendio de 1992, objetivo del presente estudio.

En el cuarto subcapítulo se relacionan los objetivos del presente estudio, tanto los generales como los específicos.

Finalmente, en el quinto subcapítulo se presenta tanto la estructura del estudio llevado a cabo, explicando el contenido de cada uno de los capítulos y subcapítulos, así como la justificación, a modo de fundamentos en los que se basa la presente tesis doctoral.

### **1.1.- LOS PARÁSITOS DE MICROMAMÍFEROS COMO FUENTE DE INFORMACIÓN**

La estricta relación entre los parásitos y sus hospedadores ha permitido que éstos hayan sido propuestos en varias ocasiones como marcadores biológicos, tanto de aspectos como la biología, las dinámicas de población e incluso la filogenia de sus hospedadores (Biocca & Khalil, 1981; Mackenzie, 1982, 1983; Williams et al., 1992), como de los impactos medioambientales, tanto acuáticos como terrestres (Spratt, 1987; Galán-Puchades & Fuentes 1996; Marcogliese & Cone, 1996; Lafferty,

1997; Galán-Puchades et al., 1998, 1999; Lafferty & Curis, 1999; Fuentes et al., 2005a, 2007a, b; 2009, 2010; Sainz-Elife et al., 2007).

En las revisiones llevadas a cabo por Cerezuela (2000) y Sainz-Elife (2009) sobre los parásitos como fuente de información, se destaca su papel desde los puntos de vista de la ecología, la zoogeografía y la corología de sus hospedadores, y sobre su utilización como bioindicadores de impactos antropogénicos.

En el aporte de los parásitos a la ecología de los hospedadores, cabe destacar las observaciones de Marcogliese (2005) referentes a la información que los parásitos ofrecen sobre sus hospedadores y las interacciones de éstos con el ecosistema, basadas en la vía trófica de transmisión de muchas especies parásitas. En este sentido cobra gran relevancia el conocimiento de los ciclos parasitarios, sobre todo aquellos de ciclo indirecto o heteroxeno en los cuales la presencia de determinadas especies parásitas en una especie hospedadora estará en función de la composición de su dieta. En el caso de los micromamíferos, la importancia de la ingesta de invertebrados de una especie hospedadora determinada podría elucidarse a partir de la composición y la estructura de la comunidad helmintiana de ésta, tanto en aquellas especies con carácter mayoritariamente insectívoro como en las de mayor carácter granívoro. La presencia de determinadas especies parásitas puede proporcionar información válida también de la fauna de invertebrados presentes en el enclave estudiado, sobre todo cuando la especificidad de una especie parásita a nivel de sus hospedadores intermediarios es a nivel específico (oioxenia) o genérico (estenoxenia). Además, aquellas especies helmintianas de ciclo heteroxeno para las cuales los micromamíferos hacen la función de hospedador intermediario o paraténico, pueden revelar información sobre la presencia de los hospedadores definitivos, carnívoros y rapaces fundamentalmente.

Otro aspecto importante sobre el cual los parásitos ofrecen una relevante información es la ecología del propio ecosistema analizado. Por ejemplo, la presencia o ausencia de ciclos acuáticos puede revelar la existencia de corrientes de agua permanentes que permitan la consecución de ciclos que precisen de hospedadores intermediarios acuáticos. Por otra parte, las especies helmintianas de ciclo directo,



pueden proporcionar información de las condiciones ambientales del enclave, ya que la persistencia y viabilidad de determinadas formas de resistencia parasitaria se verá favorecida o perjudicada en función de la climatología y de su variabilidad estacional. Además, los estudios comparativos entre las comunidades helmintianas de una misma especie hospedadora pueden reflejar las características biológicas de cada uno de ellos, como el llevado a cabo sobre la musaraña común, *Crocidura russula*, por Fuentes et al. (2005b). En este estudio se compara la comunidad helmintiana de este insectívoro en tres enclaves del mediterráneo occidental bien diferentes (la isla de Eivissa, l'Albufera de València y el PN de la Serra Calderona) con el conjunto de la Península Ibérica, proponiéndose a los helmintos de *C. russula* como marcadores biológicos útiles en la comparación de enclaves relacionados ecológica y/o geográficamente.

La información generada por los parásitos sobre la zoogeografía y la corología de sus hospedadores fue también ampliamente revisada por Cerezuela (2000). Los parásitos han sido ampliamente utilizados como bioindicadores en estudios sobre la biología de las poblaciones hospedadoras, sobre todo de vertebrados e invertebrados acuáticos (Mackenzie, 1986, 2002), aportando información sobre las vías de migración de éstas. En ecosistemas terrestres destaca el papel de los helmintos parásitos como marcadores biogeográficos, proporcionando información sobre las vías de colonización llevadas a cabo por sus hospedadores. Cabe mencionar los estudios llevados a cabo sobre parásitos, fundamentalmente helmintos, de mamíferos en islas, los cuales permitieron dilucidar sus propias vías de colonización, así como la de sus hospedadores, fundamentalmente micromamíferos. Entre estos estudios cobran especial relevancia los llevados a cabo en islas mediterráneas (Mas-Coma & Feliu, 1984; Mas-Coma et al., 1984; Goüy de Belloch et al., 2002, 2003). Además, y como confirmación de la importancia de los parásitos como fuente de información de las vías de colonización de éstos y de sus hospedadores, debe hacerse referencia a dos claros ejemplos de helmintos parásitos del lirón careto, *Eliomys quercinus*, en la Península Ibérica. En primer lugar, la cita del trematodo *Dollfusinus frontalis* como parásito de *E. quercinus* en el PN de la Serra Calderona, que supuso el primer reporte

del braquiláimido a nivel continental y en cualquier hospedador en la Península Ibérica (Galán-Puchades et al., 1994). Este hallazgo confirmaría la vía de colonización por parte del parásito, junto con su hospedador, desde el continente africano a través del arco Bético-Rifeño-Magrebino hacia las islas del Archipiélago Balear, en las cuales se habían registrado hasta ese momento las únicas citas de *D. frontalis* como parásito del lirón careto. En segundo lugar, la primera cita del nematodo *Gongylonema pithyusensis* como parásito del lirón careto en tierras continentales, concretamente en la Sierra de Espuña, Murcia (Esteban et al., 2004). La situación de este enclave mediterráneo, perteneciente al sistema Bético, originado por la aproximación y posterior colisión de la plataforma continental africana con el Macizo Central Ibérico, reforzaría nuevamente la hipótesis que propone la ruta del arco Bético-Rifeño-Magrebino como la seguida por los pequeños mamíferos y sus helmintos parásitos en la colonización tanto de las islas Pitiusas como de las islas Gimmésicas (Archipiélago Balear), las cuales eran, hasta ese momento, las únicas áreas en las que la especie *G. pithyusensis* había sido reportada.

En Europa, los helmintos parásitos de roedores silvestres han sido objeto de numerosos estudios, tanto a nivel continental como a nivel insular, como muestran las revisiones realizadas por Cerezuela (2000) y Sainz-Elípe (2009). Algunos de estos estudios se limitaron únicamente a reportar las especies helmintianas presentes en determinadas especies hospedadoras de roedores, si bien otros profundizaron en el análisis de los aspectos ecológicos que influyen sobre las relaciones helminto/hospedador, llevados a cabo mayoritariamente en Polonia, la República Checa, Finlandia, Gran Bretaña, Irlanda e Italia, así como en diferentes enclaves insulares mediterráneos. En la Península Ibérica, es a partir de finales de la década de los 90 cuando se consolidan los estudios sobre los aspectos ecológicos del binomio parásito/hospedador, como el llevado a cabo por Feliu et al. (1997) sobre la riqueza de especies helmintianas en los roedores ibéricos, y más concretamente sobre el binomio específico helminto/*A. sylvaticus*, iniciándose una serie de estudios sobre algunos enclaves peninsulares ecológicamente singulares. Entre estos estudios cabe destacar los realizados por: Portolés et al. (2000) en la Albufera de València;

Fuentes et al. (2003) en la Serra da Malcata, Portugal; Torres et al. (2003) en el Parque Nacional de Doñana; Fuentes et al. (2000, 2004a, b) en la Serra Calderona, Castelló-València, en la Sierra de Espuña, Murcia, y en la Sierra de Gredos, Ávila, respectivamente; Eira et al. (2006) en Dunas de Mira, Portugal; y Debenedetti et al. (2015) en el Valle del río Erro, Navarra.

Además del papel de los parásitos como fuente de información, debe resaltarse su demostrada capacidad de regulación sobre la población de sus hospedadores, y por tanto de la información que éstos pueden aportar sobre el posible cambio en el comportamiento de su hospedador, como demostraron matemáticamente las teorías de Anderson y May (Anderson, 1978, 1980; Anderson & May, 1978, 1979; May & Anderson, 1978, 1979) y que posteriormente han sido demostradas, en numerosas ocasiones, por trabajos de campo. Como ejemplo de éstos, cabe hacer referencia a los estudios realizados sobre helmintos de micromamíferos en enclaves de bosque mediterráneo, sobre todo en aquellos en los que se ha podido llevar a cabo un seguimiento anual continuado y comparando zonas inestables afectadas por un impacto ambiental y zonas estables no afectadas y utilizadas como control: Fuentes et al. (2005a) en la musaraña común, *C. russula*; Fuentes et al. (2007a, 2009, 2010) y Sainz-Elípe (2009) en el ratón de campo, *A. sylvaticus*; Sainz-Elípe et al. (2007) en el ratón mediterráneo, *Mus spretus*. En ellos se reporta como algunas especies helmintianas presentan una elevada agregación parasitaria, asociada a una relación parásito/hospedador estable, mientras que otras especies pueden cambiar su agregación, generalmente con una pérdida de ésta, la cual se relaciona con una capacidad desestabilizadora de las poblaciones hospedadoras (Dobson, 1988; Dobson & Hudson, 1992; Shaw & Dobson, 1995).

## **1.2.- EL IMPACTO DEL FUEGO SOBRE LOS ECOSISTEMAS Y LA REGENERACIÓN POSTINCENDIO DEL SUELO, LA VEGETACIÓN Y LA FAUNA**

Los impactos ambientales más devastadores y frecuentes durante los últimos 150 años en los ecosistemas mediterráneos han sido los incendios forestales, afectando la estabilidad del ecosistema forestal e incidiendo, además, sobre el suelo, la vegetación y la fauna (Trabaud, 1981; Terrades, 1987, 1996; Lloret, 2004). Tras el paso del fuego, la zona afectada sufre una gran devastación, viéndose afectada la cobertura vegetal, la cual es eliminada en su gran mayoría, así como ocurre con las poblaciones de vertebrados e invertebrados. Con el paso del tiempo, pero siempre en función de las condiciones ambientales, sobre todo las climáticas, la tendencia debería ser la conservación del suelo y la recuperación de la vegetación y de la fauna, produciéndose durante décadas un proceso de regeneración forestal (Terrades, 1987, 1996; Fuentes et al., 1998; Pardini & Pintó, 2002).

En la actualidad, los incendios son un problema en Europa, donde cada año tienen lugar 50.000 incendios forestales que destruyen una vasta superficie de bosques y otras tierras del ámbito rural. Este problema se agrava en la región mediterránea, donde arden casi 500.000 hectáreas por año. Entre los años 1980 y 2008, solamente en España, Portugal, Francia, Italia y Grecia se quemaron más de catorce millones de hectáreas, una superficie mayor que la que ocupa Grecia. Este incremento viene provocado por factores de cambio global que alteran la dinámica natural de los incendios en el área mediterránea. Se ha encontrado que los cambios de uso de suelo y el cambio climático afectan las características de los incendios y provocan un aumento en la recurrencia (disminución del periodo transcurrido entre un incendio y el siguiente), la intensidad (aumento de la cantidad de energía liberada por el fuego), la severidad (mayor consumo de materia orgánica), el riesgo de ignición (mayor acumulación de combustible vegetal), el periodo de riesgo (que ha aumentado del verano a prácticamente todo el año), la superficie quemada (menor

número de incendios queman una mayor superficie) y un mayor número de grandes incendios de más de 500 hectáreas (Moya & De las Heras, 2011).

Aunque está presente en todos los ecosistemas, es en el Mediterráneo donde la presencia recurrente del fuego es más visible. La sequía estival mediterránea, el régimen de temperaturas y los vientos secos son factores que potencian los incendios, y en el Mediterráneo tenemos, además, oleadas de calor. Todo eso ha condicionado fuegos recurrentes y con ellos una vegetación adaptada al fuego. Así, algunas plantas retoñan pocos días después de ser quemadas y otras germinan más y mejor si se ven afectadas por el golpe de calor y el humo de un incendio. Es por eso que tras el fuego la vegetación lidera una recuperación que permite al ecosistema volver al estado previo (Cerdà, 2011).

El fuego ejerce un impacto muy fuerte en las plantas, destruye la mayoría de sus tejidos aéreos. El hecho de que exista una larga historia de incendios ha provocado que las plantas hayan adoptado estrategias para sobrevivir y reproducirse después de los incendios. Los taxones que han conseguido adquirir características que les permiten regenerarse mejor después de un fuego que otros taxones (por ejemplo, semillas o frutos más resistentes al calor, etc.) incrementan su regeneración en condiciones postincendio (donde hay poca competencia y muchos recursos disponibles) y por tanto aumenta la descendencia, lo que les permite dominar y desplazar a otros taxones menos adaptados a los fuegos (mayor eficiencia biológica). Por tanto, el fuego actúa como una presión de selección y corresponde a un proceso generador de biodiversidad. De hecho, muchas de las zonas mediterráneas, donde los fuegos intensos de copa son frecuentes, corresponden a puntos calientes de biodiversidad (la cuenca mediterránea, Suráfrica, zonas mediterráneas de Australia), es decir, con una excepcional riqueza de especies (Pausas, 2011).

En los ecosistemas mediterráneos, sean bosques o matorral, la mayoría de los incendios son de copa, es decir, afectan a toda la parte aérea de las plantas. En estos ambientes, las principales características que se han seleccionado son las relacionadas con la capacidad de rebrotar y la capacidad de reclutar nuevos individuos tras el incendio. En ecosistemas con incendios de superficie, las características que

confieren persistencia son el grueso de la corteza de los árboles y la capacidad de retoñar del sotobosque. Actualmente, los incendios de superficie son raros en la cuenca mediterránea, en parte a causa de la política de prevención y extinción de incendios, que ha implicado importantes acumulaciones de biomasa. Estas acumulaciones de biomasa permiten que los incendios pasen fácilmente de la superficie a las copas y que generen incendios más intensos (Pausas, 2011).

La capacidad de rebrotar después de que la planta haya sido completamente afectada por el fuego es una característica fundamental para la persistencia en ambientes con incendios frecuentes. Este rasgo confiere persistencia no solo a las poblaciones, sino también a los individuos, ya que una parte de la planta (típicamente la subterránea) no muere (Pausas, 2011).

El suelo es un recurso natural no renovable a corto y medio plazo y es la base del ecosistema forestal, por lo que protegerlo y conservarlo es fundamental. Tras un incendio forestal el suelo puede haber sufrido cambios en sus propiedades. Esto, junto con la desaparición temporal de la cubierta vegetal, lo convierte en un sistema muy frágil y vulnerable a la degradación. El suelo ha sido siempre el gran olvidado en las zonas afectadas por incendios forestales. Su impacto provoca daños que pueden ser irreversibles, como es la erosión postincendio. También puede provocar la alteración de los recursos hídricos, favorecer inundaciones e inducir la contaminación del agua (Mataix-Solera, 2011). Los incendios tienen efectos sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, que generalmente dependen de la severidad del incendio. Los cambios pueden ser a corto o largo plazo, incluso pueden ser permanentes o irreversibles dependiendo del suelo y la severidad del fuego, y de la gestión posterior al paso del fuego. Además, tras los incendios, a causa de la pérdida de la cubierta vegetal y de la hojarasca, la estabilidad estructural se convierte en una característica clave en la gestión del agua y en la pérdida tanto de nutrientes como de materiales del suelo (Arcenegui, 2011).

En los efectos del fuego a nivel de la fauna cabe diferenciar entre las poblaciones de invertebrados y las de vertebrados, con diferencias también significativas entre estos últimos a nivel de los vertebrados terrestres y de las aves.

Tras el paso del fuego se producirá un proceso de regeneración faunístico de las áreas afectadas, tras un proceso generalizado de migración.

A nivel de los invertebrados del suelo, el efecto del fuego se ve influenciado por la frecuencia, la intensidad y la duración de éste, así como en la época del año en la cual se produce. Se han llevado a cabo numerosos estudios del impacto de los incendios forestales (Athias-Binche et al., 1987; Prodon et al., 1987; Broza et al., 1993; Sgardelis & Margaris, 1993; Sgardelis et al., 1995; Broza & Izhaki, 1997; Radea & Arianoutsou, 2000, entre otros). Además, en la revisión llevada a cabo por Arizanoutsou (2006) sobre artrópodos se muestran las diferentes respuestas de cada grupo en función del nivel trófico de cada uno de ellos. Otros estudios, como los realizados por Kiss & Magnim (2003, 2006) analizan el impacto de los incendios forestales sobre los gasterópodos terrestres, las poblaciones de los cuales disminuirán de forma importante, si bien muchas de las especies presentes con anterioridad al paso del fuego pueden reaparecer en las zonas en regeneración a lo largo de un corto periodo de tiempo, sobre todo gracias a la diapausa que presentan algunas de ellas durante periodos desfavorables.

En el caso de las aves, algunas especies pueden resultar beneficiadas, en el caso de que éstas actúen como pioneras en el proceso de recolonización, llegando incluso a superar sus poblaciones a las de las zonas utilizadas como control. A lo largo del periodo de regeneración postincendio tanto la diversidad como la abundancia de las aves aumenta, siguiéndose diferentes modelos, algunos de los cuales necesitan un mayor periodo de tiempo para su consecución. Entre los estudios llevados a cabo en zonas de bosque mediterráneo cabe destacar, entre otros, los realizados por: Prodon et al. (1985); Prodon (1987); López & Guitian (1988); Llimona et al. (1989); Cañas et al. (1990); Calvo Macho (1993); Arrizabalaga & Llimona (1996); Pons (2002).

El impacto del fuego sobre los vertebrados terrestres producirá, como en el caso de los invertebrados, una gran mortalidad, si bien, una vez pasado el incendio, los animales que huyeron volverán, y los que murieron serán sustituidos por otros nuevos de las mismas especies o de otras diferentes. Este proceso supone el inicio de

la recolonización animal, la cual se producirá de forma paralela a la regeneración vegetal del bosque. Los numerosos estudios llevados a cabo en diferentes ecosistemas de bosque mediterráneo, fundamentalmente en Europa occidental (Prodon et al., 1985, 1987; Fons et al., 1988, 1993; Arrizabalaga et al., 1993; Haim, 1993; Arrizabalaga & Llimona, 1996; Fuentes & Galán-Puchades, 1994; Fuentes et al., 1998; Torre & Díaz, 2004, entre otros), pero también en otras enclaves de bosque mediterráneo, como por ejemplo en Australia, concluyen que los micromamíferos se convierten, a través del proceso de recolonización, en bioindicadores muy válidos de la regeneración del bosque, siendo de destacar su importante papel como: parte de la cadena trófica, por ser presa fácil de carnívoros y rapaces y base de su dieta alimenticia; y diseminadores de semillas, de la presencia de las cuales también dependerán los propios micromamíferos. En los ecosistemas mediterráneos europeos, el ratón de campo, *Apodemus sylvaticus*, un roedor generalista, cuya dieta se basa fundamentalmente en granos e insectos, se ha mostrado como el más importante y eficiente recolonizador postincendio (Fuentes et al., 1998; Sainz-Elipe et al., 2012).

Sin embargo, este reconocido papel de los micromamíferos como bioindicadores tiene una limitación temporal, siendo sustituidos por sus helmintos parásitos (trematodos, cestodos, nematodos y acantocéfalos) como bioindicadores de la regeneración total y completa del ecosistema afectado por el fuego, debido a sus mayores exigencias bioecológicas. Así, los helmintos parásitos pueden revelar en cada momento, a través del estudio de sus comunidades, el estado y la tendencia de este proceso de regeneración postincendio (Galán-Puchades & Fuentes, 1996; Galán-Puchades et al., 1998, 1999), tal y como se muestra en el subcapítulo 1.3. referente a los antecedentes del presente estudio.



### **1.3.- ANTECEDENTES DEL ESTUDIO. EL CASO DEL PARC NATURAL DE LA SERRA CALDERONA**

Una gran variedad de estudios han propuesto la utilización de los helmintos parásitos como bioindicadores o marcadores biológicos de impactos antropogénicos sobre ecosistemas naturales, sobre todo referidos a sistemas acuáticos (Mackenzie et al., 1995; Lafferty, 1997; Pietrock & Marcogliese, 2003; y Marcogliese, 2004, 2005, entre otros).

En ecosistemas terrestres, si bien en menor medida, los helmintos parásitos también han sido utilizados como marcadores biológicos de impactos ambientales. Entre los llevados a cabo sobre helmintos de micromamíferos destacan los estudios de: Jankovská et al. (2005) en ecosistemas afectados por emisiones industriales; Faulkner & Lochmiller (2000) en una refinería de petróleo; Boggs et al. (1991) tras la utilización de pesticidas; Sures et al. (2000a, b), Scheef et al. (2000) y Torres et al. (2004, 2006) sobre la acumulación de metales pesados en algunas especies helmintianas; Wells et al. (2007) en ecosistemas degradados forestalmente; Püttker et al. (2008), Bordes et al. (2015) en hábitats fragmentados.

El estudio de los helmintos de micromamíferos como bioindicadores del proceso de regeneración postincendio en enclaves de bosque mediterráneo tiene pocos antecedentes, y la mayoría de ellos, a excepción del llevado a cabo por Spratt (1987) en Australia, se han realizado entre el este i el noreste de la Península Ibérica y los Pirineos Orientales.

El primero de estos estudios tuvo lugar en los Pirineos Orientales, en los cuales se analizaron dos incendios forestales, uno en la localidad de Oms (Francia) y otro en La Jonquera (España). Los resultados, reflejados en varias aportaciones científicas (Galán-Puchades et al., 1992, 1998; Feliu et al., 1993), destacan que en ambos casos es durante el segundo año postincendio (PI) cuando se observa un mayor número de *A. sylvaticus* con infracomunidades similares a las zonas no quemadas circundantes utilizadas como control, mostrando con ello el origen de la recolonización de estos hospedadores. Durante el tercer año la similitud es mucho menor, con un

empobrecimiento de la helmintofauna en las zonas quemadas, como consecuencia de la imposibilidad de la consecución de los ciclos biológicos en éstas. Ya en el cuarto año PI, la helmintofauna de las zonas quemadas y las zonas control recupera de nuevo el grado de similitud perdido.

Otros estudios han llevado a cabo análisis más puntuales en el Massís de Montserrat (Torres et al., 1992) y en el Parc Natural del Montseny (Torre et al., 2013).

Tras el incendio de 1992 en el PN de la Serra Calderona, objeto del presente estudio, se inició un proyecto multidisciplinar sobre el papel de los helmintos de micromamíferos como marcadores biológicos de su proceso de regeneración postincendio. Hasta este momento, se han ido analizando diferentes periodos, cuyos resultados han ido mostrando las tendencias de los helmintos parásitos y de sus hospedadores a lo largo de todo el proceso de regeneración.

Fuentes et al. (1998) analizan la helmintofauna de *C. russula*, *A. sylvaticus* y *M. spretus* durante el periodo 2º-5º año PI desde un punto de vista bioecológico, el cual muestra como la naturaleza de los ciclos biológicos reflejan el diferente comportamiento de cada especie hospedadora, tanto en las zonas quemadas como en las zonas no quemadas o testimonio. Los ciclos biológicos helmintianos son diferentes en función de la procedencia de sus hospedadores y del grado de recuperación del hábitat. En general, y en aquellos hospedadores de los que se dispuso de un número significativo de individuos analizados, se aprecia un aumento en las áreas quemadas de la prevalencia de los ciclos directos, sobre todo de aquellos que no precisan la maduración de sus formas de resistencia en el medio externo y que se transmiten por contacto directo entre hospedadores. Este resultado está en consonancia con las mayores densidades poblacionales hospedadoras detectadas en las zonas quemadas.

Cerezuela (2000) y Fuentes et al. (2007a) analizan el mismo periodo 2º-5º año PI desde un punto de vista helmintoecológico, tanto de la comunidad helmintiana en conjunto del ratón de campo, como de sus poblaciones helmintianas componentes, además de la influencia de factores intrínsecos y extrínsecos sobre éstas. Los

resultados obtenidos permitieron postular varios aspectos de las dinámicas de la comunidad helmintiana del ratón de campo como marcadores biológicos del impacto medioambiental producido por el fuego como: los cambios en la frecuencia de distribución de algunas especies helmintianas; la elevada diversidad en las áreas quemadas; y las elevadas prevalencias de los helmintos de ciclo directo, los cuales se ven afectados, además, por las condiciones climáticas y el proceso de regeneración vegetal. Se propone la consideración de las especies helmintianas de *A. sylvaticus* como marcadores biológicos de perturbaciones medioambientales.

Fuentes et al. (2005a) llevan a cabo el análisis de la comunidad helmintiana de *C. russula* durante el periodo 2º-11º año PI en zonas quemadas y testimonio, concluyendo que ésta no es un adecuado marcador biológico del proceso de regeneración postincendio debido a las insignificantes diferencias halladas entre las infracomunidades determinadas por el origen de captura (zonas quemadas y zonas testimonio), pero también como consecuencia del bajo número de musarañas capturadas en ambas zonas, y por tanto también del bajo número de individuos hospedadores analizados durante los diez años de estudio.

Sainz-Elípe et al. (2007) analizan la comunidad helmintiana de *M. spretus* durante el periodo 2º-14º año PI en zonas quemadas y zonas testimonio, mostrando los resultados diferencias significativas entre ambas zonas, lo cual permitió postular la comunidad helmintiana del ratón mediterráneo como potencial marcador biológico del proceso de regeneración en las áreas afectadas por el incendio forestal.

Fuentes et al. (2010) llevan a cabo el análisis de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* durante del periodo 2º-10º año PI, corroborando los marcadores biológicos del proceso de regeneración postincendio propuestos anteriormente por Fuentes et al. (2007a) y postulando otros nuevos: la mayor prevalencia y abundancia helmintiana en las zonas quemadas; el efecto positivo sobre la transmisión de ciclos biológicos helmintianos directos, especialmente los ageohelmintos, transmitidos por contacto entre individuos hospedadores, como consecuencia de la elevada agregación de éstos; la no detección de cambios en la distribución de las poblaciones

helmintianas de las especies componentes; y la gran diversidad helmintiana en las áreas quemadas.

Fuentes et al. (2009) analizan las comunidades helmintianas de *C. russula* y de *M. spretus* durante el periodo 2º-14º año PI y de *A. sylvaticus* durante el periodo 2º-12º año PI, ofreciendo información sobre la evolución del proceso de regeneración durante los periodos analizados. Además, se presenta el primer proyecto de un sistema de información geográfica para el proceso de regeneración basado en el análisis helmintoecológico, el índice de vegetación NDVI obtenido a través de imágenes satelitales, datos climáticos procedentes de estaciones terrestres, y diferentes mapas temáticos del área de estudio. Se presentan dos modelos SIG preliminares: *A. sylvaticus* / *Heligmosomoides polygyrus* y *A. sylvaticus* / *Syphacia* spp. en el contexto del proceso de regeneración postincendio de este enclave de bosque mediterráneo.

Sainz-Elipe (2009) analiza la comunidad helmintiana del ratón de campo durante el periodo 2º-14º año PI, durante el cual se observa que: en las zonas quemadas existe una mayor prevalencia y diversidad helmintiana; las poblaciones de helmintos más inestables ven alterada su distribución en la población hospedadora, mostrando una tendencia a la pérdida de agregación; el aumento poblacional del hospedador favorece la transmisión de ciclos monoxenos ageohelminos, y la mayor alteración de las especies de ciclo indirecto. Además, postula que tras el incendio, el patrón epidemiológico de las especies helmintianas, que antes estaba sujeto principalmente a factores intrínsecos (propios de la población hospedadora), tras el incendio está principalmente determinado por las variaciones del ecosistema en el que vive su hospedador (factores extrínsecos) a lo largo del proceso de regeneración.

## **1.4.- OBJETIVOS DEL ESTUDIO**

El presente estudio se enmarca dentro de un proyecto multidisciplinar titulado “Procesos de Recuperación de Ecosistemas Perturbados por el Fuego a través del modelo Helmintos/Micromamíferos”, iniciado en enero de 1994, tras un gran incendio forestal que tuvo lugar en 1992 en el Parc Natural de la Serra Calderona.

### **Objetivo general:**

- certificar el papel de los helmintos del ratón de campo como bioindicadores del proceso de regeneración postincendio en el PN de la Serra Calderona, durante el periodo 2º-18º año PI.

### **Objetivos específicos:**

- análisis de la dinámica poblacional y de recolonización postincendio de las poblaciones del ratón de campo, del ratón mediterráneo y de la musaraña común;
- caracterizar la composición y la estructura de la comunidad helmintiana del ratón de campo en el PN de la Serra Calderona;
- analizar la evolución anual de la comunidad helmintiana del ratón de campo en las zonas quemadas, en función de la naturaleza de los ciclos biológicos helmintianos, de su riqueza y de su diversidad;
- analizar la evolución anual de la capacidad de desestabilización sobre la población hospedadora de las poblaciones helmintianas componentes del ratón de campo en las zonas quemadas;
- analizar la evolución anual de las poblaciones helmintianas componentes del ratón de campo en las zonas quemadas, en función del sexo y de la edad del hospedador;
- analizar la influencia de factores intrínsecos y extrínsecos sobre las poblaciones helmintianas componentes en las zonas quemadas y las zonas testimonio.

## **1.5.- FUNDAMENTOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS**

Es conocido que los parásitos afectan a varios aspectos de sus hospedadores (Gryzbek et al., 2015), incluyendo su fisiología, supervivencia, condiciones corporales y su éxito reproductor (Fredensborg & Poulin, 2006; Harrison et al., 2010), y que la prevalencia y la abundancia de los parásitos puede diferir entre grupos de individuos caracterizados por diferentes rasgos del hospedador (Poulin, 1996; Behnke et al., 2008; Patterson & Ruchstuhl, 2013). Los machos y las hembras pueden presentar diferentes grados de susceptibilidad a las infecciones, pudiendo diferir en su capacidad para resistir a las infestaciones y a la manifestación de síntomas (Poulin, 1996).

Los helmintos parásitos de roedores silvestres han sido documentados a lo largo de muchos estudios y en diferentes enclaves de Europa, teniendo en cuenta los factores ecológicos que afectan las cargas parasitarias. Los animales silvestres, que viven naturalmente en un ecosistema, varían el rango y la diversidad de los parásitos que albergan en un momento determinado. Esta variación en las cargas parasitarias (abundancia) surge como consecuencia de numerosos factores, tales como los propios del hospedador (intrínsecos) y que varían de un individuo a otro (edad, sexo, diferencias hormonales, variación genética en la susceptibilidad/resistencia a la infestación, exposición a la infestación, etc.), y los factores extrínsecos (estación y año de captura, calidad del hábitat, niveles de contaminación con estadios parasitarios infestantes, densidad de hospedadores intermediarios, etc.), propios del ecosistema del hospedador (Behnke et al., 1999). Estos factores interactúan en varias combinaciones para perfilar la estructura de la comunidad helmintiana (Behnke et al., 2005). La influencia dominante sobre la prevalencia y la abundancia de determinados helmintos y sobre la riqueza de especies de las infracomunidades parece ser debida a la estación (Kisielewska, 1970; Langley & Fairley, 1982; Montgomery & Montgomery, 1989; Abu-Madi et al., 2000), indirectamente por los ciclos biológicos reproductivos del hospedador, y directamente por la variación de las condiciones climáticas (los efectos estacionales sobre la supervivencia de los estadios de

transmisión). Además, la prevalencia y la abundancia de los helmintos pueden también estar influidas por la asociación entre especies de parásitos que pueden ser tanto sinérgicas (positivas) como antagonistas (negativas) (Behnke et al., 2001). Estas asociaciones pueden ser pasivas, derivadas de razones ecológicas/etológicas porque un hospedador en particular está expuesto a más combinaciones de estadios infestantes de varios helmintos que otros hospedadores de la población (Behnke et al., 2005). Alternativamente, pueden estar derivadas de acciones interactivas entre especies de parásitos que alteran el medio en el propio hospedador (por ejemplo por inmunomodulación o inmunidad cruzada), con la consecuencia de que el hospedador se vuelve más o menos susceptible a otras especies, o debido a interacciones directas entre pares de parásitos vía competición por los recursos o el hábitat dentro del hospedador (Patrick, 1991; Petney & Andrews, 1998; Behnke et al., 2005).

Numerosos estudios han demostrado la influencia de factores intrínsecos y extrínsecos sobre las poblaciones helmintianas de pequeños mamíferos, en especial del ratón de campo. Entre muchos otros, cabe citar los trabajos de: Montgomery & Montgomery (1988), Behnke et al. (1999, 2005), Abu-Madi et al. (2000), Ferrari et al. (2004, 2007), Fuentes et al. (2010), Harrison et al. (2010), Gryzbek et al. (2015), en los cuales se reporta y analiza la influencia de factores como el sexo, la edad, la densidad poblacional, el año y la estación de captura del hospedador.

Como ya se ha comentado en los subcapítulos anteriores, los impactos ambientales pueden influir de forma diversa tanto sobre las poblaciones hospedadoras como sobre las poblaciones parasitarias, y, además, ambas pueden modificar su comportamiento, influyendo una sobre la otra. Por tanto, tras un incendio forestal, las condiciones ambientales cambiarán y los efectos que los factores extrínsecos puedan ejercer sobre las poblaciones hospedadoras y las helmintianas pueden modificar su grado de acción, el cual no necesariamente debe ser el mismo a lo largo de todo el proceso de regeneración postincendio. El análisis del comportamiento de las poblaciones helmintianas componentes permitirá evaluar su potencial papel como bioindicadores del proceso.

Uno de los objetivos específicos del presente estudio plantea el análisis de la posible influencia de factores intrínsecos (la densidad poblacional, el sexo y la edad del hospedador) y extrínsecos (la climatología, el enclave, el año y el periodo de captura) sobre la evolución anual de la comunidad helmintiana del ratón de campo, *A. sylvaticus*, en el PN de la Serra Calderona, 18 años después del incendio forestal.

Con la finalidad de alcanzar los objetivos específicos propuestos, se analizan anualmente diferentes variables dependientes. A nivel de la comunidad helmintiana del ratón de campo: la prevalencia de los diferentes ciclos biológicos helmintianos considerados, según su naturaleza, la riqueza de especies y la biodiversidad. A nivel de las poblaciones helmintianas componentes: la prevalencia, la abundancia y la distribución.

La presente Tesis Doctoral se estructura en un total de 8 capítulos, más las referencias y el anexo.

## **Capítulo Primero**

Capítulo de introducción en el cual se presenta, en un primer apartado, a los parásitos, fundamentalmente helmintos de pequeños mamíferos, como fuente de información y como bioindicadores de impactos ambientales. El segundo apartado revisa el impacto de los incendios forestales sobre el suelo, la vegetación y la fauna de ecosistemas de bosque mediterráneo. A continuación, se presentan y analizan los antecedentes de este tipo de estudios, sobre todo los llevados a cabo para periodos anteriores de este mismo proceso de regeneración postincendio en el PN de la Serra Calderona. Por último, se presenta el objetivo general y los objetivos específicos del estudio, y se finaliza con los fundamentos y la estructura de la Tesis.

## **Capítulo Segundo**

Capítulo correspondiente a material y métodos. En el subcapítulo de material se caracteriza la zona de estudio, el PN de la Serra Calderona, los detalles correspondientes al incendio de 1992 y a los enclaves prospectados, y el hospedador objeto de estudio, el ratón de campo. En el subcapítulo de métodos se detallan las



técnicas de campo (obtención y toma de datos de los hospedadores), las técnicas parasitológicas (extracción e identificación de los helmintos) y la metodología estadística. Además, se describen los factores intrínsecos y extrínsecos considerados y se incluye un glosario de la principal terminología utilizada en el estudio.

### **Capítulo Tercero**

En este capítulo se lleva a cabo el análisis mastozoológico de las especies de pequeños mamíferos capturadas a lo largo del estudio, mediante el porcentaje de captura anual en zonas quemadas y zonas testimonio. Además, para el ratón de campo, el ratón mediterráneo y la musaraña común, se lleva a cabo el análisis de la dinámica poblacional y de recolonización postincendio. Este capítulo incluye su propio subcapítulo de discusión, la cual no será incluida en el capítulo séptimo.

### **Capítulo Cuarto**

Éste debe considerarse el primero de los tres capítulos de resultados helmintológicos, en el cual se caracteriza la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en el conjunto del PN de la Serra Calderona. Se enumeran las especies halladas, con indicación de su posición sistemática, microhábitat de parasitación, y características principales de sus ciclos biológicos. Además, se lleva a cabo una caracterización global de la comunidad helmintiana tanto en zonas quemadas como en zonas testimonio mediante el análisis de varios parámetros, entre ellos la prevalencia, la abundancia y la distribución.

### **Capítulo Quinto**

En este capítulo, segundo de resultados, se analiza la evolución postincendio, anualmente en las zonas quemadas, y de forma global en las zonas testimonio, en función de la naturaleza de los ciclos biológicos, de la biodiversidad helmintiana, la caracterización general de las poblaciones helmintianas componentes y de su evolución en función del sexo y de la edad del hospedador.

## **Capítulo Sexto**

Este capítulo corresponde al tercero de resultados, en el cual se analiza la influencia de los factores intrínsecos (la densidad poblacional, el sexo y la edad del hospedador) y extrínsecos (la climatología, el enclave, el año y el periodo de captura) sobre la evolución postincendio de la comunidad helmintiana del ratón de campo mediante varios tests estadísticos.

## **Capítulo Séptimo**

Es el capítulo de la discusión de los resultados helmintoecológicos, quedando excluida la discusión del estudio mastozoológico que se lleva a cabo en el capítulo tercero. Por una parte se presenta la discusión referente a la evolución de la comunidad helmintiana, y por otra parte a las poblaciones helmintianas componentes, tanto en zonas quemadas como en zonas testimonio. En el tercer subcapítulo se presenta la discusión final del presente estudio.

## **Capítulo Octavo**

En este octavo capítulo se presentan las principales conclusiones del estudio, las cuales se corresponden, fundamentalmente, con el objetivo general y con los objetivos específicos inicialmente planteados.

## **Referencias bibliográficas**

Se incluye el listado completo de todas y cada una de las referencias bibliográficas incluidas en el presente estudio, las cuales corresponden a artículos o revisiones llevadas a cabo por especialistas publicadas, fundamentalmente, en revistas científicas, o como libros, capítulos de libro, reportes de congresos o Tesis Doctorales.

**Anexo**

El anexo incluye los cuatro artículos científicos publicados relacionados con el presente estudio y en los cuales la autora de la Tesis ha participado: Fuentes et al. (2009, 2010); Sainz Elipe et al. (2012); Debenedetti et al. (2014).



**CAPÍTULO SEGUNDO**

**MATERIAL Y MÉTODOS**





## **2.- MATERIAL Y MÉTODOS**

### **2.1.- MATERIAL**

#### **2.1.1.- Procedencia del material mastozoológico analizado: el Parc Natural de la Serra Calderona**

El material zoológico analizado en el presente estudio procede en su totalidad del Parc Natural de la Serra Calderona, el cual sufrió un devastador incendio a finales del verano de 1992, a partir del cual se inició el proyecto de investigación en el cual se encuadra la presente Tesis. A continuación se lleva a cabo la caracterización general de este enclave de bosque mediterráneo, la cual ha sido llevada a cabo a partir de la información obtenida de las siguientes fuentes bibliográficas:

- Puchades (1990), Doménech-Campos (1992), EPYPSA (1992), Fuentes & Catalá (2012) y Fuentes (2014) en los aspectos generales y legislación;
- Pérez-Cueva (1994) y Camarasa (2012) en los aspectos climáticos e hidrológicos;
- IGME (1974a, b), Sanroque & Rubio (1982), Santoyo-Ramírez (1986), Molina-Doñate (1987), Forteza et al. (1995) y Garay & Bastida (2012a, b) en los aspectos geológicos;
- Costa (1982, 1987), García-Fayos (1982, 1991), García-Fayos et al. (1984), Costa et al. (1985, 1986), Masalles & Vigo (1987), Crespo-Villalba (1989), García-Fayos & Molina-Doñate (1990, 1992) y Mateo-Sanz (2012a, b) en los aspectos vegetacionales;
- Docavo (1987), Font (1989), Jiménez (1989), Robles (1989), Sánchez et al. (1989), Sendra et al. (1989), Belda et al. (1991), Fuentes & Galán-Puchades (1994, 1995), Murgui (1996), Aznar et al. (2012), Bernués et al. (2012), Jiménez et al. (2012), Lluch & Navarro (2012), Monrós et al. (2012) y Vera-García & Giménez-Ripoll (2012) en los aspectos faunísticos.

## **Caracterización general del área de estudio**

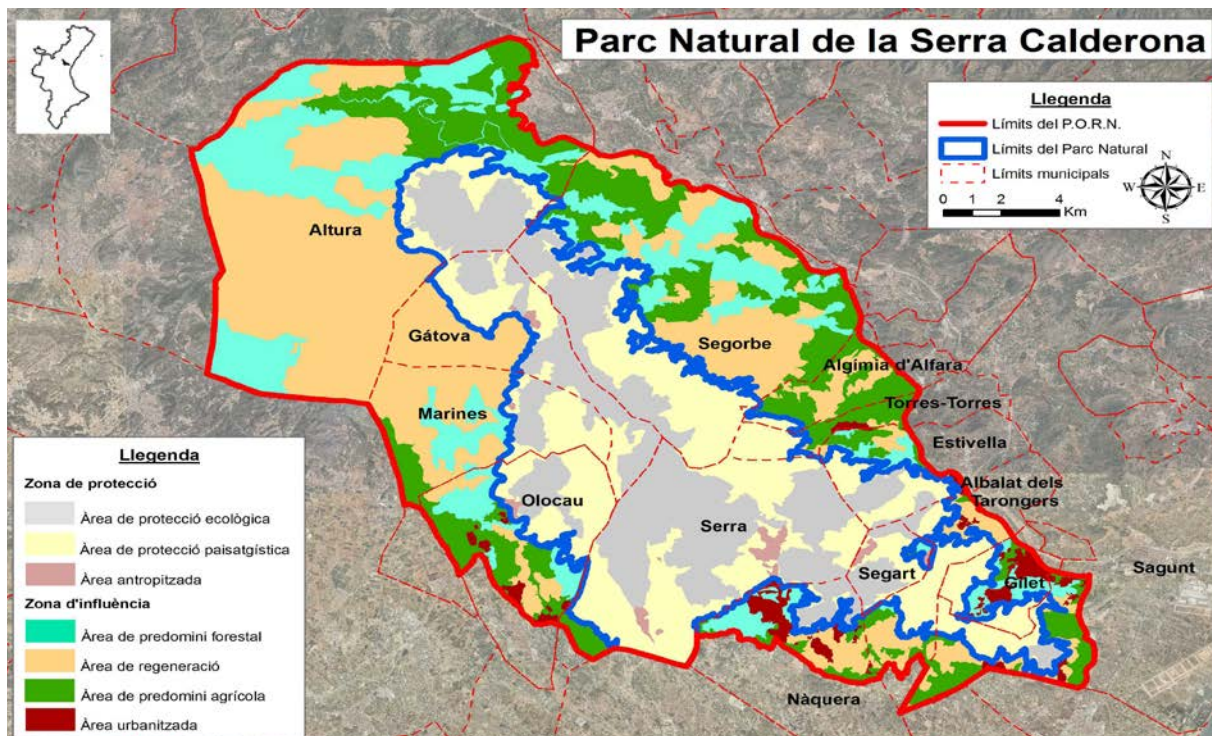
La Serra Calderona es una alineación montañosa de orientación NO-SE que se encuentra situada en la parte oriental de la Península Ibérica y constituye uno de los últimos contrafuertes del Sistema Ibérico, el cual, a través del Macizo de Javalambre, alcanza el mar Mediterráneo. Se encuadra entre las comarcas de l'Alt Palància, el Camp de Morvedre i el Camp de Túria, entre las provincias de Castelló i València, delimitada por las coordenadas geográficas: 0°15'21'' – 0°43'31'' de longitud O y 39°35'23'' – 39°51'09'' de latitud N, con una superficie aproximada de 52.000 Ha incluidas en el Plan de Ordenación de Recursos Naturales (PORN), aprobado el 2 de abril de 2001 por el Decreto de la Generalitat Valenciana 77/2001. Su abrupta orografía junto con la presencia de materiales carbonatados y silíceos confiere a esta sierra una elevada diversidad de hábitats forestales y de matorral que favorecen la presencia de numerosas especies de flora y fauna, convirtiéndola en un paraje de excepcional singularidad ecológica, paisajística y cultural. Fue declarada Parc Natural por la Generalitat Valenciana el 15 de enero de 2002, mediante el Decreto 10/2002, que dio lugar a la inclusión de 18.019 Ha dentro del área de protección (Figuras 2.1.1.1. y 2.1.1.2.).

### Geología

Las cotas máximas de la Serra Calderona sobrepasan escasamente los 1.000 m de altitud, siendo la altitud media de sus cimas inferior a 500 m. Geológicamente está formada por una serie de bloques del triásico intercalados con los del Jurásico, de dirección NO-SE que bajan escalonados hacia el mar. La característica coloración rojiza de la sierra está producida por los abundantes afloramientos de areniscas y lutitas. Los terrenos silíceos, con suelos formados por areniscas y arcillas, todos pertenecientes al Buntsandstein del Triásico, son conocidos como tierras de rodano. Los terrenos calcáreos están formados por dolomías, margas, margas y arcillas con yesos y calcáreas dolomíticas del Muschelkalk del Triásico y dolomías carniolas y calcáreas bioclásticas del Lias del Jurásico. Además de los materiales del Mesozoico



(fundamentalmente del Triásico y Jurásico, y escasamente del Cretácico), existen afloramientos puntuales del Paleozoico y Cenozoico.



**Figura 2.1.1.1.-** Situación del Parc Natural de la Serra Calderona y delimitación del PORN y del área de protección (Fuentes & Catalá, 2012).

## Clima

Climáticamente, la zona oriental y meridional presenta un ombroclima seco, típico del piso bioclimático termomediterráneo, caracterizado por una moderada oscilación de las temperaturas, 16-17,5°C de media anual, y precipitaciones muy irregulares que oscilan entre 350-600 mm anuales, pudiendo ser durante el otoño de tipo torrencial, siendo frecuentes las sequías durante la estación estival, acompañadas de precipitaciones tormentosas aisladas. La zona más occidental y septentrional, ubicada en el piso bioclimático mesomediterráneo, presenta medias anuales de temperatura un poco más bajas (13-17°C) y precipitaciones un poco superiores que no llegan a proporcionar un ombroclima subhúmedo.

## Hidrología

Hidrológicamente corresponde a las cuencas del río Palancia al norte, el barranco del Carraixet y el río Turia al sur, siendo de destacar la ausencia de cursos de agua regulares, si bien existen numerosos afloramientos en forma de manantiales y barrancos que provocan grandes avenidas durante la época de lluvias torrenciales.



**Figura 2.1.1.2.-** Imagen Landsat TM del 4 de abril de 1992 correspondiente al Parc Natural de la Serra Calderona (zona PORN en azul, zona protegida en amarillo).

## Vegetación

La vegetación está formada básicamente por un coscojar termófilo mediterráneo mezclado con cultivos y otras formaciones potenciales:

- lentiscar-coscojar como matorros altos o maquias más representativas sobre terrenos calcáreos, con coscojas, lentiscos, aladiernos i palmitos, entre otros arbustos, que debían formar un carrascal litoral como vegetación potencial, actualmente bastante degradado, reducido a la parte sureste de la sierra, con la frecuente presencia de pino blanco como árbol dominante;

- brezal-madroñal como matorros altos o maquias más representativas sobre terrenos silíceos, madroño, brezos, olivilla, durillo, adelfilla y jaras de hoja ancha, entre otros arbustos, que debían formar un alcornocal como vegetación potencial, la cual aún se conserva en algunos valles, y con el pino rodeno como árbol dominante;
- carrascal continental con especies arbóreas y especies arbustivas menos termófilas, que ocupa pequeñas zonas dispersas de la parte noroccidental;
- reductos de robles valencianos, quejigo o roble rebollo;
- vegetación de ribera, caracterizada sobre todo por un adelfar, acompañado, en los barrancos mejor conservados, por el olmo, el almez y el chopo o álamo negro como árboles más representativos;
- y reductos de cultivos abandonados, como antiguos campos de olivos, algarrobos, almendros, cerezos, viñas y otros árboles frutales como higueras y serbales, todos ellos prácticamente asilvestrados.

El abandono de los cultivos, así como el impacto de los incendios forestales y de las talas continuadas durante el siglo pasado hicieron aparecer sobre estos terrenos las primeras etapas de sucesión hacia la vegetación potencial: lastonares y espartales, seguidos de brezal-romeral en los terrenos calcáreos, y de jarales de hoja ancha en los terrenos silíceos.

Además de la importancia del alcornocal y de su combinación con el carrascal litoral y continental, cabe destacar la presencia en el PN de la Serra Calderona de endemismos botánicos, algunos de ellos compartidos con el vecino PN de la Serra d'Espadà, formando entre ambos un núcleo importante de especiación con endemismos estrictos como: la minuarca valenciana, el clavel de Espadà, la centaurea de Sagunt y los anteojos de Espadà.

## Fauna

De todos los aspectos que caracterizan el PN de la Serra Calderona, el faunístico cobra especial relevancia por la finalidad del presente estudio, ya que

muchas especies parásitas de micromamíferos comparten su ciclo biológico con otras especies de vertebrados y de invertebrados. Por tanto, y sin llevar a cabo una descripción exhaustiva, se procede a la caracterización de los principales grupos zoológicos presentes en este enclave.

Entre la fauna de invertebrados resalta la presencia de numerosas clases de arañas, escorpiones, ácaros, crustáceos, entre ellos el armadillo, isópodo que actúa como hospedador intermediario de varios helmintos, y gran variedad de insectos, como libélulas, saltamontes, moscas, mosquitos, abejas, avispas, hormigas, mariposas, etc. Además, cabe citar la presencia, también por su participación como hospedadores intermediarios, de gasterópodos pulmonados terrestres del orden Stylommatophora (condrínios, subulínidos, zonítidos, helícidos, etc.), así como de algunos gasterópodos acuáticos, como el caracol de Font, frecuente en sustratos duros de roca o grava, muy abundantes en fuentes, canales y acequias.

Entre los vertebrados destaca la presencia de hasta siete especies de anfibios: el gallipato, urodelo presente en aguas con poca corriente como balsas, charcas y pantanos; y seis anuros, el sapo partero, el sapo de espuelas, el sapillo moteado, el sapo corredor, el sapo común y la rana común.

Los reptiles están representados, además de por el galápago leproso, el galápago europeo y el introducido galápago de florida en hábitats acuáticos, por: saurios como la salamanquesa común, la salamanquesa rosada, la lagartija colirroja, la lagartija colilarga, la lagartija cenicienta, la lagartija común, y el lagarto ocelado; y ofidios como el eslizón ibérico, la culebra lisa meridional, la culebra de cogulla occidental, la culebra bastarda, la culebra de herradura, la culebra rayada o de escalera (frecuente depredadora de micromamíferos), la culebra de collar, la culebra viperina y la víbora hocicuda, presente pero no demasiado frecuente.

El grupo de las aves es tan heterogéneo y numeroso que debería caracterizarse atendiendo a los diferentes hábitats que éstas habitan, siendo de destacar la presencia, fundamentalmente en masas boscosas y barrancos y roquedos, de rapaces diurnas como el ratonero común, el milano negro, el águila culebrera, el águila

perdicera, el azor, el cernícalo, el halcón peregrino, el gavilán y el cuervo, y nocturnas como el búho real, la lechuza, el autillo y el búho chico.

Los mamíferos están representados por quirópteros, roedores, insectívoros, lagomorfos, carnívoros y ungulados. Entre los terrestres cabe mencionar la presencia de: la ardilla roja, la rata de agua, el topillo mediterráneo, el lirón careto, la rata negra, la rata común, el ratón de campo, el ratón mediterráneo, el ratón casero, entre los roedores; la musaraña común, la musaraña enana, el erizo europeo y el erizo moruno, en cuanto a los insectívoros; el conejo y la liebre ibérica, entre los lagomorfos; carnívoros como el zorro, el tejón, la comadreja, la garduña, el gato montés, la gineta y el recientemente observado visón americano; y el jabalí y el corzo, recientemente llegado, entre los ungulados.

### **El incendio forestal de 1992**

El día 30 de agosto de 1992 se declaró un incendio en el Corral del Tintorer, perteneciente al término municipal de Altura, en la Serra Calderona. El fuego, procedente de la quema de unos rastrojos, fue controlado y apagado pero no vigilado posteriormente, y aquella noche, un fuerte viento de poniente lo reavivó, extendiéndose rápidamente.

El fuego llegó al barranco del Carraixet, donde podría haber sido controlado de nuevo. Sin embargo, las llamas consiguieron atravesar el mencionado cauce a la altura de la Peña Roja, justo en el entonces límite entre las provincias de Castelló (Gàtova) y València (Antic Marines). El incendio, que hasta esos momentos había calcinado unas 3000 Ha, alcanzó la parte central de la Serra Calderona, extendiéndose, durante el 31 de agosto y el 1 de septiembre, a lo largo de los parajes más emblemáticos y mejor conservados de este singular enclave forestal. Zonas como el Pic de l'Àguila, el Gorgo, Tristany, la Saladilla, Montmajor, Penyes Altes, la Falaguera, Rebalsadors, el barranc del Llop, el Marge y Banyet fueron irremediablemente pasto de las llamas. Un total de 9.500 Ha de masa forestal y de campos de cultivo abandonados sucumbieron en uno de los peores incendios

forestales registrados en la zona durante las dos últimas décadas. Este incendio cerraba el capítulo de más de 800 incendios que durante este aciago verano arrasaron los bosques valencianos, con el agravante de que al menos el de la Serra Calderona podría haber quedado completamente extinguido en varias ocasiones, ya que la climatología de aquellos días favorecía su total control, pero reconocidos errores de coordinación en la extinción permitieron la consecución de este desastre ecológico (Fuentes, com. Pers.).

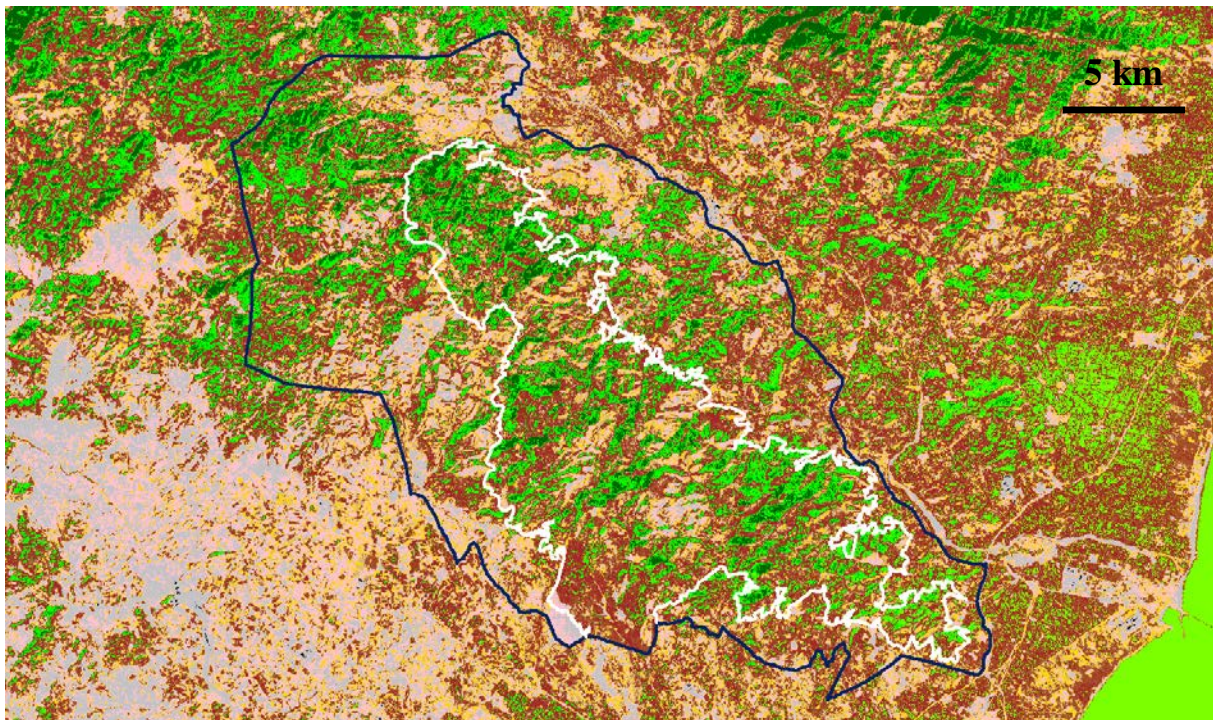
Las Figuras 2.1.1.3. y 2.1.1.4., muestran, mediante imágenes del satélite Landsat TM, el PN de la Serra Calderona durante la primavera anterior al incendio forestal (abril de 1992) y dos meses después del incendio (noviembre de 1992), respectivamente.



**Figura 2.1.1.3.-** Imagen Landsat TM – Tasseled Cap del 20 de abril de 1992.

Las imágenes de Landsat TM han sido transformadas para permitir representar en ellas la clasificación Tasseled Cap (Crist & Cicone, 1984;). Se ha llevado a cabo la reducción de las bandas reflectantes del sensor Thematic Mapper a tres índices

conocidos como “brightness, greenness and wetness”, es decir, brillo, verdor y humedad. Tasseled Cap muestra el grado de densidad y el estado de salud de la vegetación. En las diferentes imágenes presentadas en este estudio, se ha llevado a cabo la confección de 10 clases, las cuales se presentan bajo colores diferentes de intuitiva interpretación.



**Figura 2.1.1.4.-** Imagen Landsat TM – Tasseled Cap del 30 de noviembre de 1992.

### **Enclaves prospectados**

El estudio se inició en febrero de 1994, invierno del 2º año PI, y comprende hasta el verano del 18º año PI. Durante este periodo se ha llevado a cabo un total de 217 prospecciones. 132 en las zonas quemadas, afectadas por el incendio forestal de 1992, y 85 en las zonas testimonio, no afectadas por este u otro incendio desde hace décadas, utilizadas como control. Los enclaves prospectados en ambas zonas son de dos tipos:

- enclaves tipo cuadrado o estacional, prospectados estacionalmente a lo largo de todos los años y estaciones de estudio; se han llevado a cabo 100 prospecciones estacionales en las zonas quemadas y 50 en las testimonio;
- enclaves de tipo aleatorio, prospectado de forma puntual, en una o como mucho en dos ocasiones, con objeto de obtener un suficiente número de micromamíferos para el análisis parasitológico; se han realizado 32 prospecciones puntuales en las zonas quemadas y 35 en las testimonio.

Los enclaves de tipo cuadrado o estacional son: el Barranc de la Saladilla y Rebalsadors en las zonas quemadas, y Les Llomes en la zona testimonio.

En la Tabla 2.1.1.1. se describen los tres enclaves de tipo cuadrado prospectados a lo largo de todo el estudio.

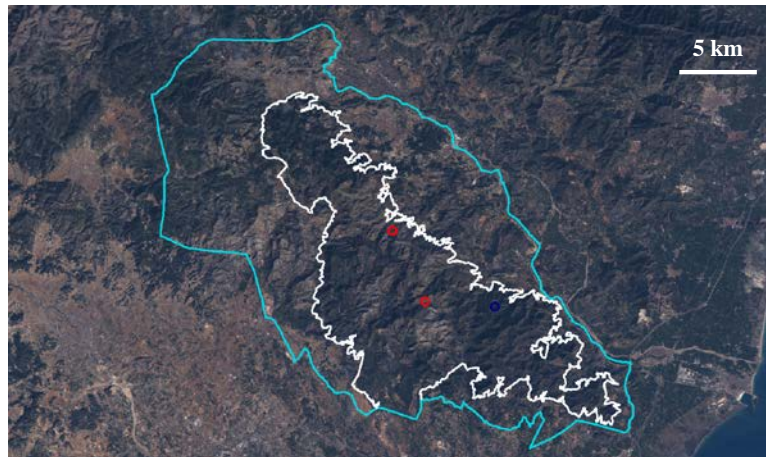
Enclave	Altitud (m)	S (Ha)	O	Suelo	Descripción general
Barranc de la Saladilla (PI)	550-600	6	Oeste	Calcáreo Silíceo	Carrascal litoral muy reducido con coscojar termófilo, acompañado de pino blanco, y restos de bancales muy abandonados.
Rebalsadors (PI)	725-750	2,5	Norte/Oeste	Calcáreo Silíceo	Carrascal litoral con coscojar termófilo, acompañado de pino blanco, y restos de bancales muy abandonados
Les Llomes (T)	440-480	6	Oeste	Silíceo	Carrascal litoral degradado, acompañado por matorrales de jaras y brezo, con pino blanco y rodano, y restos de bancales muy abandonados

**Tabla 2.1.1.1.-** Descripción general de los tres enclaves de tipo cuadrado (S = superficie; O = orientación; PI = postincendio; T = testimonio).

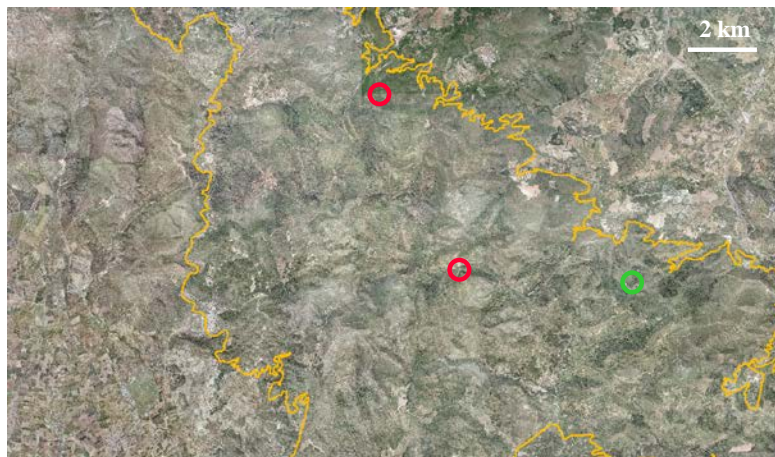
En las Figuras 2.1.1.5. y 2.1.1.6. se muestra la localización de los tres enclaves de tipo cuadrado prospectados en las zonas quemadas y testimonio, en una imagen Landast TM correspondiente al 21 de febrero de 1994 (invierno del 4º año PI), inicio del estudio, y en una ortofoto ampliada de la zona de estudio, respectivamente. En la



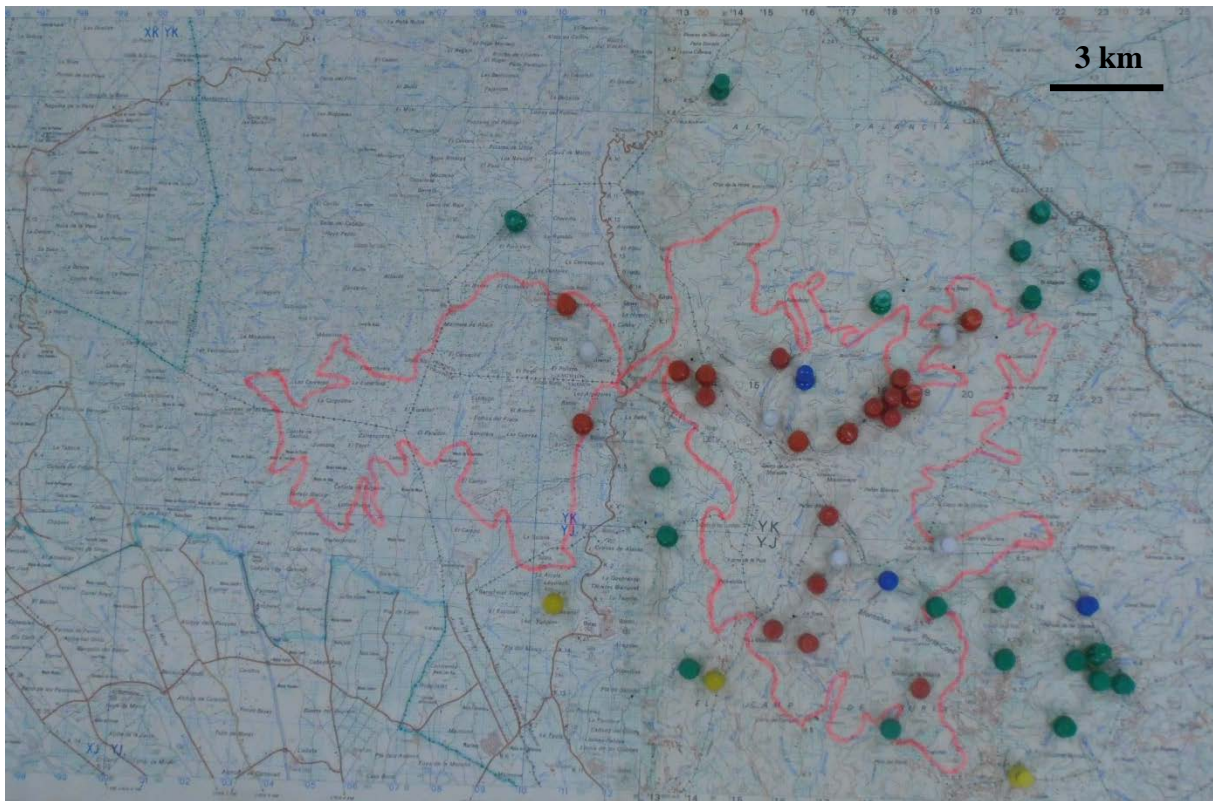
Figura 2.1.1.7. se muestra la delimitación de la zona incendiada (9.500 Ha) y la localización de todos los enclaves prospectados, tanto de tipo cuadrado como de tipo aleatorio, tanto en las zonas quemadas como en las zonas testimonio.



**Figura 2.1.1.5.-** Imagen Landsat TM del 21 de febrero de 1994 (verano del 2º año PI). Los círculos rojos muestran la situación de los enclaves de las zonas quemadas (Barranc de la saladilla, superior, y Rebalsadors, inferior) y en azul el enclave de las zonas testimonio (Les Llomes).

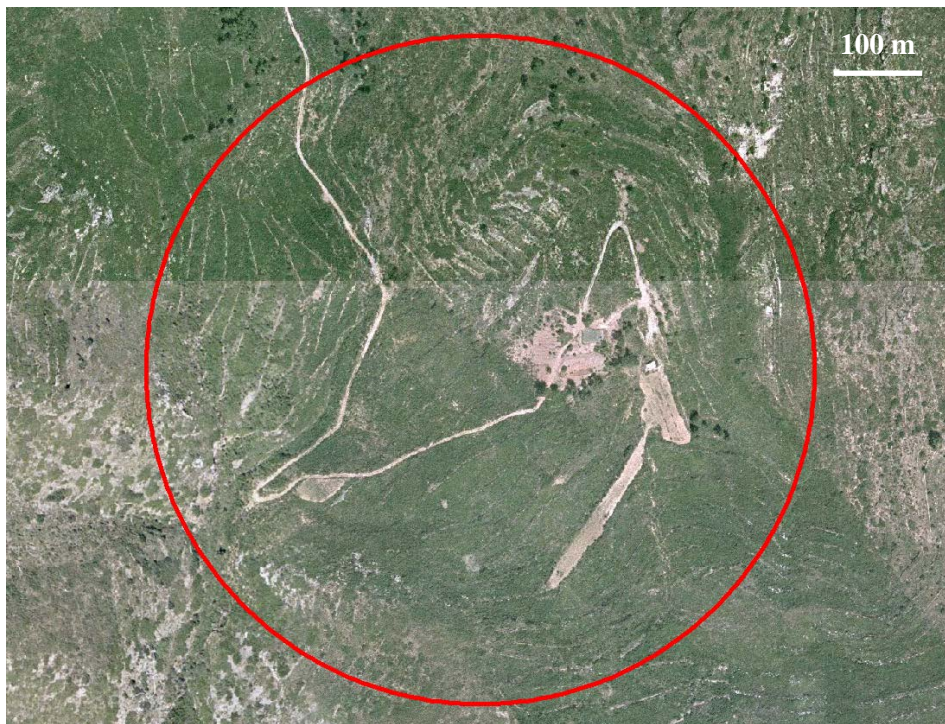


**Figura 2.1.1.6.-** Ortofoto ampliada de la zona de estudio, enmarcada dentro de la zona de protección del PN de la Serra Calderona. Los círculos rojos muestran la situación de los enclaves de las zonas quemadas (Barranc de la saladilla, superior, y Rebalsadors, inferior) y en verde el enclave de las zonas testimonio (Les Llomes).



**Figura 2.1.1.7.-** Mapa de la zona de estudio en la cual se muestra la delimitación de las 9.500 Ha afectadas por el incendio forestal de 1992 y todos los enclaves prospectados durante el estudio. Los colores de los puntos indican: azul, enclaves tipo cuadrado; rojo y blanco, enclaves aleatorios en zonas quemadas, positivos y negativos, respectivamente; verde y amarillo, enclaves aleatorios en zonas testimonio, positivos y negativos, respectivamente.

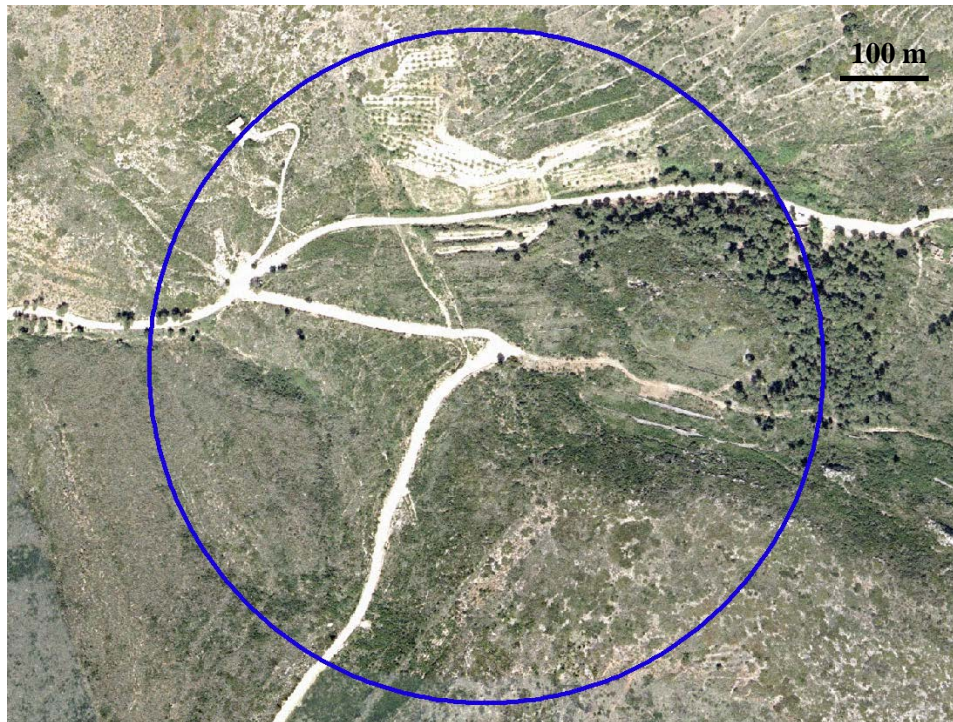
En las Figuras 2.1.1.8. – 2.1.1.13. se muestran las ortofotos correspondientes a los tres enclaves de tipo cuadrado, así como una composición de fotografías de los biotopos de disposición de las trampas a lo largo del periodo de estudio, para cada uno de los enclaves.



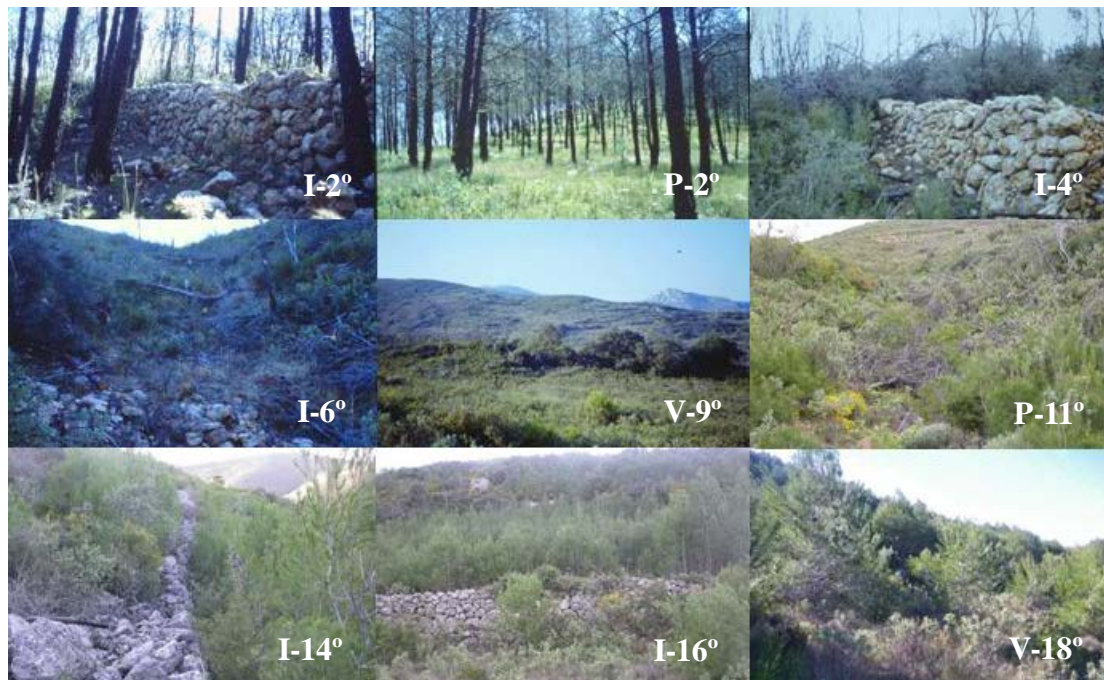
**Figura 2.1.1.8.-** Ortofoto del enclave del Barranc de la Saladilla, situado en la zona quemada.



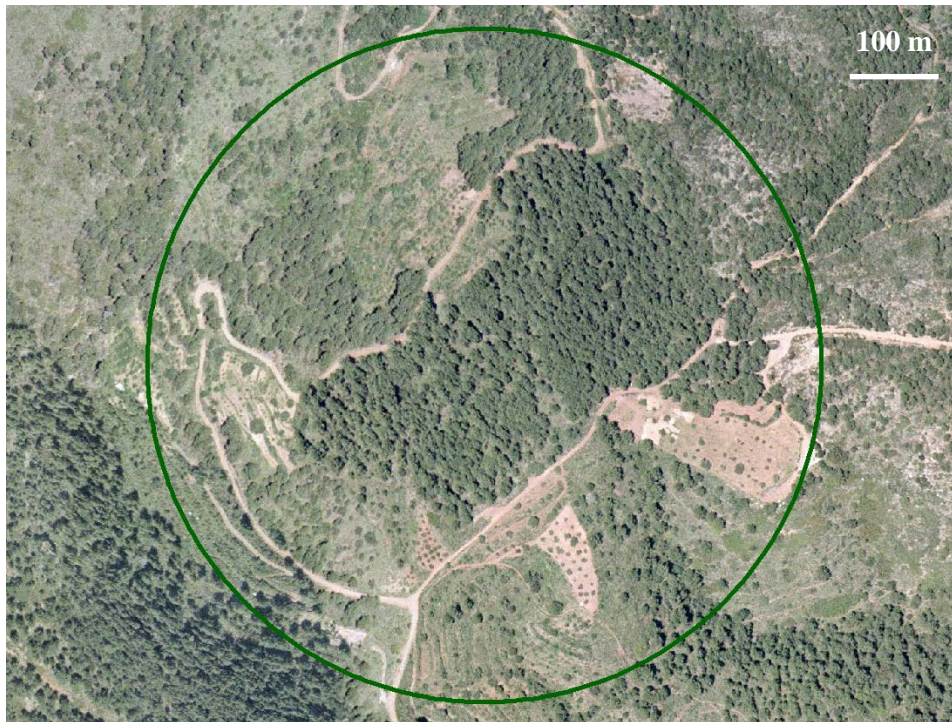
**Figura 2.1.1.9.-** Biotopos de trampeo a lo largo del periodo de estudio del enclave del Barranc de la Saladilla, situado en la zona quemada, con indicación de la estación (I = invierno; P = primavera; V = verano) y año PI de captura.



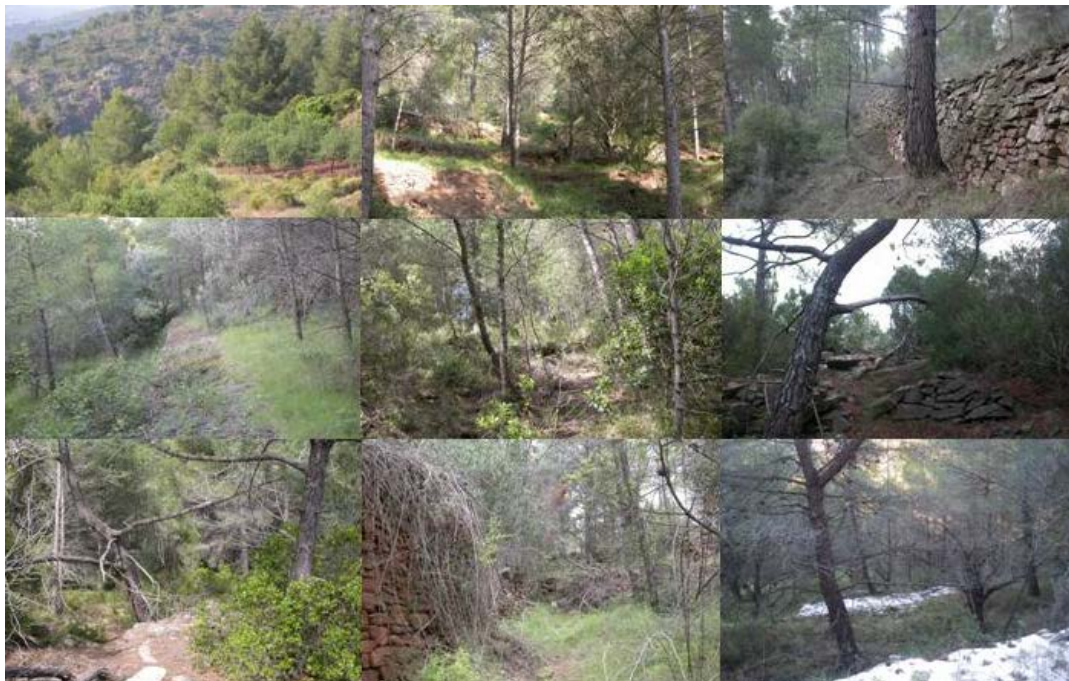
**Figura 2.1.1.10.-** Ortofoto del enclave de Rebalsadors, situado en la zona quemada.



**Figura 2.1.1.11.-** Biotopos de trampeo a lo largo del periodo de estudio del enclave de Rebalsadors, situado en la zona quemada, con indicación de la estación (I = invierno; P = primavera; V = verano) y año PI de captura..



**Figura 2.1.1.12.-** Ortofoto del enclave de Les Llomes, situado en la zona testimonio.



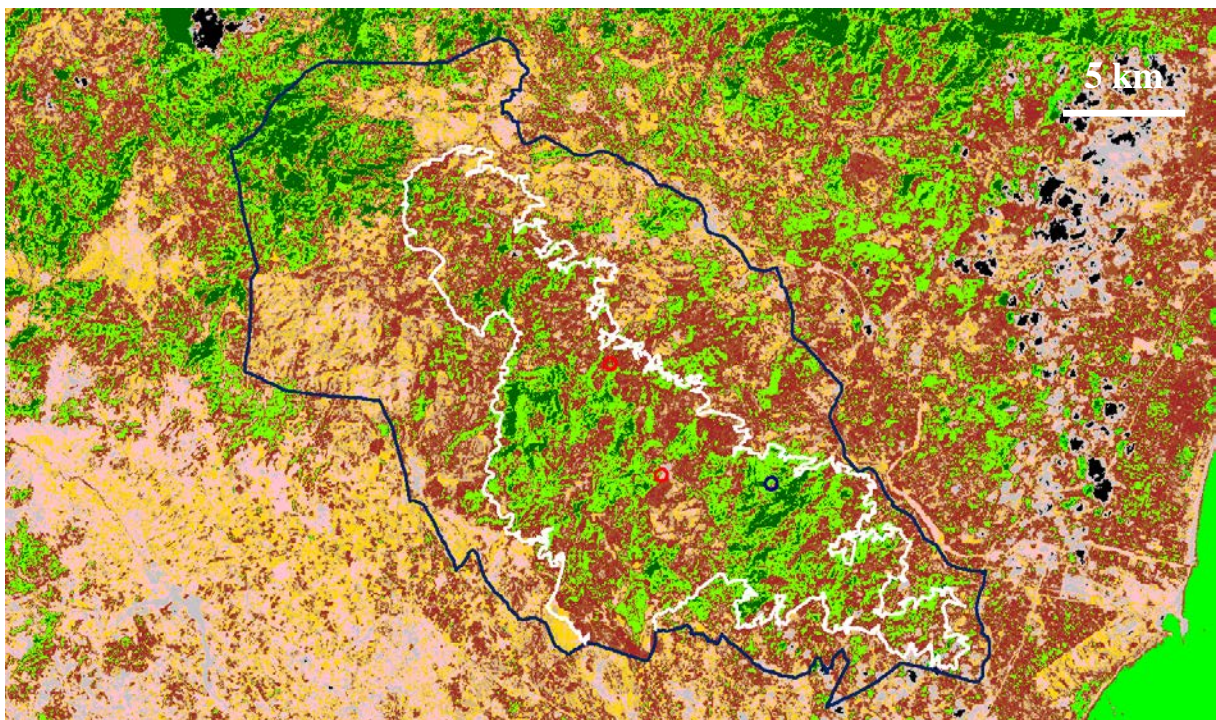
**Figura 2.1.1.13.-** Biotopos de trampeo a lo largo del periodo de estudio del enclave de Les Llomes, situado en la zona testimonio.

En los diferentes enclaves prospectados, tanto en los de tipo cuadrado como en los de tipo aleatorio, se observó como la vegetación de la sierra, después del incendio, fue ocupando los espacios que dejó el fuego. Como en todo ecosistema mediterráneo, las especies que ocupan el terreno, pueden diferenciarse entre rebrotadoras o germinadoras. En el primer caso, los primeros rebrotes aparecen pocos meses después del incendio, a partir de sus troncos, tallos o raíces. En especies como la carrasca, el alcornoque, la coscoja y el lentisco, se observaron rebrotes independientemente de las precipitaciones acaecidas. En especies como el brezo tardó un poco más, y siempre en función de las lluvias. Junto a las rebrotadoras, las germinadoras como las aliagas, las jaras, etc. aparecieron poco después del incendio, tapizando el suelo y protegiéndolo de la erosión. Mención aparte merecen los pinos, que aprovechan el calor del fuego para abrir sus piñas y dispersar sus semillas. Poco tiempo después del incendio toda la sierra se vio sembrada de pequeños pinitos. En prácticamente toda la Serra Calderona la regeneración vegetal se aceleró sobre todo durante el otoño correspondiente al 4º año postincendio, a causa del aumento de precipitaciones (Fuentes com. pers.).

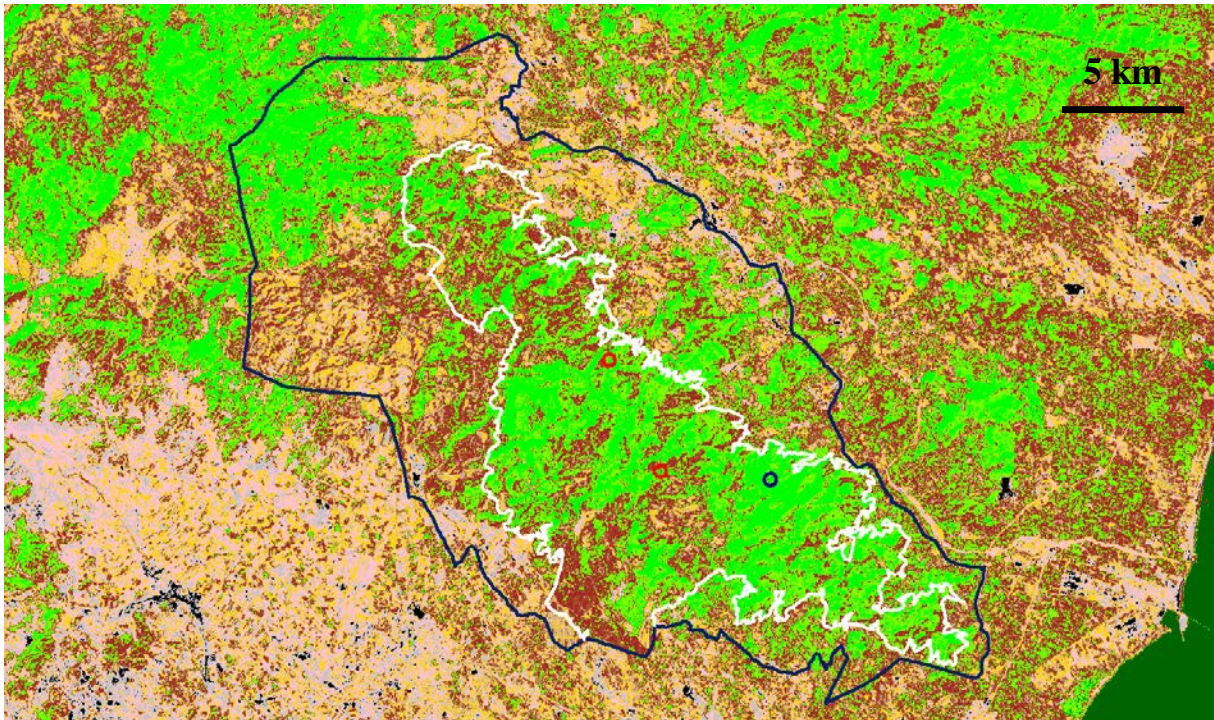
La regeneración vegetal ha continuado a diferente ritmo, en función de las condiciones climáticas, a lo largo de todo el periodo de estudio, tal y como puede observarse en las imágenes Landsat TM – Tasseled Cap correspondientes a los veranos del 2º año PI (Figura 2.1.1.14.), 4º año PI (Figura 2.1.1.15.), 6º año PI (Figura 2.1.1.16.), y 8º año PI (Figura 2.1.1.17.).



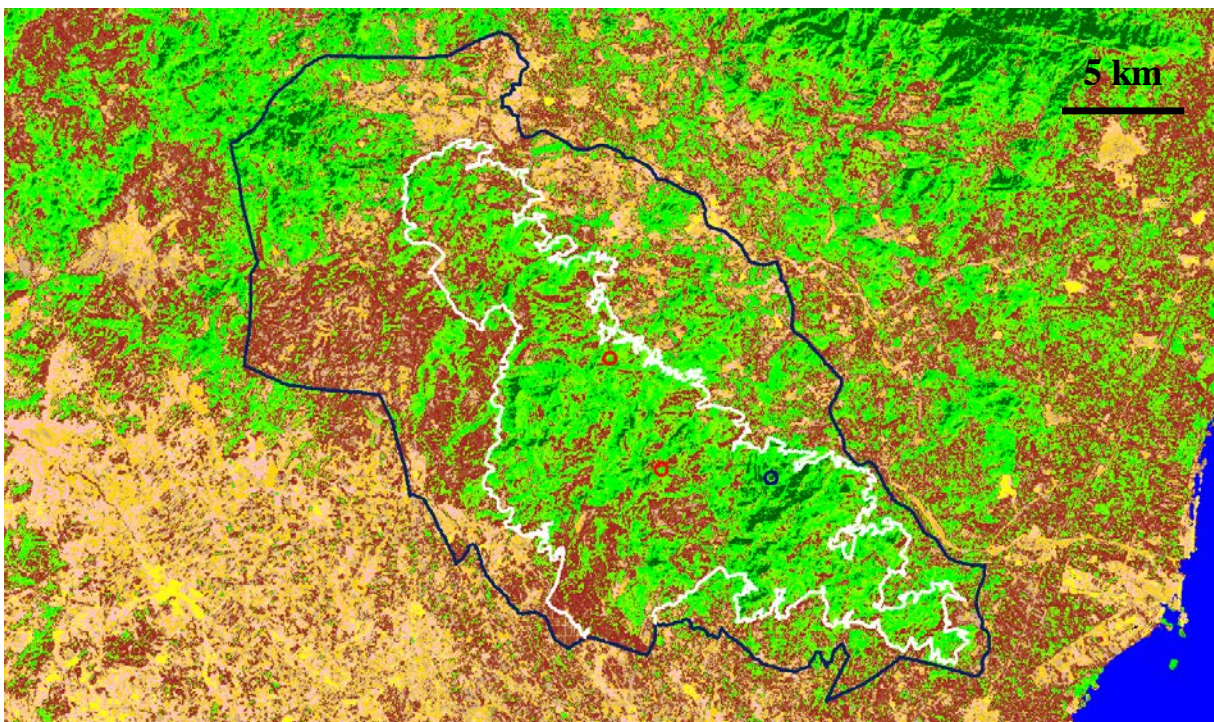
**Figura 2.1.1.14.-** Imagen Landsat TM – Tasseled Cap del 17 de septiembre de 1994 (verano del 2º año PI).



**Figura 2.1.1.15.-** Imagen Landsat TM – Tasseled Cap del 4 de julio de 1996 (verano del 4º año PI).



**Figura 2.1.1.16.-** Imagen Landsat TM – Tasseled Cap del 11 de agosto de 1998 (verano del 6° año PI).



**Figura 2.1.1.17.-** Imagen Landsat TM – Tasseled Cap del 16 de agosto de 2000 (verano del 8° año PI).



### **2.1.2.- El ratón de campo, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758)**

En este apartado se lleva a cabo una descripción general del ratón de campo, así como de su biología, distribución, hábitat y situación actual, centrada en la Comunitat Valenciana y en el Parc Natural de la Serra Calderona, siguiendo la reciente revisión realizada por Fuentes (2012).

El ratón de campo (Orden Rodentia; Familia Muridae) presenta una distribución geográfica que abarca desde el noroeste de África al sur de la península escandinava, llegando también a parte del continente asiático y la cordillera del Himalaya. En la Península Ibérica se encuentra distribuido por la totalidad del territorio, siendo el micromamífero más abundante de las masas boscosas, y en todas las grandes islas Baleares, a excepción de Cabrera. En la Comunitat Valenciana se encuentra distribuido a lo largo de prácticamente todo el territorio, faltando únicamente en los medios acuáticos como ríos, lagos, embalses, albuferas y marjales.

Su hábitat preferencial lo constituyen las masas boscosas, muros de piedras de pinares y carrascales litorales –sobre todo a altitudes superiores a los 500 m, cultivos abandonados, y zonas en regeneración post-incendio con suficiente masa arbustiva que proporcione cobijo y protección. En todo caso, su carácter generalista le permite habitar en la Comunitat Valenciana desde el nivel del mar a cotas superiores a 1.500 msnm. Las madrigueras se sitúan habitualmente entre los muros de piedra de zonas abancaladas, pero también pueden estar excavadas bajo el suelo o a partir de orificios en árboles y entre las rocas.

La territorialidad existe en ambos sexos, si bien el territorio de los machos es superior al de las hembras, variando su amplitud en función de la disponibilidad de alimento, y por tanto según el hábitat y la época del año, entre 1.000 y 3.500 m<sup>2</sup>, pudiendo llegar a más de 50.000 m<sup>2</sup> en hábitats mucho más desfavorables como los dunares (Torre et al., 2002), en algunos de los cuales, como en la Devesa del PN de l'Albufera de València, representa menos del 30% de la población total de pequeños mamíferos (Faus, 1990).

El ratón de campo es una especie de talla media, inferior a otras especies de múridos bien conocidos como las ratas del género *Rattus* y superior a las de los pequeños ratones del género *Mus*. Morfológicamente se caracteriza por su cabeza voluminosa y alargada, el hocico puntiagudo, los ojos negros y saltones –que le confieren una viveza única entre los múridos, y las orejas grandes –característica que también los diferencia con evidencia de las especies de *Mus*. La cola es bicolor, marrón en la parte dorsal y blanca en la ventral, delgada, de longitud igual o superior a la de la cabeza y el cuerpo juntos, prácticamente desprovista de pelos y cubierta por una funda tegumentaria que se desprende con facilidad. Las extremidades posteriores son proporcionalmente largas, permitiéndole desplazarse a pequeños saltos.

Las prospecciones llevadas a cabo en el PN de la Serra Calderona han permitido conocer con precisión los datos morfométricos (Tabla 2.1.2.1.) y las pautas biológicas de *A. sylvaticus* en el área de estudio.

n	CC	C	P	O	Peso
917	48-170	54-125	18,5-28	13-24	6,9-40

**Tabla 2.1.2.1.-** Morfometría de *Apodemus sylvaticus* en el Parc Natural de la Serra Calderona. n = número de individuos; CC = longitud cabeza-cuerpo; C = longitud de la cola; O = longitud de la oreja; P = longitud del pie posterior.

El pelaje posee una coloración pardo-amarillenta en la parte dorsal y blanquecina en la parte ventral. Sin embargo, la coloración corporal varía con la edad del ratón, siendo más grisácea entre los individuos juveniles y más rojiza, la coloración dorsal, y blanca y amarillenta, la coloración ventral, entre los individuos subadultos y adultos. No existen diferencias significativas de tamaño entre ambos sexos.

La actividad de este múrido es esencialmente nocturna, con un máximo de actividad crepuscular y otro al alba. Su alimentación, de carácter omnívoro, presenta

cambios estacionales en función de la disponibilidad del alimento. Está basada fundamentalmente en semillas y frutos, razón por la cual el ratón de campo contribuye significativamente tanto a su depredación como a su dispersión, desempeñando un papel importante en la dinámica y en la regeneración de ecosistemas forestales. Además, durante la primavera y el verano incluye en su dieta pequeños invertebrados (artrópodos, gusanos, caracoles...) e incluso algún pequeño vertebrado. La presencia de dos incisivos y de 6 molares en cada mandíbula le permite roer las semillas y triturar el alimento. El crecimiento limitado y el desgaste de las piezas dentales son uno de los indicadores de la edad de cada individuo.

Los machos son polígamos, siendo, sin embargo, la proporción entre machos y hembras prácticamente 1:1 (1,3:1,0) en el PN de la Serra Calderona. La reproducción en la zona de estudio se produce a lo largo de todo el año, con una pausa durante el verano –coincidiendo con la menor disponibilidad de alimento. La presencia de machos sexualmente activos también ha sido certificada, en ciertas zonas del piso termo y mesomediterráneo, prácticamente a lo largo de todo el año. Las gestaciones, 2-3 por año, duran entre 20-25 días, siendo la media de embriones de 6, variando, en la Comunitat Valenciana, de 1 a 9 (Jiménez Pérez, 1989; Fuentes et al., 1998). Los ratones recién nacidos, de 2 gramos de peso o menos, abandonan el nido a los 15 días, adquiriendo su independencia antes de un mes. Su longevidad es de alrededor de año y medio, si bien, en los estudios de captura-recaptura llevados a cabo en las zonas en regeneración post-incendio del PN de la Serra Calderona, se han llegado a encontrar individuos con una edad superior a los dos años y medio (Fuentes & Galán-Puchades, 1994; Fuentes et al., 1998; Sainz-Eliphe et al., 2012). Sus depredadores naturales son las rapaces, las serpientes y los carnívoros, siendo una pieza clave de la cadena trófica de los hábitats en los que abunda.

Pese a la elevada tasa de depredación que puede sufrir el ratón de campo, y por tanto una baja tasa de supervivencia, su alta capacidad reproductora, así como su gran capacidad colonizadora, hacen que este múrido sea considerado como un típico estratega “r” (Torre et al., 2002). Además, su dieta omnívora y su capacidad

adaptativa a variaciones ambientales, permiten que la especie presente una amplia y abundante distribución (Figura 2.1.2.1.) en toda la Comunitat Valenciana, disminuyendo su densidad poblacional en aquellos hábitats menos favorables que habitualmente ocupan otros pequeños mamíferos.

Las poblaciones del ratón de campo están reguladas principalmente, además de por factores extrínsecos, por su densidad, llegándose a inhibir en ocasiones la reproducción de las hembras durante los periodos de incremento poblacional. Éstas pueden sufrir grandes fluctuaciones estacionales e interanuales provocadas por factores tanto bióticos como abióticos (clima, alteración del hábitat, disponibilidad alimentaria, depredación, estado inmunológico, autorregulación de la densidad poblacional, parasitosis y otras patologías...). Por ejemplo: la disminución de la densidad poblacional en verano y el aumento en otoño-invierno, adaptada a la disponibilidad alimenticia; la mayor presión de depredación sobre individuos debilitados por patógenos propios de la especie; grandes cambios de temperatura y alteraciones de los regímenes de lluvias (Sainz-Elipe et al., 2012).



**Figura 2.1.2.1.-** Ejemplares de *Apodemus sylvaticus* capturados en el PN de la Serra Calderona y distribución de la especie en la Comunitat Valenciana.

## **2.2.- MÉTODOS Y TÉCNICAS DE CAMPO**

### **2.2.1.- Obtención de los hospedadores**

La obtención de los hospedadores se ha llevado a cabo, fundamentalmente, mediante la prospección casi sincrónica de los tres enclaves de tipo cuadrado situados en las zonas postincendio y en las zonas testimonio. La elección de los enclaves en las zonas quemadas se realizó atendiendo a sus características ecológicas, y se seleccionó el enclave de las zonas testimonio por presentar unas características muy similares a los otros dos con anterioridad al paso del fuego. Además, se tuvo en cuenta que la zona no quemada, utilizada como control, estuviera a una distancia de varios km de los enclaves en regeneración, con la finalidad de minimizar las posibles interacciones a nivel de las poblaciones de micromamíferos.

Una vez seleccionados los tres enclaves de prospección estacional se procedió a la solicitud del permiso para la captura de micromamíferos a las autoridades medioambientales competentes, obteniéndose de la Conselleria con responsabilidad en el área de medio ambiente, de la Generalitat Valenciana, la autorización para disponer trampas de captura de animales vivos en éstos enclaves y en otros que fueran de interés. En el mismo permiso se indica la necesidad de liberar los animales que permanezcan vivos en el momento de revisión de las trampas y la posibilidad de destinar un 10% de éstos, además de los encontrados muertos, para el estudio parasitológico. El permiso, que aún sigue vigente, debe renovarse anualmente previa presentación del informe anual detallado correspondiente de las especies capturadas.

La metodología utilizada para la prospección estacional de los tres enclaves de tipo cuadrado es la propuesta por Fuentes et al. (1998) y Galán-Puchades et al. (1999), basada en los estudios sobre micromamíferos en procesos de regeneración postincendio iniciados en los Pirineos hispano-franceses (Fons, 1984, 1986; Prodon et al., 1985, 1987; Fons et al., 1988, 1993).

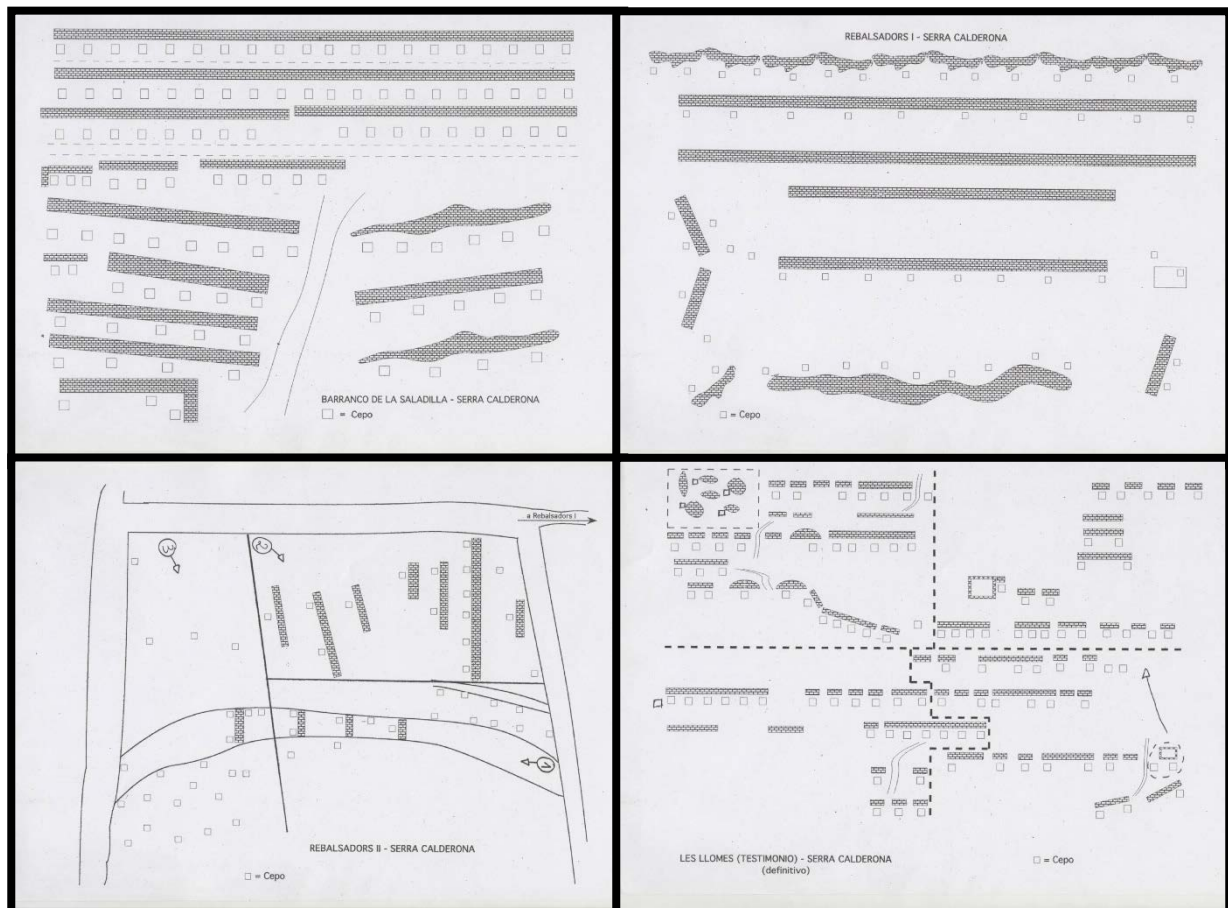
Las trampas de captura utilizadas son metálicas, con base de madera, cubiertas por un enrejado de finos orificios que permite visualizar el contenido de su interior y no deja escapar a los micromamíferos más pequeños, como el ratón mediterráneo y la

musaraña común, o ejemplares juveniles del ratón de campo. Dentro de ellas se dispone el cebo, preferentemente pan embebido en aceite, y ocasionalmente tocino frito o pasta de sardina y harina. Para que el animal capturado, además de tener alimento suficiente, pueda pasar la noche con la posibilidad de abrigo, en el interior de la trampa se deposita también una gran bola de algodón. Las trampas se disparan automáticamente con la entrada del animal y morder el cebo. Las trampas son depositadas en el biotopo al atardecer y son revisadas y/o recogidas a la mañana siguiente, coincidiendo así el periodo de prospección con la mayor actividad de los micromamíferos (Figura 2.2.1.1.).



**Figura 2.2.1.1.-** Trampas de captura en vivo de micromamíferos. Detalles de su preparación, ubicación en los enclaves.

Inicialmente, las prospecciones estacionales se realizaron disponiendo 110 trampas en los cuadrados (Figura 2.2.1.2.) durante tres noches consecutivas durante cada estación, si bien tanto el número de trampas como el de noches ha ido cambiando a lo largo del periodo de estudio, siendo, desde la primavera del 6º año PI, de 55 trampas durante dos noches consecutivas.



**Figura 2.2.1.2-** Esquemas de disposición de trampas en los enclaves de prospección estacional.

Las primeras prospecciones se iniciaron en febrero de 1994, invierno del 2º año PI, llevándose a cabo de forma estacional a lo largo de todos los años de estudio.

Los micromamíferos capturados vivos fueron marcados, una vez tomados sus datos, y devueltos a la naturaleza, con la finalidad de llevar a cabo el seguimiento de su dinámica poblacional. El marcaje se efectúa mediante la colocación de un chip

bajo la piel mediante una jeringuilla estéril específicamente diseñada, y que ofrece la visualización de un número único de identificación al ser detectado por el lector.

Las prospecciones de tipo aleatorio se llevan a cabo de forma similar, con un número variable de trampas, generalmente 80-100, en función de la extensión del enclave y de su accesibilidad, dispuestas durante una única noche. Los animales capturados en estos enclaves fueron destinados al estudio helmintológico.

Durante las prospecciones se dispuso, en ocasiones, de una cámara de fototrampeo y se recogió información referente a la climatología y a cualquier alteración significativa del enclave. La recogida de datos y el marcaje de los hospedadores se llevo a cabo en el mismo enclave (Figura 2.2.1.3.).



**Figura 2.2.1.3.-** Tareas correspondientes al trabajo de campo en los enclaves prospectados.



Hasta el verano del 18° año PI. se han llevado a cabo 217 prospecciones, tanto de tipo cuadrado como de tipo aleatorio, en las zonas quemadas y en las zonas testimonio (Tabla 2.2.1.1.).

	PI	T	TOTAL
Total de prospecciones realizadas	132	85	217
Total de trampas colocadas	18.160	10.851	29.011
Prospecciones tipo cuadrado	100	50	150
Trampas colocadas	15.264	7.566	22.820
Prospecciones tipo aleatorio	32	35	67
Trampas colocadas	2.896	3.295	6.191
Total de hospedadores capturados	2.506	847	3.353
% total de captura	13,80	7,81	11,56

**Tabla 2.2.1.1.-** Detalle de las prospecciones realizadas, trampas colocadas y éxito de captura en zonas postincendio (PI) y testimonio (T) a lo largo del estudio.

De los 3.353 individuos de micromamíferos capturados durante el presente periodo de estudio, un total de 917 ejemplares de *A. sylvaticus* fueron destinados al estudio helmintoecológico, 675 procedentes de los enclaves, tanto estacionales como aleatorios, de las zonas quemadas, y 242 procedentes de los enclaves de las zonas utilizadas como testimonio o control. En la Tabla 2.2.1.2. se detalla el número de animales analizados helmintológicamente por año postincendio, tanto en las zonas quemadas como en las zonas testimonio.

<b>Año PI</b>	<b>PI</b>	<b>T</b>	<b>TOTAL</b>
2°	21	11	32
3°	19	27	46
4°	61	8	69
5°	51	19	70
6°	107	50	157
7°	53	11	64
8°	26	11	37
9°	17	8	25
10°	53	11	64
11°	49	25	74
12°	17	12	29
13°	15	4	19
14°	33	7	40
15°	29	3	32
16°	39	9	48
17°	40	14	54
18°	45	12	57
<b>TOTAL</b>	<b>675</b>	<b>242</b>	<b>917</b>

**Tabla 2.2.1.2.-** Número de *Apodemus sylvaticus* analizados helmintológicamente en los enclaves postincendio (PI) y testimonio (T) para cada uno de los años PI estudiados.

### **2.2.2.- Toma de datos de los hospedadores**

Todos los micromamíferos capturados fueron determinados específicamente siguiendo las claves de Gosálbez (1987), sexados, determinada su actividad sexual pesados y tomadas sus medidas corporales externas (Arrizabalaga & Uribe, 1988).

Ante la imposibilidad de obtener otro tipo de información de los animales vivos, la determinación de la edad relativa, dentro de cada especie, se lleva a cabo teniendo en cuenta únicamente las variables anteriormente mencionadas, siendo conscientes de sus limitaciones, agrupando los diferentes individuos en las clases de juveniles, subadultos y adultos.

En el caso del ratón de campo, los grupos de edad se han confeccionado, fundamentalmente, teniendo en cuenta el peso de cada individuo, considerándose juveniles aquellos con un peso < 15 g, subadultos entre 15-25 g y adultos > 25 g.

En la Tabla 2.2.2.1. se muestran los datos morfométricos del ratón de campo en las zonas quemadas y en las zonas testimonio, los cuales son recogidos, junto con el resto de información en fichas individuales (Figura 2.2.2.1) a partir de las cuales se confeccionarán las correspondientes bases de datos.

	n	CC	C	P	O	Peso
PI	675	48-170	54-121	18,5-27	13-24	6,9-40
T	242	60,5-114	55-125	20-28	15-23	8,7-39

**Tabla 2.2.2.1.-** Morfometría de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio (PI) y testimonio (T). n = número de individuos; CC = longitud cabeza-cuerpo; C = longitud de la cola; O = longitud de la oreja; P = longitud del pie posterior.

Hospedador: <i>Apodemus sylvaticus</i>	Nº 07091203
Fecha 12-09-2007 (Estiu-15è)	Biotipo:
Lugar REBASADORS (S. Galdeonua)	* T-154.
Conj: M.T. GACAN - PUCHADES.	
Sexo: ♂	Observaciones:
CC: 64,50 mm	+ ✓ Abto.
C: 95,50 mm	+ Cont. Estomacal: Cabello + semillas + astropatos.
P: 22 mm	
O: 19 mm	
Peso: 29,46 g.	
Actd: Activo.	
LCB:	
LD:	
LM:	

**Figura 2.2.2.1.-** Cara delantera de la ficha de hospedador en la cual se recogen los datos de la prospección y los datos individuales de cada animal.

## 2.3.- MÉTODOS Y TÉCNICAS PARASITOLÓGICAS

Dentro de este apartado se realiza una breve exposición sobre las distintas etapas seguidas en el proceso de investigación de los helmintos parásitos hallados en los micromamíferos analizados, en especial el ratón de campo, *A. sylvaticus*. Las obras especializadas a las que cabe remitir para la descripción de los métodos y técnicas aplicados en este trabajo son, entre otras: las de Langeron (1949), Nesemeri & Hollo (1961) y Melvin & Brooke (1971) en cuanto a microscopía y métodos de diagnóstico parasitológico en general; las de Mas-Coma (1976), Feliu (1980), Esteban (1983), Galán-Puchades (1986) y Fuentes (1992) en lo referente al estudio helmintológico de micromamíferos en particular; y las de Galán-Puchades et al. (1990, 1999) como referencias para el estudio parasitológico de micromamíferos en áreas quemadas de bosque mediterráneo.

Si bien el presente estudio comprende el análisis helmintoecológico de la totalidad del periodo 2°-18° año PI, el análisis estrictamente parasitológico se ha llevado a cabo desde el 15° al 18° año PI, analizándose un total de 191 individuos del ratón de campo, completándose con los resultados previamente obtenidos por: Cerezuela (2000) para el periodo 2°-5° año PI; Ridaura (2003) para el periodo 6°-8° año PI, y Sainz-Elipe (2005, 2009) para los periodos 9°-12° y 13°-14° año PI, respectivamente.

### 2.3.1.- Extracción y conservación de los helmintos

La extracción de los parásitos se efectuó *in vivo* tras la muerte y disección inmediata del animal capturado, seguida del estudio de sus órganos y vísceras.

En algunas ocasiones, y ante la imposibilidad de llevar a cabo el estudio parasitológico de forma inmediata, se congelaron los hospedadores para su posterior estudio.

En la ficha del micromamífero hospedador estudiado (Figura 2.3.1.1.) se fue anotando, en el microhábitat parasitado, el número de trematodos, cestodos y nematodos hallados y aquellos órganos no parasitados como negativos.

Una vez extraídos, previo a su conservación, los helmintos vivos fueron fijados en función del tipo de verme, para su mejor estudio. Los trematodos se fijaron entre portaobjetos y cubreobjetos con líquido fijador de Bouin, cuidando que no adoptaran una postura ladeada. Para los cestodos y nematodos se empleó la técnica de agitación vigorosa en etanol de 70° caliente para su extensión. Por último, se procedió a su conservación en viales de etanol de 70° etiquetados con los datos correspondientes (especie del hospedador y número, microhábitat de parasitación y enclave, y número de tubo si es el caso).

Habitat	Identificación provisional	Identificación definitiva	Fuente identific.
Esófago	—		
Estómago	—		
Intestino delgado	Muchos: catenotrematidos de tamaño:	→ 18 Catenotrematida gen. sp. → 18 Skyrabinotrematida lobata	
Int. grueso ciego	38 trichuris → Tubo ① Sphaeria → Tubo ②	①: 10 Trichuris muris 5♂♂ 5♀♀ ②: 9 Sphaeria foveoli ♀♀	
Hígado	—		
Bazo	—		
Páncreas	—		
Cavidad torácica	—		
Cavidad abdominal	—		
Respiratorio	—		
Urinario	—		
Circulatorio	—		

**Figura 2.3.1.1.-** Cara trasera de la ficha de hospedador en la cual se recogen los datos de la identificación helmintológica de cada animal.

### **2.3.2.- Estudio de los helmintos hallados**

El montaje de los helmintos para su estudio difiere según el tipo al que pertenecen. La identificación específica de nematodos se ha realizado mediante preparaciones extemporáneas y para el resto de helmintos con preparaciones definitivas, ambas microscópicas.

Los trematodos se tiñeron con carmín borácico alcohólico de Grenacher; los cestodos con carmín clorhídrico alcohólico (previa separación y conservación de dos o tres anillos grávidos para el estudio de los huevos en lactofenol y descripción completa). Tras su paso por una cadena de deshidratación formada por una batería de alcoholes y aclaramiento en xileno, se montaron en preparaciones permanentes con bálsamo de Canadá como medio de montaje.

El montaje extemporáneo de nematodos se realizó utilizando lactofenol entre portaobjetos y cubreobjetos como medio aclarante, lo cual permite darle al helminto las orientaciones deseadas para su identificación morfológica y la recuperación posterior de éste en el líquido conservador.

### **2.3.3.- Determinación definitiva al microscopio**

La determinación específica definitiva de los helmintos parásitos hallados fue llevada a cabo mediante el análisis de su morfología y anatomía. Las medidas de sus estructuras realizadas al microscopio han sido comparadas con los resultados dados en la bibliografía especializada; en base a las detalladas descripciones presentes en dichas obras pertenecientes a diferentes especialistas (véase Capítulo 4).

## 2.4.- DESCRIPCIÓN DE LOS FACTORES INTRÍNSECOS Y EXTRÍNSECOS

### 2.4.1.- Factores intrínsecos

Los factores intrínsecos son aquellos que dependen del propio hospedador. En el presente estudio se han tenido en cuenta tres factores intrínsecos.

#### Sexo y edad del hospedador

La distribución anual de la edad y del sexo de los hospedadores analizados en las zonas quemadas y testimonio se muestra en las Tablas 2.4.1.1. y 2.4.1.2., respectivamente. La edad del hospedador ha sido calculada teniendo en cuenta el peso de éste: <15 g = juveniles; 15-25 g = subadultos; >25 g = adultos.

Año PI	machos	hembras	juveniles	subadultos	adultos
2°	9	12	1	13	7
3°	12	7	4	9	6
4°	27	34	13	30	18
5°	32	19	3	34	14
6°	73	34	4	63	40
7°	33	20	---	35	18
8°	17	9	1	11	14
9°	10	7	5	10	2
10°	31	22	6	23	24
11°	28	21	8	26	15
12°	10	7	---	13	4
13°	9	6	3	4	8
14°	18	15	3	19	11
15°	16	13	5	12	12
16°	22	17	6	13	20
17°	21	19	8	14	18
18°	24	21	8	28	9

**Tabla 2.4.1.1.-** Número de *Apodemus sylvaticus* analizados helmintológicamente en las zonas quemadas según el año de captura, el sexo y la edad.

Año PI	machos	hembras	juveniles	subadultos	adultos
2°	9	2	---	6	5
3°	18	9	2	13	12
4°	5	3	1	3	4
5°	8	11	3	7	9
6°	23	27	13	25	12
7°	4	7	---	9	2
8°	9	2	3	3	5
9°	7	1	2	5	1
10°	8	3	4	3	4
11°	9	16	4	15	6
12°	7	5	3	5	4
13°	1	3	2	1	1
14°	4	3	2	2	3
15°	1	2	1	2	---
16°	4	5	---	6	3
17°	10	4	1	6	7
18°	3	9	4	4	4

**Tabla 2.4.1.2.-** Número de *Apodemus sylvaticus* analizados helmintológicamente en las zonas testimonio según el año de captura, el sexo y la edad.

### Densidad poblacional del hospedador

La densidad poblacional del hospedador se expresa como el porcentaje de captura del ratón de campo, equivalente al número de individuos diferentes capturados por cada 100 trampas (Tabla 2.4.1.3.). Los valores considerados de este factor intrínseco en el estudio han sido tanto los correspondientes al % de captura obtenido durante el año postincendio considerado como durante el año de captura anterior. Lógicamente, la influencia de la densidad poblacional del año anterior a la captura del hospedador será la que más podrá interaccionar sobre la comunidad helmintiana del hospedador.



<b>Año PI</b>	<b>Zonas quemadas</b>	<b>Zonas testimonio</b>
2°	2,20	1,82
3°	1,64	2,55
4°	11,19	2,39
5°	13,22	5,30
6°	16,00	13,09
7°	17,88	9,09
8°	8,94	4,85
9°	8,18	5,00
10°	16,21	5,15
11°	35,68	25,45
12°	19,74	16,82
13°	12,73	12,42
14°	18,18	8,79
15°	10,45	3,64
16°	20,91	11,52
17°	15,61	16,06
18°	18,64	8,18

**Tabla 2.4.1.3.-** Porcentaje de captura anual de *Apodemus sylvaticus* en las zonas quemadas y testimonio.

## 2.4.2.- Factores extrínsecos

Los factores extrínsecos están determinados por las variaciones del ecosistema en el que vive su hospedador. Se han considerado cuatro factores extrínsecos.

### Tipo de enclave

A lo largo de todo el estudio se han considerado por separado las zonas postincendio o quemadas de las zonas testimonio utilizadas como control. Por tanto, este factor extrínseco no formará parte directa del estudio estadístico, pero la

comparación entre lo sucedido en ambas zonas permite utilizar este factor extrínseco como la principal fuente de variación.

### **Año y periodo postincendio**

La información presentada a lo largo del estudio se lleva a cabo mediante el análisis anual, las 17 anualidades comprendidas entre el 2º y el 18º año PI. Además, en el análisis estadístico ha sido considerado el factor periodo postincendio, el cual hace referencia a la estación y a la anualidad de forma conjunta (primavera del 4º año PI; invierno del 7º año PI, etc.), no habiéndose considerado como factor independiente la estación de captura.

### **Variables climáticas**

La climatología es sin duda uno de los factores determinantes de todo el proceso de regeneración postincendio y por tanto ha sido considerado también como uno de los principales factores extrínsecos a analizar.

De las 7 variables climáticas analizadas, las 5 correspondientes a temperatura y precipitación han sido obtenidas a partir de datos mensuales de las estaciones climáticas que la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) tiene en el propio PN de la Serra Calderona o en poblaciones circundantes. Varias estaciones han sido utilizadas para las zonas quemadas (Sergorb, Altura y Bétera) y para las zonas testimonio (Sagunt, Estivella y Gilet). Los datos correspondientes a evaporación y humedad relativa fueron obtenidos de las estaciones de València y Manises, y han sido utilizadas comúnmente para ambas zonas de estudio (Tablas 2.4.2.1. y 2.4.2.2.).

Los datos climáticos anuales utilizados han sido calculados a partir de los datos mensuales: las medias de las temperaturas y de la humedad relativa, y los valores acumulados referentes a la precipitación y la evaporación.

Como en el caso de la densidad poblacional, y por las mismas razones, los valores anuales de las 7 variables climáticas han sido consideradas para el año de captura así como para el año de captura anterior.

<b>Año PI</b>	<b>Tm</b>	<b>Tmd</b>	<b>TM</b>	<b>P</b>	<b>DLI</b>	<b>E</b>	<b>Hr</b>
1°	9,9	15,9	21,9	3791	71	8291	64,8
2°	10,6	16,7	22,7	3715	53	9174	61,3
3°	11,3	16,8	22,3	2523	56	8618	62,6
4°	11,1	16,4	21,8	5086	88	8433	64,7
5°	10,7	15,7	21,6	4700	84	7944	67,5
6°	10,5	15,6	20,7	3292	65	8834	66,2
7°	10,0	15,7	21,4	3410	51	8214	65,1
8°	11,0	16,9	22,9	2370	48	8561	67,2
9°	10,3	16,6	22,5	6068	52	9470	62,2
10°	9,6	13,8	20,2	6280	21	7920	68,3
11°		17,4		5532	93	11785	61,2
12°		16,9		5373	105	10841	65,5
13°		16,6		3621	73	10857	60,7
14°		17,2		4980	89	10997	58,0
15°	5,9	17,3	29,4	4698	73	11174	57,2
16°	5,4	16,4	28,4	5074	68	10946	58,5
17°	6,2	16,5	28,3	5598	67	11216	59,0
18°	5,6	16,6	29,1	4516	83	11860	56,3

**Tabla 2.4.2.1.-** Media anual en las zonas postincendio de las variables climáticas: temperatura en °C, mínima (Tm), media (Tmd) y máxima (TM); precipitación (P) en décimas de mm; días de lluvia (DLI); evaporación (E) en décimas de mm; y humedad relativa (Hr) en %.

<b>Año PI</b>	<b>Tm</b>	<b>Tmd</b>	<b>TM</b>	<b>P</b>	<b>DLI</b>	<b>E</b>	<b>Hr</b>
1°	9,8	16,0	22,2	4725	109	8291	64,8
2°	10,1	16,6	23,1	3987	98	9174	61,3
3°	10,2	16,6	23,0	2524	100	8618	62,6
4°	10,3	16,5	22,6	6262	134	8433	64,7
5°	10,3	16,5	22,7	4901	126	7944	67,5
6°	10,8	17,1	23,3	3774	116	8834	66,2
7°	10,6	17,0	23,3	3679	93	8214	65,1
8°	10,3	16,6	22,9	2537	92	8561	67,2
9°	11,6	17,5	23,4	6814	107	9470	62,2
10°	10,7	16,4	22,1	6167	117	7920	68,3
11°		17,1		4467	111	11785	61,2
12°		16,4		7542	134	10841	65,5
13°		15,7		3020	99	10857	60,7
14°		16,3		5476	99	10997	58,0
15°	7,2	18,2	28,4	4929	81	11174	57,2
16°	7,2	17,8	28,6	5477	62	10946	58,5
17°	7,4	17,4	28,3	5951	59	11216	59,0
18°	7,2	17,6	29,7	4025	61	11860	56,3

**Tabla 2.4.2.2.-** Media anual en las zonas testimonio de las variables climáticas: temperatura en °C, mínima (Tm), media (Tmd) y máxima (TM); precipitación (P) en décimas de mm; días de lluvia (DLI); evaporación (E) en décimas de mm; y humedad relativa (Hr) en %.

Entre los factores extrínsecos del presente estudio no se han incluido variables derivadas de datos “remote sensing”, como NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) y la clasificación Tasseled Cap, por disponer solamente de imágenes satelitales (AVHRR-NOAA y Landsat TM) hasta el año 2000 (8° año PI) y considerarse insuficiente para llevar a cabo un análisis estadístico adecuado.

## 2.5.- TERMINOLOGÍA Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO

### 2.5.1.- Terminología utilizada en el estudio helmintoecológico y en la caracterización de la comunidad helmintiana

Antes de dar paso al tratamiento estadístico, se definen algunos de los términos ecológicos utilizados tanto en el análisis helmintoecológico como en la caracterización de la comunidad helmintiana del ratón de campo, siguiendo las definiciones propuestas, entre otros, por Magurran (1988), Fuentes (1992), Bush et al. (1997), y Fuentes et al. (2005b).

#### **Prevalencia**

Generalmente expresada como un porcentaje, es el número de individuos de una especie hospedadora infestados con una especie parásita en particular, dividido por el número de hospedadores analizado.

#### **Intensidad**

Es el número total de individuos de una especie parásita en particular en la muestra de hospedadores parasitados. Suele expresarse como **Intensidad media** ( $n^\circ$  total de individuos parásitos de una especie /  $n^\circ$  total de hospedadores parasitados por la misma especie).

#### **Abundancia**

Es el número total de individuos de una especie parásita en particular en la muestra de hospedadores analizados (infestados y no infestados). Suele expresarse como **Abundancia media** ( $n^\circ$  total de individuos parásitos de una especie /  $n^\circ$  total de hospedadores analizados). Como los helmintos muestran, en general, una distribución agregada, la abundancia, y no la intensidad, es el parámetro que mejor define la carga parasitaria helmintiana. Por tanto, la abundancia será utilizada en el análisis estadístico y no la intensidad.

### **Rango**

Número mínimo y máximo de individuos de una especie parásita en particular hallados en la población hospedadora considerada.

### **Comunidad helmintiana**

Conjunto total de individuos de todas las especies helmintinas presentes en el total de la población hospedadora analizada.

### **Infracomunidad helmintiana**

Conjunto total de individuos de todas las especies helmintinas presentes en un determinado individuo hospedador.

### **Población helmintiana**

Conjunto total de individuos de una especie helmintiana en particular presentes en el total de la población hospedadora analizada.

### **Infrapoblación helmintiana**

Conjunto total de individuos de una especie helmintiana en particular presentes en un determinado individuo hospedador.

### **Riqueza de especies**

Número de especies parásitas presentes en un individuo hospedador (infracomunidad) o en una población hospedadora (comunidad). Habitualmente se expresa como **Riqueza media de especies** (promedio de la riqueza de especies de la población hospedadora analizada).

## **Especies helmintianas componentes**

Especies helmintianas cuya prevalencia en la población hospedadora analizada es  $\geq 10\%$ .

## **Ciclos biológicos helmintianos**

### Ciclos FES

Los ciclos de tipo FES (Free Environmental Stages) son ciclos tanto directos como indirectos, cuya forma infestante para el hospedador es una forma parásita de resistencia libre en el medio ambiente. Incluyen todos los ciclos monoxenos y aquellos ciclos heteroxenos en los cuales el hospedador analizado hace la función de primer hospedador intermediario. Además, los ciclos directos de nematodos se han clasificado en: geohelminths, si la forma infestante es una larva de vida libre; pseudogeohelminths, si la forma infestante es un huevo que necesita embrionar en el medio externo y ageohelminths, si la forma infestante es un huevo embrionado o de embrionación muy rápida en el momento de su emisión.

### Ciclos No-FES

Los ciclos de tipo No-FES incluyen aquellos ciclos de tipo heteroxeno en los que el hospedador analizado hace la función de hospedador definitivo o de segundo hospedador intermediario. En el caso del ratón de campo en el presente estudio, la forma infestante en los ciclos No-FES se encuentra siempre en un invertebrado, tanto artrópodo como no artrópodo.

## **Índices de Diversidad/Uniformidad helmintiana**

La biodiversidad o diversidad helmintiana es el concepto que describe la composición de una comunidad helmintiana en términos del número de especies presentes y algún factor que pondera la uniformidad relativa de la distribución de cada especie. Se define en la práctica por el índice de diversidad particular elegido para describirla.

Los índices de diversidad/uniformidad calculados en el presente estudio han sido los tradicionalmente utilizados: índices de Shannon, Brillouin, Simpson y Berger-Parker y uniformidad de Shannon (Magurran, 1988), y cuyo comportamiento y principales características se describen en la Tabla 2.5.1.1.

<b>Medida de Diversidad</b>	<b>Capacidad discriminatoria</b>	<b>Sensibilidad al tamaño muestral</b>	<b>Componente de diversidad</b>
<b>Índice de Shannon</b>	moderada	moderada	riqueza
<b>Índice de Brillouin</b>	moderada	moderada	riqueza
<b>Índice de Simpson</b>	moderada	baja	dominancia
<b>Índice de Berger-Parker</b>	pobre	baja	dominancia
<b>Uniformidad de Shannon</b>	pobre	moderada	uniformidad

**Tabla 2.5.1.1.-** Comportamiento y características de los índices de diversidad/uniformidad utilizados.

### Índice de Shannon (H)

Índice de diversidad basado en la información obtenida a partir de una medida de la riqueza de especies helmintianas.

$$H = - \sum P_i \ln P_i$$

siendo  $P_i$  la proporción  $N_i/N$ ,  $N_i$  el número de helmintos recogidos de la especie  $i$  (la suma de todas las infrapoblaciones de la especie parásita  $i$ ), y  $N$  el número total de helmintos de la comunidad helmintiana del hospedador.

El valor de  $H$  varía de 0 a 5, de tal forma que:

- si  $H = 0$ , todos los individuos parásitos encontrados pertenecen a la misma especie;
- si  $H = 5$ , todos los individuos parásitos encontrados son de distinta especie.

Este índice asume que todas las especies parásitas están representadas en la muestra, lo cual puede suponer una substancial fuente de error en caso de que la proporción de especies representada sea baja.



### Índice de Brillouin (HB)

Es un índice utilizado para medir la diversidad específica de las infracomunidades helmintianas, ya que se utiliza en aquellos casos en que la comunidad helmintiana está completamente censada con cada uno de los individuos representados. Este es el único índice indicado para infracomunidades al recogerse todos los helmintos o la muestra en su totalidad. Al igual que el índice de Shannon pondera la riqueza de especies.

$$\mathbf{HB} = \frac{\ln N! - \sum \ln Ni!}{N}$$

El valor del índice rara vez excede de 4,5, y como la diversidad se calcula para una colección no existe un test de significación. Cada valor del índice es, de inmediato, significativamente distinto de cualquier otro. En este índice no hay incertidumbre ya que describe una colección de especies conocida, si bien en ciertas circunstancias puede implicar que la muestra con el número de individuos (N) más elevado es más diversa que la de mayor riqueza de especies y uniformidad. Suele dar una estimación de diversidad similar al índice de Shannon aunque el índice de Brillouin produce un resultado inferior.

Éste índice es el único para el cual se puede calcular, además de los valores globales de la comunidad helmintiana, valores particulares para cada infracomunidad. Por tanto el índice de Brillouin es la única medida de diversidad que ha podido ser utilizada en las pruebas y tests estadísticos a nivel de infracomunidad helmintiana, mientras que el resto de índices solamente han podido ser utilizados a nivel de comunidad.

### Índice de Simpson (S)

Índice de dominancia ponderado según la abundancia de las especies helmintianas más comunes. Está basado en la proporción de los helmintos encontrados de cada una de las especies de la comunidad helmintiana, frente al número de helmintos recogidos del total de las poblaciones helmintianas presentes en la especie hospedadora analizada.

$$S = 1 - \sum \left( \frac{N_i}{N} \right)^2$$

El valor de S varia de 0 a 1 y tiene un significado análogo al índice de Shannon. En este índice debe tenerse en cuenta que si una especie helmintiana es muy dominante respecto al resto, se produce una disminución muy neta de la diversidad específica del hospedador. Esta limitación adquiere mayor relevancia cuando se compara la diversidad específica de dos hospedadores, ya sea entre distintas poblaciones de la misma especie, o entre especies hospedadoras distintas.

### Índice de Berger-Parker (D)

Es también una medida de dominancia que expresa la importancia de las especies helmintianas más abundantes. Al igual que en el índice anterior se suele adoptar el recíproco en su cálculo, el cual se realiza mediante la fórmula:

$$D = 1 - \left( \frac{N_{\max}}{N} \right)$$

siendo Nmax el número de individuos de la especie helmintiana más abundante.

El valor de D varía de 0 a 1, de tal forma que:

- si  $D = 0$ , todos los individuos parásitos encontrados pertenecen a la misma especie helmintiana;
- si  $D = 1$ , todos los individuos parásitos encontrados son de distinta especie helmintiana.

### Uniformidad de Shannon (E)

El índice de Shannon, como medida de heterogeneidad, considera la uniformidad de la abundancia de especies helmintianas. Sin embargo, es posible calcular por separado medidas adicionales de uniformidad, tomándose como tal la relación entre diversidad observada ( $H =$  índice de Shannon) y diversidad máxima ( $H_{\max}$ ).

$$E = \frac{H}{H_{\max}} = \frac{H}{\ln(n)}$$

El valor de E varía de 0 a 1, de tal forma que:

- si  $E = 1$  representa una situación en que todas las especies parásitas son igualmente abundantes.

Esta medida de uniformidad considera, al igual que el índice de Shannon, que todas las especies presentes en la comunidad helmintiana se han contabilizado en la muestra.

### **Distribución de frecuencias**

Es la forma en la que se encuentran distribuidos los individuos parásitos de una población helmintiana dentro de la población hospedadora analizada. En el presente estudio, la distribución de frecuencias de las especies componentes se ha calculado mediante el Índice de Lefkovitch (Lefkovitch, 1966)

$$L = \frac{1}{45} \tan^{-1} \left( \frac{S^2}{X} \right) - 1$$

siendo  $S^2$  la varianza y  $X$  la media de la especie helmintiana considerada, en la muestra hospedadora analizada.

El valor de L varía desde -1 a +1, de tal forma que:

- si  $L = 0$  se corresponde con una Distribución de Poisson;
- si  $L < 0$  se corresponde con una Distribución Binomial Positiva;
- si  $L > 0$  se corresponde con una Distribución Binomial Negativa.

### Distribución de Poisson

Caracterizada por no estar sujeta a la influencia de ningún fenómeno particular derivado de la relación parásito-hospedador y, por tanto, la población helmintiana presenta una distribución al azar.

### Distribución Binomial Positiva

También conocida como distribución Regular o Subdispersa. Se caracteriza por la distribución uniforme de la población helmintiana. Esta distribución está condicionada por fenómenos particulares como, por ejemplo, la pequeña dimensión del microhábitat ocupado por el helminto.

### Distribución Binomial Negativa

También conocida como distribución Contagiosa o Sobredispersa. Se caracteriza por la distribución agregada de la población helmintiana. Esta distribución está condicionada por fenómenos particulares como, por ejemplo, la diferente respuesta inmunitaria de los hospedadores frente al helminto.

### **Frecuencia de distribución del número de especies**

La frecuencia de distribución del número de especies hace referencia a las infracomunidades del ratón de campo, es decir, al número de especies helmintianas que presenta individualmente cada ratón. Este parámetro se expresa gráficamente como un porcentaje, el cual muestra la frecuencia del número de especies que componen las infracomunidades, por ejemplo: % de ratones de campo con ninguna especie; % de hospedadores con solamente una especie helmintinana, etc., hasta llegar al % de hospedadores con la mayor infracomunidad (= mayor número de especies helmintianas). Este parámetro muestra, por tanto, la distribución del conjunto de especies que componen la comunidad helmintiana dentro de la población hospedadora.

### **2.5.2.- Métodos y técnicas estadísticas**

En este apartado se describen los métodos y técnicas estadísticas utilizadas en el presente estudio (Parker, 1981; Sokal & Rohlf, 1981; Combes, 1987; Zar, 2010), así como las características de las variables consideradas, las bases de datos confeccionadas y el software estadístico utilizado para llevar a cabo el estudio helmintoecológico.

#### **Datos y pruebas paramétricas y no paramétricas**

Los datos **paramétricos** son aquellos que siguen una distribución normal y que cumplen los supuestos de homoscedasticidad (la varianza de los errores es constante), linealidad, no multicolinealidad y no autocorrelación. Estos datos pueden ser utilizados en las pruebas y tests estadísticos de tipo paramétrico. Los datos **no paramétricos** son aquellos que no siguen una distribución normal, o aquellos que, aún siguiéndola, no cumplen con algunos de los supuestos mencionados anteriormente.

Los helmintos parásitos presentan, en general, una distribución agregada y por tanto son considerados datos no paramétricos, y para su análisis estadístico deben utilizarse pruebas y tests estadísticos no paramétricos, o bien normalizarlos, mediante una transformación, para que su distribución sea normal y poder analizarlos mediante pruebas y test paramétricos.

#### **Tipos de variables: variables dependientes e independientes; variables cualitativas y cuantitativas**

Para llevar a cabo cualquier análisis estadístico son necesarias al menos una o más variables dependientes y una o más variables independientes.

##### Variables dependientes

Las variables dependientes son aquellas que son objeto de estudio o investigación, y sobre las cuales se desea conocer la influencia de otras variables.

### Variables independientes

Las independientes, que no dependen de otra variable, de ahí su carácter independiente. Además, tanto las variables dependientes como las independientes pueden clasificarse como cualitativas o como cuantitativas.

### Variables cualitativas

Las variables cualitativas expresan una característica o cualidad, y pueden ser **dicotómicas**, si pueden tomar solamente dos valores, o **politómicas**, si pueden tomar tres o más valores. Además, las variables cualitativas pueden ser **nominales o categóricas**, si sus valores no se pueden someter a un criterio de orden intuitivo entre sus valores, y **ordinales**, si la variable puede tomar distintos valores ordenados siguiendo una escala establecida o intuitiva, aunque no es necesario que el intervalo entre mediciones sea uniforme.

### Variables cuantitativas

Las variables cuantitativas son aquellas que toman cantidades numéricas como argumento. Además, las variables cuantitativas pueden ser **discretas**, si presentan separaciones o interrupciones en la escala de valores que pueden tomar (valores numéricos enteros), y **continuas**, si pueden adquirir cualquier valor dentro de un intervalo especificado de valores (valores numéricos no enteros).

Las variables utilizadas en este estudio, así como sus características, se muestran en la tabla 5.2.1.2.

<b>Variables dependientes</b>	<b>Características</b>
<b>Prevalencia</b>	cuantitativa continua / cualitativa dicotómica
<b>Abundancia</b>	cuantitativa discreta
<b>% captura hospedador</b>	cuantitativa continua / cualitativa dicotómica
<b>Riqueza de especies</b>	cuantitativa discreta
<b>Índice de Brillouin</b>	cuantitativa continua
<b>Variables independientes</b>	
<b>Sexo del hospedador</b>	cualitativa dicotómica nominal
<b>Edad del hospedador</b>	cualitativa politómica nominal
<b>% captura hospedador</b>	cuantitativa continua / cualitativa dicotómica
<b>Enclave de captura</b>	cualitativa dicotómica nominal
<b>Año postincendio</b>	cualitativa politómica nominal
<b>Periodo postincendio</b>	cualitativa politómica nominal
<b>Variables climáticas</b>	cuantitativas continuas

**Tabla 2.5.1.2.-** Características de las variables dependientes e independientes utilizadas en el estudio.

La prevalencia (% de parasitación) y la densidad poblacional (% de captura del hospedador) pueden ser consideradas como variables cuantitativas si se utiliza el valor numérico del %, o como variables cualitativas dicotómicas (valor 1 o 0, según si presentan o no el carácter que define a la variable), siendo consideradas en este caso como variables no paramétricas. Entre el resto de variables cuantitativas, los valores de la abundancia y de la riqueza de especies han sido consideradas como no paramétricas, mientras que los valores del índice de Brillouin y de las variables climáticas han sido considerados como paramétricos. En todo caso, siempre debe comprobarse, mediante las pruebas de inferencia estadística, el carácter paramétrico o no paramétrico de las variables.

## Bases de datos

Los datos multidisciplinares obtenidos para llevar a cabo el presente estudio han sido recopilados en tres bases de datos: la base de datos zoológica, la base de datos parasitológica y la base de datos climatológica.

### Base de datos zoológica

Base de datos confeccionada con el software FileMaker Pro 6 en la cual se recogen los datos correspondientes a las capturas de micromamíferos, y otros datos de campo correspondientes a cada una de las 217 prospecciones realizadas en el presente estudio (Figura 2.5.1.1.).

Biotopo		Barranc de la Saladilla		T Enclave	Fuego	Ha	C. arbust.
Año PI	Decimotavo	Estación	Primavera	Fecha	26/04/2010		
Altitud	550 600	Orografía	M. Bosc.	Banc. ab.			
Tª	7 30	Suelo	Calc. Silíc.	Vegetación	C.lit.		
T Trampa	Vivo	NºTHcapt.	17	%capt.T	15,45	NºTRc.ant.	2
Nº TV	110	NºTHdif.	16	%capt.dif.	14,55	NºTRc.est.	1
Nº TM	110	NºTHnew	14	%capt.new	12,73	NºTRc	3
gT 296,22		Biom.T 49,4					
A.s.m.juv. 1		A.s.m. 11		A.s.Rc.ant. 1		%A.s. 81,25	
A.s.m.sub. 8		A.s.m.ac. 2		A.s.Rc.m. 1		%A.s.m. 84,62	
A.s.m.a. 2		A.s.m.in. 9		A.s.Rc.h. 1		%A.s.m.ac. 18,18	
A.s.h.juv. 1		A.s.h. 2		A.s.Rc.est. 1		%A.s.m.in. 81,82	
A.s.h.sub. 1		A.s.h.in. 2		A.s.Rc.T 2		%A.s.h. 15,38	
A.s.h.a. 1		A.s.h.ac. 2				%Rc.ant.A.s. 7,69	
A.s.juv. 2		A.s.h.g. 1		%A.s.new 85,71		%A.s.Rc.m. 100,00	
A.s.sub. 9		A.s.h.l. 1				%A.s.h.in. 100,00	
A.s.a. 2		A.s.indet. 1				%A.s.h.ac. 0,00	
gA.s. 269,80		A.s.new 12		A.s.capt. 14		%A.s.h.g. 0,00	
Biom.A.s. 44,97		A.s.dif. 13		%A.s.capt. 11,82		%A.s.h.l. 0,00	
SRA.s. 5,50							
M.s.m.juv. 1		M.s.m. 1		M.s.Rc.ant. 1		%M.s. 12,50	
M.s.m.sub. 1		M.s.m.ac. 1		M.s.Rc.m. 1		%M.s.m. 50,00	
M.s.m.a. 1		M.s.m.in. 1		M.s.Rc.h. 1		%M.s.m.ac. 0,00	
M.s.h.juv. 1		M.s.h. 1		M.s.Rc.est. 1		%M.s.m.in. 100,00	
M.s.h.sub. 1		M.s.h.in. 1		M.s.Rc.T 1		%M.s.h. 50,00	
M.s.h.a. 1		M.s.h.ac. 1				%Rc.ant.M.s. 50,00	
M.s.juv. 1		M.s.h.g. 1		%M.s.new 50,00		%M.s.Rc.m. 100,00	
M.s.sub. 2		M.s.h.l. 1				%M.s.h.ac. 0,00	
M.s.a. 1		M.s.indet. 1				%M.s.h.in. 100,00	
gM.s. 20,00		M.s.new 1		M.s.capt. 2		%M.s.h.g. 0,00	
Biom.M.s. 3,33		M.s.dif. 2		%M.s.capt. 1,82		%M.s.h.l. 0,00	
SRM.s. 1,00							
Cr.m. 1		Cr.Rc.ant. 1		Cr.Rc.est. 1		%Cr. 6,25	
Cr.m.ac. 1		Cr.Rc.m. 1		Cr.Rc.T 1		%Cr.in. 100,00	
Cr.m.in. 1		Cr.Rc.h. 1				%Cr.m.ac. 0,00	
Cr.h. 1		Cr.Rc.in. 1		Cr.Rc.T 1		%Cr.m.in. 0,00	
Cr.h.ac. 1		Cr.Rc.indet. 1				%Cr.h. 0,00	
Cr.h.in. 1				%Cr.new 100,00		%Rc.est.Cr. 0,0	
Cr.h.g. 1						%Cr.h.ac. 0,00	
Cr.h.g. 1						%Cr.h.in. 0,00	
gCr. 6,42		Cr.new 1		Cr.capt. 1		%Cr.h.g. 0,00	
Biom.Cr. 1,07		Cr.dif. 1		%Cr.capt. 0,91		SRCr. ?	

Figura 2.5.1.1.- Base de datos zoológica.



Base de datos helmintológica

Base de datos confeccionada también con el software FileMaker Pro 6 en la cual se recogen, para cada uno de los 917 *A. sylvaticus* analizados helmintológicamente, los datos correspondientes a la identificación y cuantificación de los helmintos hallados, los datos individuales de cada ratón de campo y los datos de la prospección de captura (Figura 2.5.1.2.).

**FileMaker Pro - [B.D.Parasitologia (A.s.) FES-NO FES 2on-18e]**

Archivo Edición Vista Insertar Formato Registros Guiones Ventana Ayuda

Layout #1

Familia Muridae Hospedador A. sylvaticus Número 94021501

Fecha captura 15-2-94 Año PI Segundo Estación Invierno

T. Enclave Fuego Cuadrat Biotopo Rebalsadors

T.Trampa Mvo N° Trampa 40

Ha 2,5 T° Clima Seco Vegetación C.lit. C.arb.

Altitud 725 750 Orografía M. Bosc. Banc. ab. Suelo Calc. Silíc.

Registros: 917

Ordenados

Sexo Hembra Actividad inactivo sin máculas

Peso 17,0 Edad Subadulto Rec. no N°R

Cont.est. veget.

N° Icato 150203

Res.Kato

N° Frotis

**TREMATODA**

Brachy spp. BSP 87

B. simoni BS

D. front. DF

Zonorchis sp. ZSP

Digenea gen. sp. DIG

tot.Tr

**CESTODA**

T. parva l. 001 TP 91

T. martis l. TM 34

Mesocest.sp.l. MSP 229

P. matovi PM 244

S. lobata SL 497

Catenot.g.sp. CAT 252

H. straminea HS 4

H. pistillum HP

H. tiara HT

H. bilianus HB

P. redonica PR

H.sp.indet. HSP

G. arfaai GA 76

tot.C 1

**NEMATODA**

01

T. muris TM 378

E. gastricus EG 848

E. bacillatus EB

E. tenuis ET

L. incrassatus LI

A. annulosa 004 AA 2809

Amyoxi-nitela AM

A. europaea AE

Capillarin.g.sp. CSP

P. winchesi PW

C. striatum CS

P. combesi PC

Longistriata sp. LSP

H. polygyrus HPo 1271

M. patens MP

S. obvelata SO

S. stroma SS 38039

S. muris SM

S. frederici SF 24597

A. tetraptera AT 256

G. mucronatum GM

M. muris MM 328

Pseudophysal. sp. PSP

P. plagiostoma PP

Acuariae g.sp. ASP

Pomoc.sp. larvae PSL

N.gen.sp.l. NGL 2

**ACANTHOCEPHALA**

Acanthocephala g.sp. A

FES 01

No FES 01

**N° TOTAL ESPECIES** 2

Figura 2.5.1.2.- Base de datos parasitológica.

### Base de datos climatológica

Base de datos confeccionada con el software MsExcel 2013 en la cual se registran, para cada una de las estaciones climáticas utilizadas en el estudio, los datos de todas las variables climáticas correspondientes al periodo 1993-2010 (1º-18º año PI).

### **Software estadístico**

Los paquetes estadísticos utilizados en el presente estudio para realizar las pruebas estadísticas, tanto paramétricas como no paramétricas, del análisis helmintoecológico y de la dinámica poblacional del ratón de campo han sido: MsExcel 2013, StatView 5 y IBM SPSS Statistics 19.

### MsExcel 2013

La hoja de cálculo MsExcel 2013 ha sido utilizada para el cálculo de los siguientes parámetros: prevalencia, abundancia, rango, índices de diversidad/uniformidad, riqueza de especies, distribución de frecuencias y frecuencia de distribución del número de especies.

### StatView 5

El paquete estadístico StatView 5 ha sido utilizado para la comparación de las variables expresadas como %, tanto las prevalencias helmintianas como los % de captura del ratón de campo, mediante el test de  $\chi^2$ .

### IBM SPSS Statistics 19

El paquete estadístico IBM SPSS Statistics 19 ha sido utilizado para el cálculo de todas las pruebas y tests estadísticos, tanto paramétrico como no paramétricos, con la excepción del test de  $\chi^2$ .

## **Estadístico de contraste, grados de libertad y significancia estadística**

Cada una de las pruebas y tests estadísticos calculados ofrecen el valor de un estadístico de contraste, un valor de significancia estadística y un número de grados de libertad.

### Estadístico de contraste

El estadístico de contraste es el estadístico calculado por una prueba o test estadístico, a partir de los datos de la muestra, que se utiliza para el contraste de hipótesis, es decir para aceptar o rechazar la hipótesis nula ( $H_0$ ) planteada en la prueba. La distribución del estadístico de contraste en  $H_0$  es conocido.

### Grados de libertad

En estadística, grados de libertad, df (degrees of freedom), es un estimador del número de categorías independientes en una prueba o test estadístico y se utiliza para definir las distribuciones estadísticas y poder realizar las pruebas de contraste de hipótesis. Se calcula mediante la fórmula  $n-1$ , siendo  $n$  el número de sujetos de la muestra (también pueden ser representados por  $k-1$ , siendo  $k$  el número de grupos, si se opera con grupos y no con sujetos individuales).

### Significancia estadística

El proceso de aceptación o rechazo de  $H_0$  lleva implícito un riesgo que se cuantifica con el valor de la "p", que es la probabilidad de aceptar la hipótesis alternativa como cierta, cuando la cierta podría ser  $H_0$ . El rechazo de la  $H_0$  de forma estadísticamente significativa se asume siempre que  $p < 0,05$ , es decir, la probabilidad de no tomar una decisión equivocada al rechazar  $H_0$  es  $>95\%$ .

### **Test de $\chi^2$ Pearson**

Prueba no paramétrica utilizada en el presente estudio para la comparación de dos o más proporciones, como los % de captura de micromamíferos, y los % de captura anual del ratón de campo y entre ambos enclaves (Capítulo 3), así como las prevalencias de las especies componentes según el tipo de enclave (Capítulo 4). El estadístico de contraste de este test es “ $\chi^2$ ”.

### **Test de Mann-Whitney**

Prueba no paramétrica utilizada para la comparación de dos medias. La variable dependiente debe ser cuantitativa y la independiente cualitativa dicotómica. Utilizada en el Capítulo 4 para la comparación de las abundancias de las especies componentes según el tipo de enclave. El estadístico de contraste de este test es “U”.

### **Coefficiente de correlación de Pearson**

Prueba de correlación lineal paramétrica entre dos variables cuantitativas, utilizada en el Capítulo 3 para correlacionar la densidad poblacional del ratón de campo, expresado como % de captura, y las variables climáticas. El estadístico de contraste de este test es “r”.

Los porcentajes no pueden ser correlacionados linealmente sin haber sido previamente transformados, ya que presentan un valor máximo (100). En el caso del % de captura, éste ha sido transformado, como propusieron Clark & Bunck (1991), mediante la transformación arco seno o angular:

$$\text{arcsen } \sqrt{(X/100)}$$

siendo X el porcentaje de captura.

### **Coefficiente de correlación de Spearman**

Prueba de correlación lineal no paramétrica entre dos variables cuantitativas, utilizada en el Capítulo 6 para correlacionar las variables dependientes helmintológicas con la densidad poblacional del ratón de campo (% de captura), y las variables climáticas. El estadístico de contraste de este test es “rho”.

Los porcentajes, tanto los correspondientes a las prevalencias como a la densidad poblacional, no pueden ser correlacionados linealmente sin haber sido previamente transformados, ya que presentan un valor máximo (100). En ambos casos, los % han sido transformados mediante la transformación logística:

$$\text{Log} ( X / 1 - X )$$

siendo X la expresión centesimal del porcentaje.

### **Regresión logística binaria (RLB)**

Prueba no paramétrica entre una variable dependiente cualitativa dicotómica, la cual toma los valores 1 (presencia del carácter) y 0 (ausencia del carácter), y una o más variables cualitativas o cuantitativas. El resultado de la RLB ofrece un modelo en el cual se incluyen las variables independientes que presentan una influencia estadísticamente significativa sobre la variable dependiente. El método escogido para introducir las variables en el modelo ha sido el método “Adelante de Wald”. La RLB ha sido utilizada en el Capítulo 6 para correlacionar la prevalencia de los diferentes tipos de ciclos biológicos y de las especies helmintianas componentes (1, parasitado; 0, no parasitado) con las variables independientes año y periodo de captura, y sexo y edad del hospedador. El estadístico de contraste de esta prueba es “ $\chi^2$ ”.

### **Análisis de varianza (ANOVA)**

Prueba paramétrica utilizada para la comparación de dos o más medias. La variable dependiente debe ser cuantitativa y las independientes cualitativas dicotómicas o politómicas. El resultado de ANOVA ofrece un modelo en el cual se incluyen las variables independientes, de forma aislada o conjunta, que presentan una

influencia estadísticamente significativa sobre la variable dependiente. Esta prueba ha sido utilizada en el Capítulo 6 para correlacionar la riqueza de especies, los valores del índice de Brillouin y la abundancia de las especies helmintianas componentes con las variables independientes año y periodo de captura, y sexo y edad del hospedador. El estadístico de contraste de esta prueba es "F".

Al tratarse de una prueba estadística paramétrica, las variables dependientes no paramétricas (riqueza de especies y abundancia) han sido transformadas logarítmicamente:

$$\mathbf{Ln ( X + 1 )}$$

siendo X el valor de la riqueza de especies o de la abundancia.

## **CAPÍTULO TERCERO**

### **ESTUDIO MASTOZOOLÓGICO**







### 3.- ESTUDIO MASTOZOOLÓGICO

En el presente capítulo se lleva a cabo el estudio mastozoológico de las especies de micromamíferos capturadas a lo largo de los 17 años de estudio (2º-18º años PI) tanto en las zonas quemadas como en las zonas testimonio.

El análisis se lleva a cabo teniendo en cuenta todas las prospecciones realizadas en los tres enclaves de tipo cuadrado, ya que es en ellos en los que se ha realizado el seguimiento de la dinámica poblacional, fundamentalmente del ratón de campo, *A. sylvaticus*, mediante prospecciones estacionales a lo largo de cada uno de los años de estudio.

Para cada una de las cinco especies capturadas se exponen los porcentajes de captura (nº de individuos diferentes capturados en cada prospección/nº total de trampas de cada prospección) obtenidos en cada zona a lo largo de todo el estudio, así como el porcentaje que cada especie representa entre el total de micromamíferos capturados.

El análisis de la dinámica poblacional y de recolonización postincendio se lleva a cabo para las tres especies con mayor presencia en las prospecciones llevadas a cabo, la musaraña común, *C. russula*, el ratón mediterráneo, *M. spretus*, y el ratón de campo, *A. sylvaticus*.

#### 3.1.- ANÁLISIS GLOBAL EN ZONAS POSTINCENDIO Y ZONAS TESTIMONIO

En ambas zonas, a lo largo de los 17 años de estudio, se han prospectado los tres enclaves de tipo cuadrado en 50 ocasiones cada uno, habiéndose dispuesto un total de 22.820 trampas a lo largo de las 150 prospecciones estacionales.

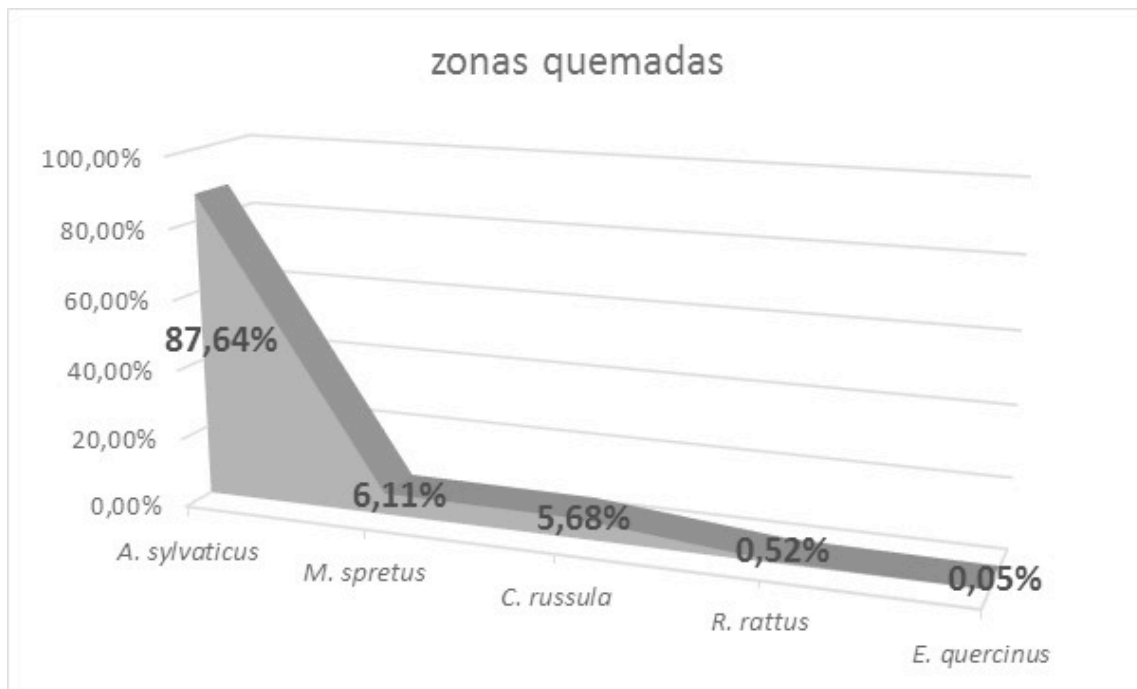
El éxito de captura total ha sido del 13,85%, habiéndose capturado 3.161 micromamíferos, de los cuales 2.769 (12,13%) eran animales diferentes en cada prospección, con independencia de que hubieran sido o no capturados en prospecciones anteriores (recapturas). Como se ha comentado anteriormente, los

valores que se utilizan en este capítulo hacen referencia a las capturas de animales diferentes y no a las capturas totales, evitando así contabilizar al mismo animal en más de una ocasión durante la misma prospección estacional.

La especie mayoritariamente capturada ha sido el ratón de campo, con un total de 2.389 individuos (10,47%), que suponen el 86,28% del total de micromamíferos capturados. La segunda especie más capturada ha sido la musaraña común con 196 ejemplares (0,86%), que suponen el 7,08% del total. El ratón mediterráneo ha sido la tercera especie más capturada con 170 animales (0,74%), que suponen el 6,14% del total. De la rata negra, *R. rattus*, se capturaron un total de 12 ejemplares (0,05%), el 0,43% del total, y del lirón careto, *E. quercinus*, solamente se obtuvieron 2 ejemplares (0,009%), el 0,07% del total.

### **3.1.1.- Zonas postincendio**

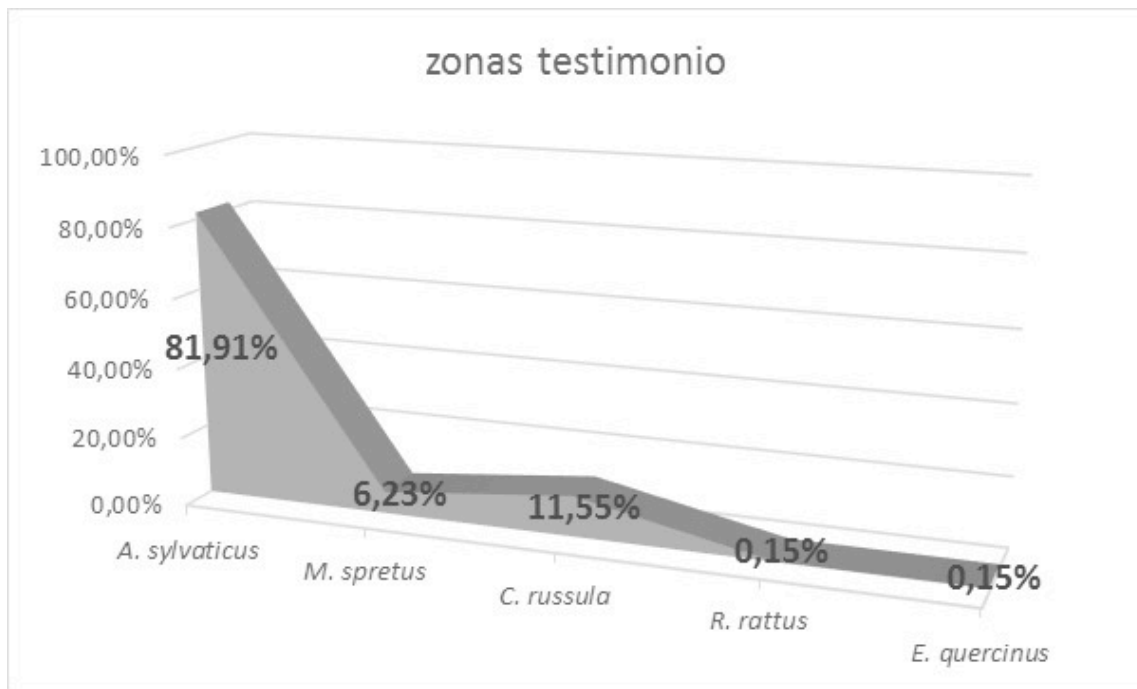
Los dos enclaves pertenecientes a la zona en regeneración postincendio, Rebalsadors y Barranc de la Saladilla, se han prospectado estacionalmente en 50 ocasiones cada uno de ellos, habiéndose dispuesto un total de 15.264 trampas y habiéndose capturado 2.414 animales (15,81%), de los cuales 2.111 fueron diferentes (13,82%). Las cinco especies de micromamíferos fueron capturadas, siendo de nuevo el ratón de campo la especie mayoritaria, con 1.850 individuos diferentes (12,12%), seguida del ratón mediterráneo con 129 ejemplares (0,85%), la musaraña común con 120 individuos (0,79%), la rata negra con 11 ejemplares (0,07%) y el lirón careto con solamente 1 individuo (0,007%). En la Figura 3.1.1. se muestra la distribución de cada especie sobre el total de micromamíferos capturados en las zonas quemadas.



**Figura 3.1.1.-** Distribución de las especies de micromamíferos sobre el total de capturas en las zonas quemadas.

### 3.1.2.- Zonas testimonio

El enclave de la zona testimonio, Les Llomes, se ha prospectado estacionalmente en 50 ocasiones, con un total de 7.556 trampas y 747 animales capturados (9,89%), de los cuales 658 fueron diferentes (8,71%). De nuevo, las cinco especies de micromamíferos fueron capturadas, y al igual que en las zonas quemadas el ratón de campo fue la especie mayoritaria, con 539 individuos diferentes (7,13%), seguida la musaraña común con 76 ejemplares (1,01%), el ratón mediterráneo con 41 individuos (0,54%), y tanto la rata negra como el lirón careto con 1 individuo de cada especie (0,01%). En la Figura 3.1.2. se muestra la distribución de cada especie sobre el total de micromamíferos capturados en las zonas testimonio.



**Figura 3.1.2.-** Distribución de las especies de micromamíferos sobre el total de capturas en las zonas testimonio.

El análisis comparado global de las capturas entre las zonas quemadas y las zonas testimonio muestra que el éxito de captura en las zonas postincendio es superior al de las zonas testimonio, con una diferencia estadísticamente significativa ( $\chi^2=148,380$ ;  $p<0,0001$ ;  $gl=1$ ), como también ocurre con el % de captura total de *A. sylvaticus* ( $\chi^2=133,554$ ;  $p<0,0001$ ;  $gl=1$ ) y la proporción del ratón de campo entre todas las especies de micromamíferos ( $\chi^2=13,390$ ;  $p=0,0003$ ;  $gl=1$ ). Sin embargo, los % de captura tanto de *M. spretus* como de *C. russula* no fueron diferentes de forma estadísticamente significativa entre ambas zonas, pero si lo fueron sus proporciones respecto al total de micromamíferos capturados. Concretamente, el ratón mediterráneo ocupa una mayor proporción del total de animales en las zonas quemadas ( $\chi^2=5,853$ ;  $p<0,01561$ ;  $gl=1$ ), mientras que la musaraña común tiene mayor representatividad en las zonas testimonio ( $\chi^2=25,357$ ;  $p<0,0001$ ;  $gl=1$ ). Además, cabe destacar la bajísima capturabilidad del lirón careto, solamente un ejemplar en cada una de las zonas, y la captura de un solo ejemplar de rata negra en las zonas testimonio, por las 11 de las zonas postincendio.

### **3.2.- DINÁMICA POBLACIONAL Y DE RECOLONIZACIÓN POSTINCENDIO**

Como se ha comentado al inicio del presente capítulo, en este subcapítulo se abordan las dinámicas poblacionales y de recolonización postincendio de las tres especies de micromamíferos capturadas mayoritariamente en ambas zonas, con especial interés en el ratón de campo, objeto de estudio de esta tesis doctoral.

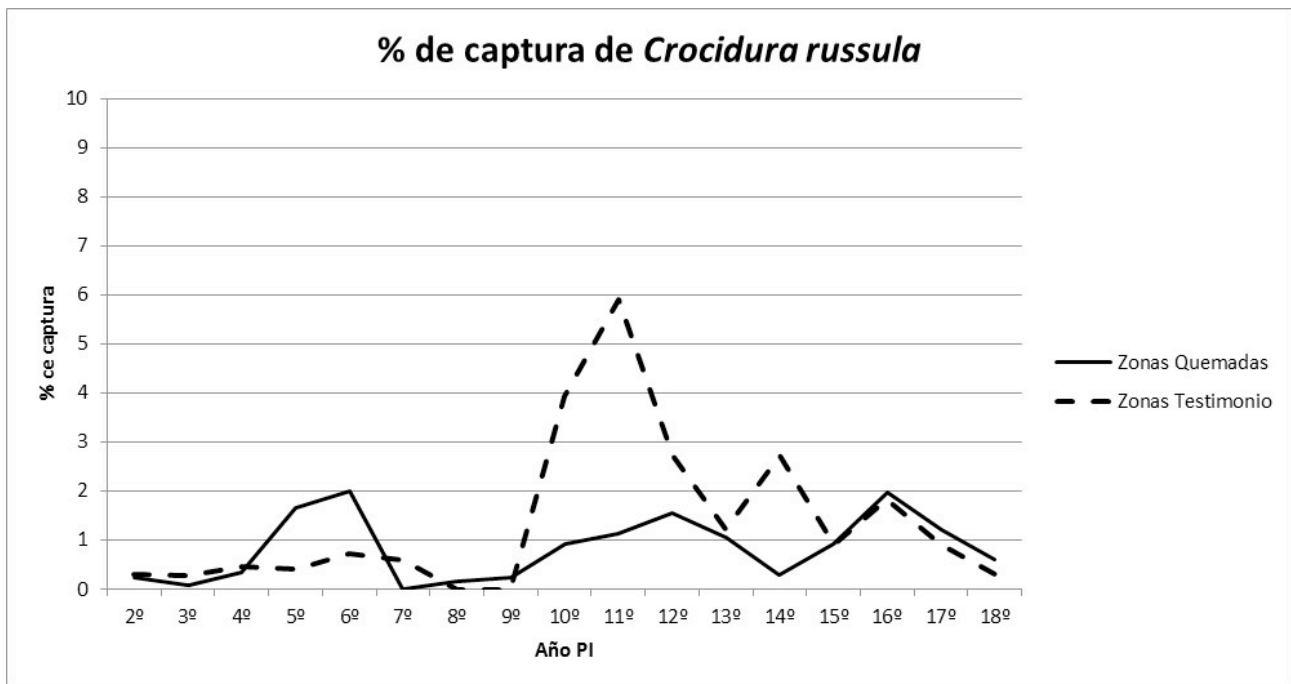
Se analiza la evolución anual postincendio de *C. russula*, *M. spretus* y *A. sylvaticus* mediante la representación gráfica de las capturas de las 17 anualidades estudiadas en ambas zonas. Además, para el ratón de campo, se analiza y se compara la estructura de su población en cada una de las zonas en función de su sexo y edad, así como las diferencias entre los porcentajes de captura anuales dentro de una misma zona y comparándolos entre ambas.

#### **3.2.1.- *Crocidura russula***

La musaraña común presenta una mayor población, en conjunto, en las zonas testimonio que en las zonas postincendio, como se ha comentado en el subcapítulo 3.1. Sin embargo, este mayor porcentaje de captura global no se corresponde totalmente con la realidad, y es fruto de una mayor capturabilidad del insectívoro en las zonas no afectadas por el incendio forestal durante los años 10° a 14° PI (Figura 3.2.1.1).

A lo largo de todo el estudio, en ambas zonas se observan altibajos en los porcentajes de captura de *C. russula*, ya de por sí bajos, llegando a no ser capturado ningún ejemplar durante el 7° año PI en las zonas quemadas, y durante el 8° y 9° año PI en las zonas testimonio.

En las zonas quemadas se observa un muy bajo porcentaje de captura durante los primeros años, produciéndose un incremento entre el 5° y 6° año PI, patrón que se repite cíclicamente, 11°-13° y 16°-17° año PI. De forma similar, en las zonas testimonio se producen altibajos en el porcentaje de captura, destacando los grandes picos que se producen durante el 10° y 11° año PI.

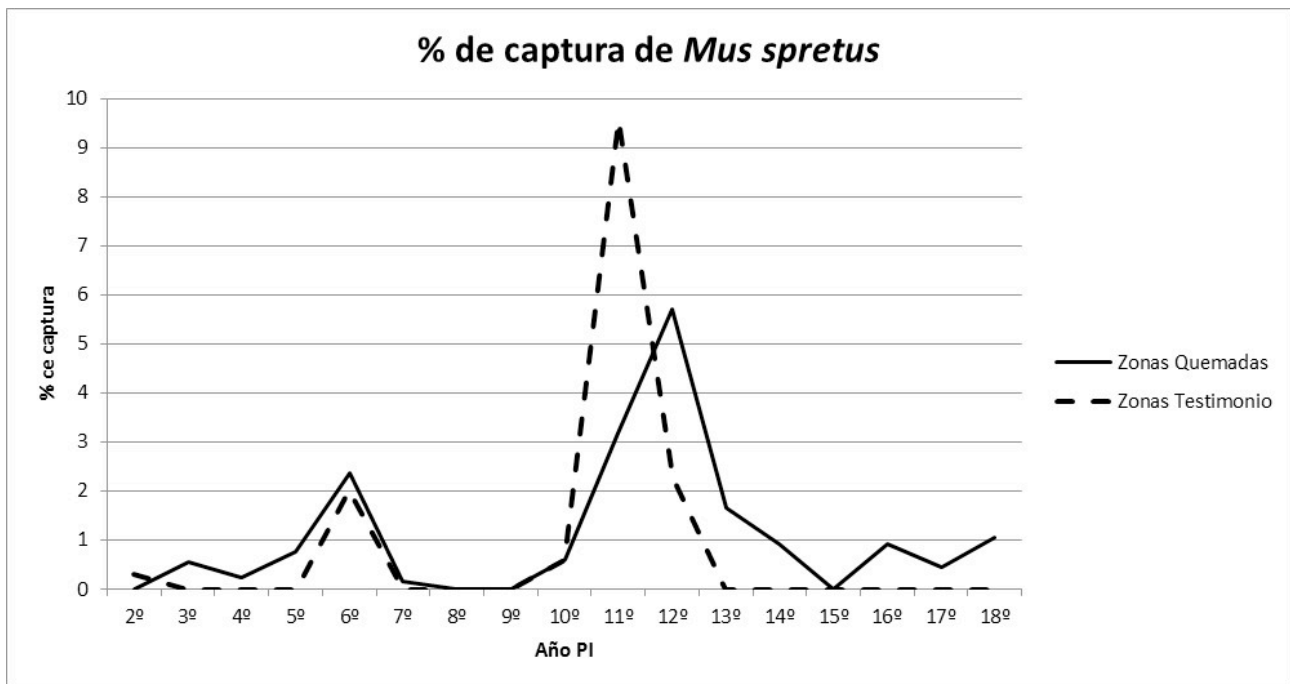


**Figura 3.2.1.1.-** Evolución anual del porcentaje de captura de la musaraña común, *C. russula* en las zonas quemadas y las zonas testimonio.

### 3.2.2.- *Mus spretus*

El ratón mediterráneo sigue una dinámica similar en ambas zonas, siendo en general más capturado en las zonas postincendio que en las zonas testimonio, tal y como previamente se ha comentado en el subcapítulo 3.1. Los porcentajes de captura son en general bajos, de forma similar a lo observado en el caso de la musaraña común, y únicamente durante el 11º año PI, en el cual se alcanzaron porcentajes cercanos al 10%, estos valores fueron superiores en las zonas testimonio respecto a las zonas quemadas (Figura 3.2.2.1.).

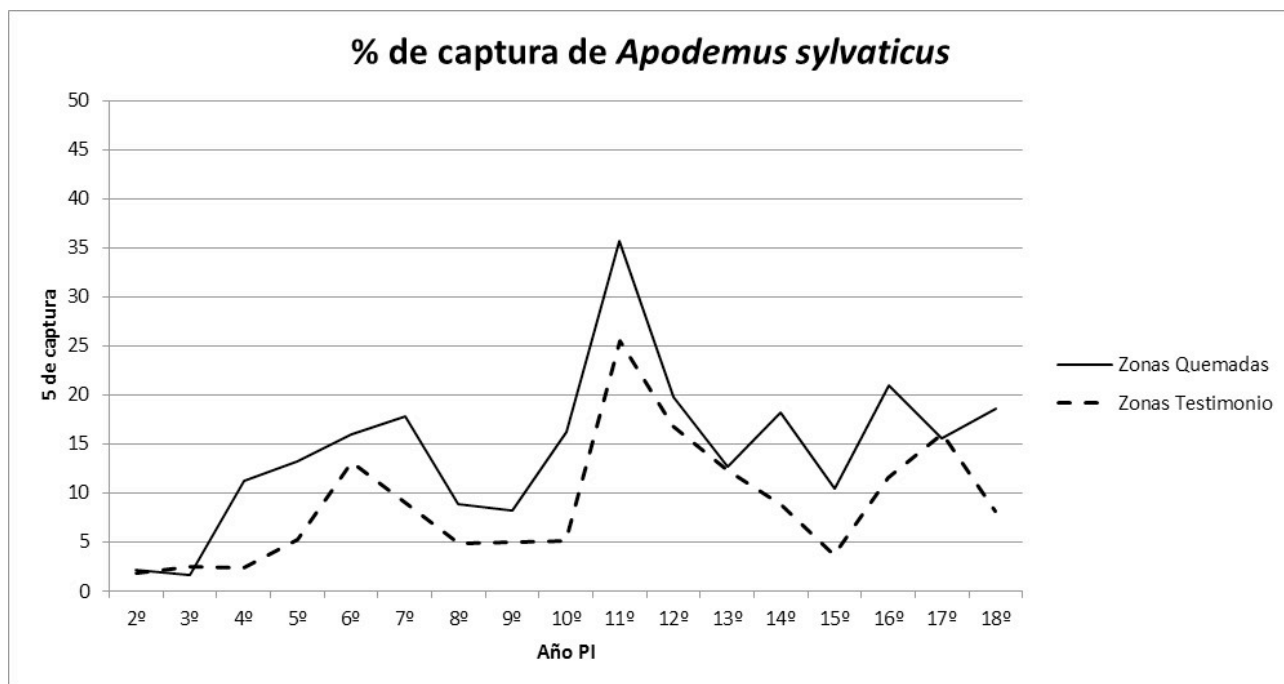
Como ocurre con la musaraña común, en el ratón mediterráneo también se observan grandes altibajos interanuales, frecuentemente de forma similar en ambas zonas, llegando a no ser capturada este múrido hasta en 12 anualidades en las zonas testimonio, en las cuales no ha vuelto a ser capturado desde que lo fue durante el 12º año PI. En las zonas quemadas solamente estuvo ausente durante 4 anualidades, siendo de destacar que *M. spretus* no fue capturado hasta el 3º año PI.



**Figura 3.2.2.1.-** Evolución anual del porcentaje de captura del ratón mediterráneo, *M. spretus* en las zonas quemadas y las zonas testimonio.

### 3.2.3.- *Apodemus sylvaticus*

El ratón de campo ha sido el micromamífero más capturado y por tanto el más abundante en ambas zonas de estudio, en las cuales su evolución anual prácticamente paralela, y siempre superior en las zonas quemadas, con la única excepción del 3º año PI. Como en el caso de *C. russula* y de *M. spretus*, los mayores porcentajes de captura en ambas zonas se registraron durante el 11º año PI, con un 36% en las zonas quemadas y un 25% en las zonas testimonio. Si bien en algunas anualidades, sobre todo al inicio del estudio y también en las zonas testimonio, el porcentaje de captura ha llegado a ser inferior al 5%, *A. sylvaticus* ha sido capturado durante todo el periodo de estudio en ambas zonas (Figura 3.2.3.1.).



**Figura 3.2.3.1.-** Evolución anual del porcentaje de captura del ratón de campo, *A. sylvaticus* en las zonas quemadas y las zonas testimonio.

El análisis de la evolución anual del porcentaje de captura en ambas zonas permite conocer la significancia estadística de las diferencias observadas entre una anualidad y la siguiente, habiéndose detectado un mayor número de diferencias en la zona postincendio que en la zona quemada (Tabla 3.2.3.1.). Además, la comparación entre el porcentaje de captura de cada anualidad en particular entre las zonas quemadas y las zonas testimonio, también ha permitido observar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre 10 de las 17 anualidades, siendo siempre los porcentajes de captura del ratón de campo superiores en las zonas postincendio (Tabla 3.2.3.2).

El análisis de las correlaciones lineales entre el porcentaje de captura anual del ratón de campo en las zonas quemadas y en las zonas testimonio y las variables climáticas (temperaturas mínima, media y máxima; precipitación y días con lluvia; humedad relativa; y evaporación), muestra la correlación positiva en las zonas quemadas entre el porcentaje de captura y la precipitación del año de captura



( $r=0,491$ ;  $p=0,045$ ) y del año de captura anterior ( $r=0,549$ ;  $p=0,022$ ); y únicamente con la evaporación en las zonas testimonio ( $r=0,578$ ;  $p=0,015$ ).

Años PI	Zonas quemadas		Zonas testimonio	
	$\chi^2$	p	$\chi^2$	p
3°-4°	159,544	<0,0001	-----	-----
4°-5°	-----	-----	8,713	0,0287
5°-6°	3,956	0,0467	23,256	<0,0001
7°-8°	21,949	<0,0001	3,949	0,0469
9°-10°	14,351	0,0002	-----	-----
10°-11°	53,803	<0,0001	45,522	0,0001
11°-12°	24,969	<0,0001	4,418	0,0356
12°-13°	8,690	0,0032	-----	-----
13°-14°	7,103	0,0077	-----	-----
14°-15°	15,438	<0,0001	6,657	0,0099
15°-16°	26,493	<0,0001	13,525	0,0002
16°-17°	5,868	0,0154	-----	-----
17°-18°	-----	-----	8,890	0,0029

**Tabla 3.2.3.1.-** Comparación de los porcentajes de captura del ratón de campo entre anualidades consecutivas, tanto en las zonas quemadas como en las zonas testimonio mediante el test de  $\chi^2$ . En todos los casos el número de grados de libertad es = 1. En negrita se señala la anualidad, entre las dos comparadas, con mayor porcentaje de captura de *A. sylvaticus*.

Año PI	$\chi^2$	p
4°	58,906	<0,0001
5°	35,508	<0,0001
7°	12,680	0,0004
8°	4,659	0,0303
10°	23,566	<0,0001
11°	6,559	0,0100
14°	14,459	<0,0001
15°	12,721	0,0004
16°	12,647	0,0004
18°	17,900	<0,0001

**Tabla 3.2.3.2.-** Comparación de los porcentajes de captura anual de *A. sylvaticus* entre las zonas quemadas y las zonas testimonio mediante el test de  $\chi^2$ . En todos los casos el número de grados de libertad es = 1. Los porcentajes de captura fueron siempre superiores en las zonas postincendio.

La estructura de la población del ratón de campo según el sexo de éste es diferente en ambas zonas. En las zonas quemadas el porcentaje de captura es mayor entre los machos (57,09%) que entre las hembras (42,91%), siendo las diferencias estadísticamente significativas ( $\chi^2=72,867$ ;  $p<0,0001$ ;  $df=1$ ); mientras que no existen diferencias significativas entre el porcentaje de captura de machos (49,91%) y hembras (50,09%) en las zonas testimonio. Comparando el sexo de los ratones capturados en ambas zonas, los machos presentan un mayor porcentaje de captura en las zonas quemadas, y las hembras en las zonas testimonio, siendo estas diferencias estadísticamente significativas ( $\chi^2=8,280$ ;  $p=0,0040$ ;  $df=1$ ).

La estructura de la población de *A. sylvaticus* según la edad de éste es similar en ambas zonas, siendo mayor la subpoblación de subadultos tanto en las zonas quemadas con un 49,59%, frente al 42,20% de los adultos, y del 49,91% de los subadultos y del 33,27% de los adultos en las zonas testimonio. Ambas diferencias son estadísticamente significativas ( $\chi^2=19,790$ ;  $p<0,0001$ ;  $\chi^2=29,450$ ;  $p<0,0001$ ;  $df=1$ ). En ambas zonas la subpoblación juvenil presenta los menores porcentajes de

captura (8,21% y 16,82% respectivamente). Además, la subpoblación juvenil es mayor en las zonas testimonio y la de adultos en las zonas quemadas, siendo ambas diferencias también estadísticamente significativas ( $\chi^2=32,455$ ;  $p<0,0001$ ;  $\chi^2=13,240$ ;  $p<0,0001$ ;  $df=1$ ).

### 3.3.- DISCUSIÓN

Los pequeños mamíferos, tanto insectívoros como roedores son considerados como bioindicadores de los cambios en la productividad de un ecosistema (Bombí et al., 2002), ya que su respuesta está condicionada tanto por el grado de alteración como por la recuperación del ecosistema. Su distribución, abundancia y estructura poblacional estarán influenciadas por la evolución global del hábitat en general, así como por la sucesión vegetal durante el proceso de recuperación (Macmahon, 1981; Meserve et al., 1995; Arrizabalaga & Llimona, 1996; Monamy & Fox, 2000).

En el caso de un incendio forestal, la alteración en la disponibilidad de hábitats, lugares de cría y disponibilidad de alimento ejercen una fuerte influencia sobre el funcionamiento y la estructura de la comunidad de los pequeños mamíferos de la zona afectada y durante el proceso de regeneración de esta (Zwolak & Foresman, 2007; Sainz-Elife et al., 2012). Además, los propios micromamíferos juegan un papel vital en la sucesión de los ecosistemas mediterráneos perturbados, por suponer una importante fuente de alimentación para sus depredadores, y por su capacidad en la dispersión de semillas (Ordóñez & Retama, 2004).

Consecuentemente, los pequeños mamíferos se postulan como una herramienta clave en el estudio de los procesos de regeneración postincendio, reflejando la recuperación gradual de los invertebrados, sobre todo en el caso de los insectívoros, los cambios en la vegetación, que determinan la disponibilidad de hábitat y alimento, las condiciones del suelo, que afectan al desarrollo de la vegetación, y las condiciones climáticas. Todos estos factores afectan directa o indirectamente la dinámica de las poblaciones de los pequeños mamíferos durante el proceso de regeneración (Sainz-Elife et al., 2012).

El estudio anual de las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos capturados, tanto en las zonas quemadas como en las zonas postincendio, muestra como ambas zonas presentan prácticamente la misma composición cualitativa, siendo muy similar a nivel cuantitativo, destacando la mayor densidad poblacional en las zonas postincendio de pequeños mamíferos, en general, y del ratón de campo, en particular. El ratón de campo, reconocido colonizador postincendio en el proceso de regeneración del Parc Natural de la Serra Calderona (Fuentes et al., 1998), encuentra, como consecuencia de la recuperación vegetal, una mayor disponibilidad de hábitats y de alimento, a medida que avanza el proceso regenerativo en las zonas quemadas. Además, *A. sylvaticus* presenta un amplio rango alimenticio y un carácter generalista en su amplia distribución en los ecosistemas de bosque mediterráneo (Gosálbez, 1987; Torre et al., 2001, 2002; Reuter et al., 2003), lo cual le permite tener una gran flexibilidad ante los cambios que dan lugar a una alteración de su hábitat.

La escasísima presencia en las capturas tanto del lirón careto como de la rata negra, puede estar relacionada con diferentes factores: su baja densidad poblacional en este ecosistema de bosque mediterráneo, habiéndose constatado su mayor densidad en las zonas de cultivo, fundamentalmente cítricos, que rodean gran parte del perímetro de la zona de estudio; el comportamiento más arborícola de ambas especies, y por tanto menor probabilidad de ser capturadas. La mayor presencia de *R. rattus* en las zonas quemadas puede corresponderse con la mayor antropización de uno de los enclaves de la zona quemada, Rebalsadors, en la cual se capturaron 9 de los 11 ejemplares de las zonas en regeneración.

El éxito de captura, así como la dinámica durante el proceso de regeneración postincendio, de *C. russula* y de *M. spretus* es similar en ambas zonas, a pesar de que sus dietas (insectívoros o granívoros) es bien distinta, y que la musaraña común es una especie más exigente ecológicamente (Fuentes et al., 1998). Este resultado puede estar relacionado con el hecho de que ambas especies comparten hábitats similares (Torre & Arrizabalaga, 2000). Sainz-Elípe et al. (2012) postularon que si ambas especies no compiten por su alimentación, otros factores deben ser la causa de la similitud en sus dinámicas poblacionales. Cabe tener en cuenta, sin embargo, la

evolución anual de ambas poblaciones de forma particular tanto en las zonas quemadas como en las zonas postincendio. Si bien ambas especies hospedadoras no son objeto del presente estudio, cabe resaltar que en las zonas quemadas la dinámica poblacional de ambas especies se ve más afectada, tanto positiva como negativamente, por los cambios que se producen a lo largo del proceso de regeneración postincendio que en las áreas testimonio (Fuentes et al., 1998; Sainz-Elipe et al., 2012). Esta hipótesis se ve corroborada por algunos de los resultados observados, como los altibajos de ambos micromamíferos, así como los bajos porcentajes de *C. russula* durante los primeros años PI en las zonas postincendio, y la ausencia de *M. spretus* durante 12 anualidades en las zonas testimonio que contrasta con la presencia durante 13 anualidades en las zonas quemadas, en las cuales tiene mayor posibilidad de ocupar los espacios que aún quedan abiertos durante el proceso de regeneración.

En referencia directa a la dinámica poblacional del ratón de campo en ambas zonas de estudio, además de asumir todos los razonamientos postulados por Sainz-Elipe et al. (2012) en su estudio sobre el periodo 2°-12° año PI, 18 años después del incendio forestal, la población de *A. sylvaticus* en las zonas quemadas sigue el mismo patrón, con marcadas fluctuaciones estacionales e interanuales, de forma similar, pero no igual, a las zonas testimonio, y siempre con una mayor densidad poblacional, fruto del efecto, tal vez positivo para el crecimiento poblacional, del proceso de regeneración. Además, cabe destacar otros aspectos diferenciales entre ambas zonas: la estructura poblacional a nivel de sexo y de la edad; y la influencia de los factores climáticos.

En las zonas postincendio la densidad poblacional de los machos, o al menos su capturabilidad, es significativamente mayor que la de las hembras, mientras que en las zonas testimonio no existen diferencias apreciables entre las subpoblaciones de machos y hembras. Además, si bien la población subadulta se muestra como mayoritaria en ambas zonas, la población juvenil en las zonas testimonio es significativamente mayor que en las zonas quemadas. Estas dos diferencias detectadas entre ambas zonas en la población del ratón de campo podrían mostrar un

cambio en la estructura de la población en las zonas postincendio, o bien un cambio en el comportamiento de las subpoblaciones determinadas por el sexo y por la edad que se reflejaría en su mayor o menor capturabilidad en cada zona, fruto de los cambios continuos que se producen y de su mayor trascendencia en las zonas en regeneración.

La influencia de la pluviometría sobre la población de *A. sylvaticus* únicamente en las zonas quemadas, reafirma la mayor fragilidad de estas zonas. La influencia de la lluvia sobre la población de pequeños mamíferos en particular, y en especial sobre el ratón de campo, ha sido reportada con anterioridad (Torre et al., 1996; Torre & Arrizabalaga, 2002; Sainz-Eliphe et al., 2012). El incremento de la lluvia caída permite el aumento de la productividad vegetal del ecosistema (Kett et al., 2004; Squeo et al., 2006), dando lugar a un aumento de la vegetación efímera y a la producción de una mayor cantidad de semillas (Gutiérrez & Meserve, 2003; Meserve et al., 2003) y de invertebrados (Fuentes & Campusano, 1985). Además, las fuertes lluvias relajarían el comportamiento territorial y la competitividad social entre la población viéndose favorecida, con la ayuda de la mayor disponibilidad alimenticia, la actividad reproductiva y de cría de las hembras, produciéndose un aumento poblacional (Lima et al., 2001; Torre, 2004). Esta influencia positiva de la lluvia debe producirse en ambas zonas, pero la detección de una influencia significativa solamente en las zonas quemadas, deja bien patente que estas zonas en regeneración se ven mucho más afectadas como consecuencia del proceso de regeneración postincendio que sigue aún patente tras un periodo de 18 años.

### **Bioindicadores**

Los resultados del análisis de las dinámicas poblacionales de los pequeños mamíferos en las zonas quemadas y en las zonas testimonio corroboran las conclusiones a las que llegaron, para periodos de estudio anteriores en este mismo proceso de regeneración, Fuentes & Galán-Puchades (1994), Fuentes et al. (1998) y Sainz-Eliphe et al. (2012), y permiten postular que:

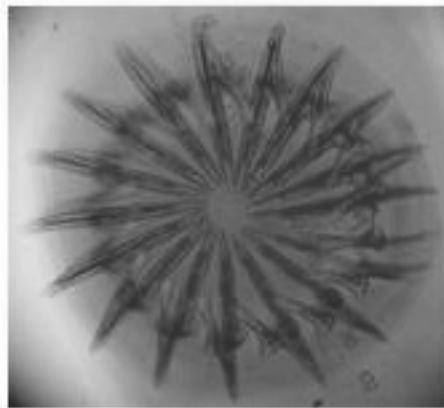
- Las diferencias en la dinámica poblacional de *C. russula*, *M. spretus* y *A. sylvaticus* observadas entre las zonas quemadas y las zonas testimonio, así como la mayor densidad poblacional del ratón de campo en las zonas postincendio y la diferente estructura y comportamiento de su población en éstas, además de la influencia positiva de la pluviometría sobre el crecimiento poblacional de *A. sylvaticus*, también solamente en las zonas quemadas, se muestran como bioindicadores del proceso de regeneración postincendio, aún 18 años después del incendio forestal.





## CAPÍTULO CUARTO

# CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE *Apodemus sylvaticus* EN EL PARC NATURAL DE LA SERRA CALDERONA





#### **4.- CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE *Apodemus sylvaticus* EN EL PARC NATURAL DE LA SERRA CALDERONA**

En el presente capítulo se caracteriza la comunidad helmintiana de los 917 ejemplares de *A. sylvaticus* obtenidos en el Parc Natural de la Serra Calderona, incluyendo los 675 *A. sylvaticus* analizados procedentes de las zonas afectadas por el incendio, así como los 242 ejemplares analizados de las zonas usadas como testimonio.

La caracterización de la comunidad helmintiana a nivel global, así como de las zonas postincendio y testimonio, se lleva a cabo de forma muy simplificada, puesto que no es el objetivo principal de este estudio.

En el primer subcapítulo se realiza la clasificación sistemática y bioecológica de todas las especies helmintianas halladas. En el segundo subcapítulo se caracterizan las comunidades helmintianas de las zonas postincendio y de las zonas testimonio mediante el cálculo de los siguientes parámetros: número de individuos parasitados; % de parasitación; intensidad media; rango; abundancia media; índice de Lefkovitch.

##### **4.1.- CLASIFICACIÓN SISTEMÁTICA Y BIOECOLOGÍA DE LAS ESPECIES HELMINTIANAS HALLADAS.**

Mediante el análisis helmintológico de los 917 individuos de ratón de campo se ha obtenido un total de 68.040 ejemplares de helmintos, en los 780 hospedadores parasitados (85%). El estudio morfológico y morfométrico de todos estos parásitos ha permitido su distribución en un total de 18 taxones, en 14 de los cuales se ha llegado a nivel específico. Los cuatro taxones en los que no se ha podido llegar a nivel de especie son: *Brachylaima* spp., *Mesocestoides* spp. larvae, Catenotaeniidae Gen. spp. y Nematoda Gen. spp. larvae.

En el caso del trematodo, la morfología de los individuos adultos no es un carácter adecuado para llegar a una identificación específica ya que, según Valero

(1986), es conocida la convergencia morfológica a nivel de adulto en los digénidos del género *Brachylaima*.

De manera análoga, la morfología de las larvas tetrathyridium tampoco ha permitido la identificación a nivel de especie, siendo necesario para ello la obtención de individuos adultos del género *Mesocestoides*.

El taxón Catenotaeniidae Gen. spp. engloba individuos inmaduros cuyas características morfológicas no fueron suficientes para identificarlos como pertenecientes a alguna de las especies de esta familia.

También, dos larvas de nematodo con un mínimo grado de desarrollo halladas a nivel intestinal, cuya morfología no permitió su ubicación en taxón alguno, fueron clasificadas como Nematoda Gen. spp.

A continuación se detalla la clasificación sistemática de las especies helmintianas halladas.

#### TREMATODA

Superfam. Brachylaimoidea Allison, 1943

Fam. Brachylaimidae (Joeux et Foley, 1930)

Subfam. Brachylaiminae (Joeux et Foley, 1930)

Gen. *Brachylaima* (Dujardin, 1843)

*Brachylaima* spp.

#### CESTODA

Superfam. Taenioidea (Ludwig, 1886)

Fam. Taeniidae Ludwig, 1886

Subfam. Taeniinae Perrier, 1897

Gen. *Taenia* Linnaeus, 1758

*Taenia parva* Baer, 1926 larvae

*Taenia martis* (Zeder, 1803) larvae

Superfam. Mesocestoidoidea (Perrier, 1897)

Fam. Mesocestoididae Perrier, 1897

Subfam. Mesocestoidinae (Perrier, 1897)

Gen. *Mesocestoides* Vaillant, 1863

*Mesocestoides* spp. larvae

Superfam. Anoplocephaloidea Spassky, 1949

Fam. Anoplocephalidae Cholodkowsky, 1902

Subfam. Anoplocephalinae Blanchard, 1891

Gen. *Gallegoides* Tenora et Mas-Coma 1978

*Gallegoides arfaai* (Mobedi et Ghadirian, 1977)

Superfam. Catenotaenioidea Spassky, 1963

Fam. Catenotaeniidae Spassky, 1950

Subfam. Catenotaeniinae Spassky, 1949

Gen. *Pseudocatenotaenia* Tenora, Mas-Coma, Murai et Feliu, 1980

*Pseudocatenotaenia matovi* (Genov, 1971)

Subfam. Skrjabinotaeniinae Genov et Tenora, 1979

Gen. *Skrjabinotaenia* Akhumyan, 1945

*Skrjabinotaenia lobata* (Baer, 1925)

Superfam. Hymenolepidoidea Spassky, 1949

Fam. Hymenolepididae Fuhrmann, 1907

Subfam. Hymenolepidinae Perrier, 1897

Gen. *Hymenolepis* Weinland, 1858

*Hymenolepis straminea* (Goeze, 1782)

## NEMATODA

Superfam. Trichinelloidea Hall, 1916

Fam. Trichuridae Railliet, 1915

Subfam. Trichurinae Ransow, 1911

Gen. *Trichuris* Roederer, 1761

*Trichuris muris* (Schrank, 1788)

Subfam. Capillariinae Railliet, 1915

Gen. *Eucoleus* Dujardin, 1845

*Eucoleus bacillatus* Eberth, 1863

Gen. *Aonchotheca* López-Neyra, 1947

*Aonchotheca annulosa* (Dujardin, 1843)

Superfam. Trichostrongyloidea (Leiper, 1908)

Fam. Heligmosomidae Cram, 1927

Subfam. Heligmosominae Travassos, 1914

Gen. *Heligmosomoides* Hall, 1916

*Heligmosomoides polygyrus* (Dujardin, 1845)

Superfam. Oxyuroidea Railliet, 1905

Fam. Oxyuridae Cobbold, 1864

Subfam. Oxyurinae (Cobbold, 1864)

Gen. *Syphacia* Seurat, 1916

*Syphacia stroma* (Linstow, 1884)

*Syphacia frederici* Roman, 1945

Fam. Heteroxynematidae Skrjabin et Schikhobalova, 1948

Subfam. Heteroxynematinae (Skrjabin et Schikhobalova, 1948)

Gen. *Aspiculuris* Schulz, 1924

*Aspiculuris tetraptera* (Nitsch, 1821)

Superfam. Spiruroidea (Oerley, 1885)

Fam. Spirocercidae (Chitwood et Wehr, 1932)

Subfam. Mastophorinae Quentin, 1970

Gen. *Mastophorus* Diesing, 1853

*Mastophorus muris* (Gmelin, 1790)

El estudio morfológico y morfométrico que ha permitido realizar la clasificación sistemática de las especies helmintianas halladas se ha basado en las referencias bibliográficas reflejadas en la Tabla 4.1.1.

<b>Especie helmintiana</b>	<b>Referencias Bibliográficas</b>
<b>TREMATODA</b>	
<i>Brachylaima</i> spp.	Mas-Coma et al. (1984b); Valero (1986)
<b>CESTODA</b>	
<i>Taenia parva</i> larvae	Hunkeler (1974)
<i>Taenia martis</i> larvae	Wahl (1967); Murai & Tenora (1973)
<i>Mesocestoides</i> spp. larvae	Vaucher (1971); Hunkeler (1974)
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	Tenora et al. (1980); Quentin (1994)
<i>Skrjabinotaenia lobata</i>	Tenora et al. (1980); Quentin (1994)
<i>Hymenolepis straminea</i>	Baer & Tenora (1970)
<i>Gallegoides arfaai</i>	Tenora & Mas-Coma (1978)
<b>NEMATODA</b>	
<i>Trichuris muris</i>	Roman (1951); Bernard (1963)
<i>Eucoleus bacillatus</i>	Roman (1951); Bernard (1963); Moravec (1982)
<i>Aonchotheca annulosa</i>	Roman (1951); Bernard (1963); Tenora & Zavadil (1967); Moravec (1982)
<i>Heligmosomoides polygyrus</i>	Roman (1951); Tenora (1967); Durette-Desset (1968)
<i>Syphacia stroma</i>	Roman (1951); Bernard (1961); Quentin (1971); Tenora & Meszaros (1975)
<i>Syphacia frederici</i>	Roman (1951); Bernard (1961); Quentin (1971); Tenora & Meszaros (1975)
<i>Aspiculuris tetraptera</i>	Hall (1916); Roman (1951); Hugot (1980)
<i>Mastophorus muris</i>	Wertheim (1962); Bernard (1963); Quentin (1970)

**Tabla 4.1.1.-** Referencias bibliográficas utilizadas para la determinación específica de las especies helmintianas halladas.

En la Tabla 4.1.2. se detalla, para cada uno de los 18 taxones identificados, su microhábitat habitual de parasitación, así como varias características referentes a su bioecología.

La caracterización bioecológica de cada taxón incluye la siguiente información sobre su ciclo biológico: el carácter monoxeno o heteroxeno (di o triheteroxeno) y el carácter FES (free environmental stages) o No-FES.

Especies de helmintos	Microhábitat	Monoxeno	Heteroxeno	FES	No-FES	Otras características
<b>TREMATODA</b>						
<i>Brachylaima</i> spp.	i. delgado		X		X	FMI en caracol terrestre
<b>CESTODA</b>						
<i>Taenia parva</i> larvae	cav. abdominal		X	X		actúa como HI
<i>Taenia martis</i> larvae	cav. abdominal		X	X		actúa como HI
<i>Mesocostoides</i> spp. larvae	cav. abdominal		X		X	actúa como 2ºHI
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	i. delgado		X		X	FMI en artrópodo terrestre
<i>Skrjabinoetaenia lobata</i>	i. delgado		X		X	FMI en artrópodo terrestre
Catenotaeniidae Gen. spp.	i. delgado		X		X	FMI en artrópodo terrestre
<i>Hymenolepis straminea</i>	i. delgado		X		X	FMI en artrópodo terrestre
<i>Gallegoides arfaai</i>	i. delgado		X		X	FMI en artrópodo terrestre
<b>NEMATODA</b>						
<i>Trichuris muris</i>	i. ciego	X		X		pseudogeoelminto
<i>Eucoleus bacillatus</i>	pared estomacal	X		X		pseudogeoelminto
<i>Aonchotheca annulosa</i>	i. delgado		X		X	FMI en invertebrado terrestre
<i>Heligmosomoides polygyrus</i>	i. delgado	X		X		geoelminto
<i>Syphacia stroma</i>	i. delgado	X		X		ageoelminto
<i>Syphacia frederici</i>	i. grueso/ciego	X		X		ageoelminto
<i>Aspicularis tetraptera</i>	i. delgado	X		X		pseudogeoelminto
<i>Mastophorus muris</i>	estómago		X		X	FMI en artrópodo terrestre
Nematoda Gen. spp. larvae	i. delgado		X	?	?	parasitismo extraviado?

**Tabla 4.1.2.-** Composición y caracterización de la comunidad helmintiana de los 917 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes del Parc Natural de la Serra Calderona. FMI = forma metacíclica infestante para el ratón de campo; HI = hospedador intermedio.



#### 4.2.- CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE *Apodemus sylvaticus* EN ZONAS POSTINCENDIO Y TESTIMONIO.

En los 675 individuos de *A. sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas se halló un total de 56.673 ejemplares de helmintos, en los 592 hospedadores parasitados (88%), pertenecientes a los 18 taxones ya comentados (Tabla 4.2.1.).

La especie helmintiana más prevalente (51%) y también la más abundante (51) ha sido *Syphacia stroma*. Sin embargo, la mayor infrapoblación helmintiana hallada en el ratón de campo en las zonas postincendio corresponde al también oxiúrido *Syphacia frederici* (2646).

Especies de helmintos	n°	%	Im	Rango	Am	L
<i>Brachylaima</i> spp.	20	2,96	4,30	1-20	0,13	0,899
<i>Taenia parva</i> larvae	42	6,22	1,24	1-3	0,08	0,187
<i>Taenia martis</i> larvae	19	2,81	1,26	1-3	0,04	0,270
<i>Mesocestoides</i> spp. larvae	7	1,04	25,29	3-136	0,26	0,988
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	50	7,41	3,68	1-33	0,27	0,911
<i>Skrjabinotaenia lobata</i>	77	11,41	6,22	1-83	0,71	0,949
Catenotaeniidae Gen. spp.	37	5,48	6,24	1-82	0,34	0,964
<i>Hymenolepis straminea</i>	2	0,30	2,00	1-3	0,01	0,515
<i>Gallegoides arfaai</i>	46	6,81	1,65	1-4	0,11	0,447
<i>Trichuris muris</i>	145	21,48	2,37	1-16	0,51	0,686
<i>Eucoleus bacillatus</i>	106	15,70	7,42	1-171	1,17	0,976
<i>Aonchotheca annulosa</i>	167	24,74	15,98	1-291	3,95	0,989
<i>Heligmosomoides poygyrus</i>	88	13,04	7,70	1-113	1,00	0,976
<i>Syphacia stroma</i>	347	51,41	99,10	1-1937	50,95	0,998
<i>Syphacia frederici</i>	132	19,56	122,44	1-2646	26,06	0,999
<i>Aspicularis tetraptera</i>	12	1,78	7,42	1-41	0,13	0,945
<i>Mastophorus muris</i>	75	11,11	3,23	1-35	0,36	0,876
Nematoda Gen. spp. larvae	1	0,15	1,00	1	0,00	0,000

**Tabla 4.2.1.-** Composición y caracterización de la comunidad helmintiana de los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Destaca la elevada agregación parasitaria (índice de Lefkovitch) mostrada por todas las especies componentes de la comunidad helmintiana, con la excepción de *Trichuris muris* cuya agregación no es muy elevada (0,7) y la distribución prácticamente al azar (0,2) de la larva de *Taenia parva*.

Los cestodos *Hymenolepis straminea* y *Gallegoides arfaai* han sido detectados únicamente en las zonas quemadas.

Procedentes de las zonas testimonio se analizaron 242 ejemplares de ratón de campo, de los cuales se obtuvo un total de 9.936 helmintos en los 188 hospedadores parasitados (78%) pertenecientes a 16 taxones sistemáticos (Tabla 4.2.2.).

La especie helmintiana más prevalente (36%) ha sido *H. polygyrus*. Mientras que *S. frederici* ha sido la más abundante (29), así como la especie que presenta la mayor infrapoblación helmintiana (2846) en *A. sylvaticus*.

A diferencia de lo observado en las zonas postincendio, solamente cinco de las especies componentes de la comunidad helmintiana presentan una elevada agregación parasitaria.

Como se ha mencionado anteriormente, la composición cualitativa de las comunidades helmintianas de *A. sylvaticus* es prácticamente la misma, con las excepciones de *H. straminea* y *G. arfaai* que solamente han aparecido en las zonas en regeneración. El himenolepídido fue hallado únicamente en dos ejemplares durante el 2º y 3º año PI; mientras que el anoplocefálico ha sido encontrado a partir del 6º año PI. La prevalencia en las zonas quemadas es superior a las zonas testimonio, siendo esta diferencia estadísticamente significativa ( $\chi^2=13,291$ ;  $p=0,0003$ ).

En lo referente a la comparación de las prevalencias de las diez especies componentes consideradas en este estudio, cabe destacar las siguientes diferencias estadísticamente significativas:

- con mayor prevalencia en las zonas postincendio, *Skrjabinotaenia lobata* ( $\chi^2=10,149$ ;  $p=0,0005$ ), *T. muris* ( $\chi^2=24,612$ ;  $p<0,0001$ ), *Eucoleus bacillatus* ( $\chi^2=8,675$ ;  $p=0,0021$ ), *Aonchotheca annulosa* ( $\chi^2=20,169$ ;  $p<0,0001$ ) y *S. stroma* ( $\chi^2=71,137$ ;  $p<0,0001$ );

- con mayor prevalencia en las zonas testimonio, *H. polygyrus* ( $\chi^2=59,092$ ;  $p<0,0001$ ), *S. frederici* ( $\chi^2=6,460$ ;  $p=0,0108$ ) y *Mastophorus muris* ( $\chi^2=5,692$ ;  $p=0,0179$ ).

Especies de helmintos	n°	%	Im	Rango	Am	L
<i>Brachylaima</i> spp.	1	0,41	1,00	1	0,00	0,000
<i>Taenia parva</i> larvae	20	8,26	1,95	1-6	0,16	0,577
<i>Taenia martis</i> larvae	8	3,31	1,25	1-3	0,04	0,276
<i>Mesocestoides</i> spp. larvae	1	0,41	52,00	52	0,21	0,976
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	23	9,50	2,61	1-15	0,25	0,807
<i>Skrjabinotaenia lobata</i>	10	4,13	1,80	1-5	0,07	0,567
Catenotaeniidae Gen. spp.	10	4,13	2,10	1-5	0,09	0,568
<i>Trichuris muris</i>	17	7,02	2,06	1-16	0,14	0,841
<i>Eucoleus bacillatus</i>	19	7,85	3,21	1-9	0,25	0,747
<i>Aonchotheca annulosa</i>	26	10,74	5,38	1-27	0,58	0,908
<i>Heligmosomoides poygyrus</i>	87	35,95	6,82	1-65	2,45	0,937
<i>Syphacia stroma</i>	48	19,83	34,38	1-212	6,82	0,989
<i>Syphacia frederici</i>	67	27,69	104,54	1-2846	28,94	0,999
<i>Aspicularis tetraptera</i>	7	2,89	23,86	1-52	0,69	0,991
<i>Mastophorus muris</i>	42	17,36	2,00	1-14	0,35	0,700
Nematoda Gen. spp. larvae	1	0,41	1,00	1	0,00	0,000

**Tabla 4.2.2.-** Composición y caracterización de la comunidad helmintiana de los 242 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas testimonio. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Las diferencias estadísticamente significativas encontradas respecto a la abundancia son:

- con mayor abundancia en las zonas postincendio, *S. lobata* (U=75583;  $p=0,001$ ), *T. muris* (U=69478;  $p=0,0001$ ), *E. bacillatus* (U=75092;  $p=0,002$ ), *A. annulosa* (U=69971;  $p=0,0001$ ) y *S. stroma* (U=54739;  $p=0,0001$ );
- con mayor abundancia en las zonas testimonio, *H. polygyrus* (U=62043;  $p=0,0001$ ), *S. frederici* (U=74831;  $p=0,007$ ) y *M. muris* (U=76867;  $p=0,019$ ), si bien en este último caso las abundancias medias son prácticamente iguales, e incluso una centésima superiores en las zonas quemadas.

Las especies *T. parva* larvae y *Pseudocatenotaenia matovi* no presentan diferencias estadísticamente significativas entre ambas zonas de estudio a nivel de prevalencia y abundancia.

La agregación parasitaria (índice de Lefkovitch) de las especies componentes entre las zonas analizadas muestra las siguientes diferencias:

- pérdida de agregación en las zonas postincendio, *T. parva* larvae que presenta una agregación casi al azar y en menor medida, *T. muris*;
- aumento de la agregación en las zonas postincendio, *H. polygyrus* de manera casi inapreciable, *A. annulosa* y *S. stroma* muy ligeramente, *P. matovi*, *E. bacillatus* y *M. muris* de forma apreciable y considerablemente, *S. lobata*;
- *S. frederici* muestra la misma elevada agregación en ambas zonas.

## CAPÍTULO QUINTO

# EVOLUCIÓN POSTINCEDIO DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE *Apodemus sylvaticus*





## **5.- EVOLUCIÓN POSTINCENDIO DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE *Apodemus sylvaticus***

En este capítulo se analiza la evolución postincendio de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en el Parc Natural de la Serra Calderona. El estudio se lleva a cabo por separado: en las zonas postincendio se estudia la evolución anual, y, en las zonas testimonio se realiza un análisis global, mediante el análisis de: la comunidad helmintiana en función de los ciclos biológicos y de la biodiversidad; la caracterización de las poblaciones helmintianas componentes y su evolución en función del sexo y edad del hospedador.

### **5.1.- ANÁLISIS ANUAL DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE LAS ZONAS POSTINCENDIO EN FUNCIÓN DE LOS CICLOS BIOLÓGICOS**

En este subcapítulo se analiza la evolución anual de los diferentes tipos de ciclos biológicos presentes en la comunidad helmintiana del ratón de campo en las zonas postincendio (Tabla 5.1.1.). Se han considerado los ciclos biológicos de tipo FES y No-FES; así como el carácter ageohelminto, pseudogeohelminto o geohelminto de los nematodos de ciclo directo.

No se lleva a cabo el análisis estadístico, éste será realizado en el capítulo seis, sobre la influencia de los factores intrínsecos y extrínsecos sobre la evolución postincendio de la comunidad helmintiana del ratón de campo, con el objetivo de ratificar estadísticamente los resultados observados.

El análisis de la evolución anual, como se observa en la Tabla 5.1.1., muestra que tanto los nematodos de ciclo directo como el resto de helmintos con ciclo biológico FES, presentan en general sus mayores prevalencias durante los primeros años PI, sus valores mínimos entre el 8º y el 10º año y una importante recuperación a partir del 11º año PI, alcanzándose de nuevo en algunos casos las prevalencias máximas. Además, cabe destacar las bajas prevalencias durante los primeros años PI

de los nematodos de ciclo ageohelminto, así como la desaparición de *H. polygyrus*, único nematodo geohelminto, durante el 7º, 8º y 9º año PI.

La evolución de los helmintos con ciclo biológico No-FES sigue un patrón diferente con mayores fluctuaciones interanuales, registrándose las prevalencias mínimas entre el 5º y el 7º año PI y durante el 10º y el 11º; alcanzándose la máxima prevalencia durante el 15º año PI.

Las prevalencias de las especies con ciclo biológico tipo FES presentan a lo largo de todos los años del estudio valores claramente superiores a los de ciclo biológico No-FES. Entre los nematodos de ciclo directo, en general, se observan mayores prevalencias anuales de las especies de tipo ageohelminto. Así como, unos valores superiores entre los pseudogeohelminfos respecto al nematodo geohelminto durante más años PI estudiados.

Año PI	FES	No-FES	Ageohelminfos	Pseudogeohelminfos	Geohelminfos
2º	95,24	66,67	42,86	57,14	57,14
3º	73,68	47,37	42,11	36,84	42,11
4º	85,25	55,74	75,41	40,98	14,75
5º	80,39	37,25	60,78	39,22	17,65
6º	83,18	30,84	70,09	18,69	4,67
7º	79,25	41,51	62,26	26,42	0,00
8º	65,38	61,54	61,54	11,54	0,00
9º	64,71	52,94	52,94	11,76	0,00
10º	47,17	37,74	35,85	16,98	3,77
11º	79,59	34,69	79,59	24,49	6,12
12º	88,24	52,94	70,59	35,29	17,65
13º	93,33	53,33	93,33	46,67	13,33
14º	90,91	69,70	87,88	30,30	12,12
15º	89,66	82,76	82,76	58,62	10,34
16º	94,87	53,85	84,62	41,03	17,95
17º	80,00	52,50	65,00	40,00	20,00
18º	80,00	53,33	53,33	42,22	28,89

**Tabla 5.1.1.-** Evolución anual de la prevalencia de helmintos de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio en función de la naturaleza de su ciclo biológico.



## 5.2.- ANÁLISIS ANUAL DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE LAS ZONAS POSTINCENDIO EN FUNCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

En el presente subcapítulo se analiza la evolución anual de la biodiversidad de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en las zonas postincendio, a través del cálculo de los índices de diversidad/uniformidad considerados y de la riqueza de especies (Tabla 5.2.1.), así como mediante la representación gráfica de la frecuencia de distribución del número de especies helmintianas (Figuras 5.2.1. – 5.2.17.).

Tampoco se realiza ningún análisis estadístico, el cual será llevado a cabo en el capítulo seis, referente a la influencia de los factores intrínsecos y extrínsecos sobre la evolución postincendio de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus*.

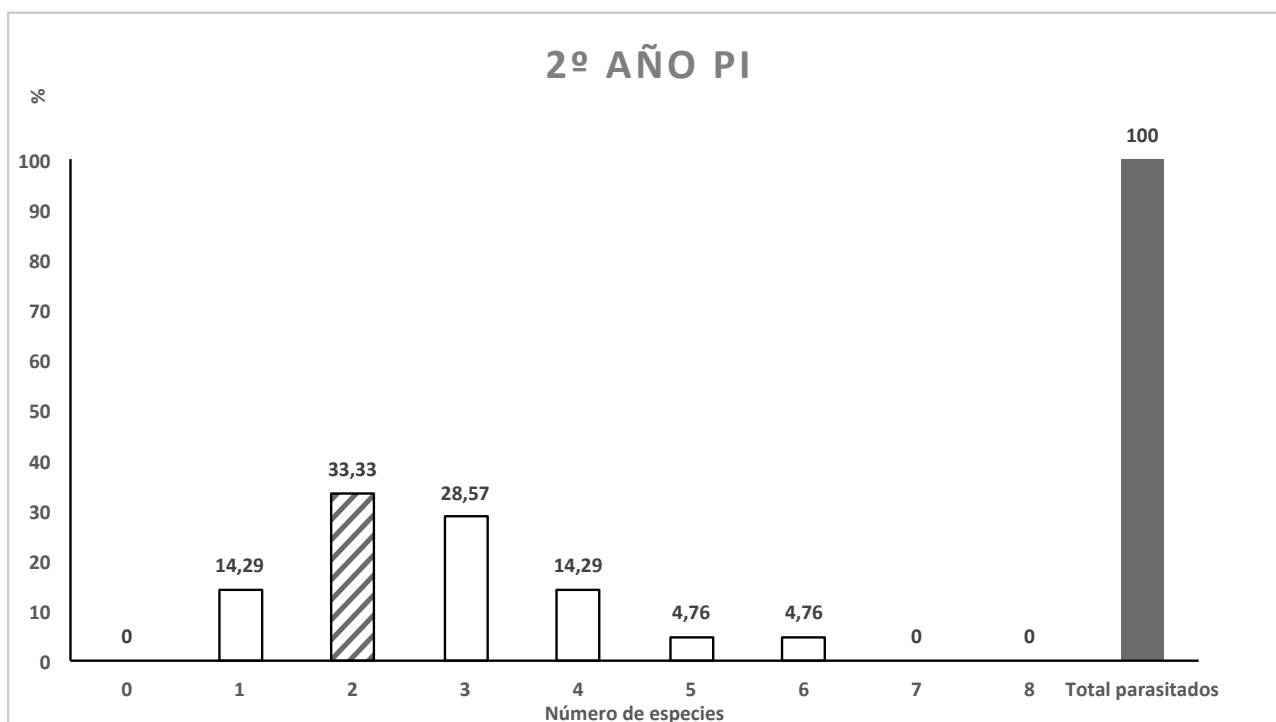
Año PI	I. Simpson	I. Shannon	I. Berger-Parker	U. Shannon	I. Brillouin	Rm
2°	0,66	1,38	0,49	0,52	0,44	2,76
3°	0,66	1,45	0,48	0,55	0,28	2,26
4°	0,64	1,19	0,53	0,47	0,32	2,33
5°	0,40	0,91	0,24	0,36	0,27	1,94
6°	0,45	0,95	0,29	0,36	0,14	1,42
7°	0,57	1,04	0,50	0,45	0,17	1,53
8°	0,42	1,01	0,25	0,41	0,27	1,96
9°	0,19	0,50	0,10	0,21	0,18	1,59
10°	0,62	1,24	0,53	0,48	0,15	1,26
11°	0,36	0,66	0,23	0,27	0,13	1,67
12°	0,28	0,70	0,16	0,31	0,32	2,00
13°	0,56	1,07	0,42	0,41	0,38	3,07
14°	0,33	0,73	0,19	0,27	0,53	3,03
15°	0,48	0,80	0,36	0,30	0,11	3,28
16°	0,57	1,11	0,45	0,43	0,25	2,72
17°	0,21	0,59	0,11	0,22	0,20	2,25
18°	0,61	1,24	0,95	0,49	0,23	2,22

**Tabla 5.2.1.-** Evolución anual de los índices de diversidad/uniformidad y de la riqueza de especies de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio. Rm = riqueza media de especies.

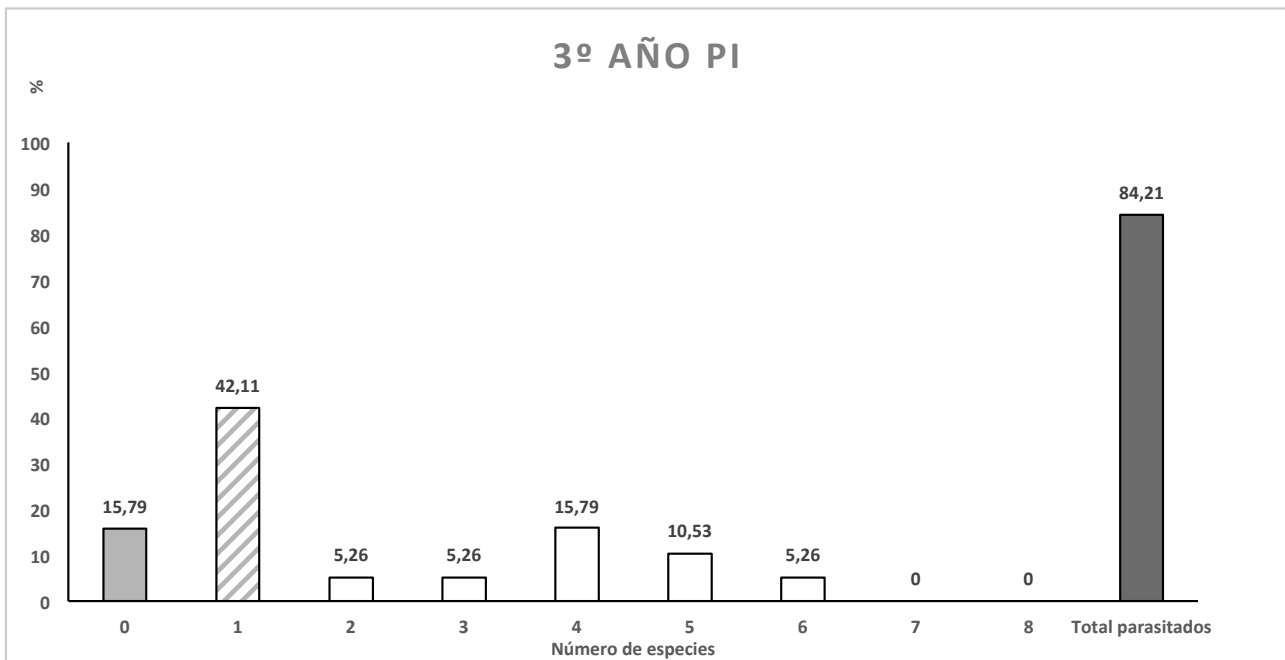
Los valores de los índices de diversidad de Simpson, Shannon y Berger-Parker presentan sus máximos durante los primeros años del estudio (2°-4°) y el 18°, y el

mínimo valor durante el 9º año PI. Sin embargo, el índice de uniformidad de Shannon presenta el mismo patrón, mientras que el índice de Brillouin fluctúa claramente a lo largo de todos los años PI. La riqueza media de especies es, en general, superior o cercana a dos, destacando el periodo entre el 13º-15º año con valores superiores a tres, siendo este valor inferior a dos entre el 5º y el 11º año PI.

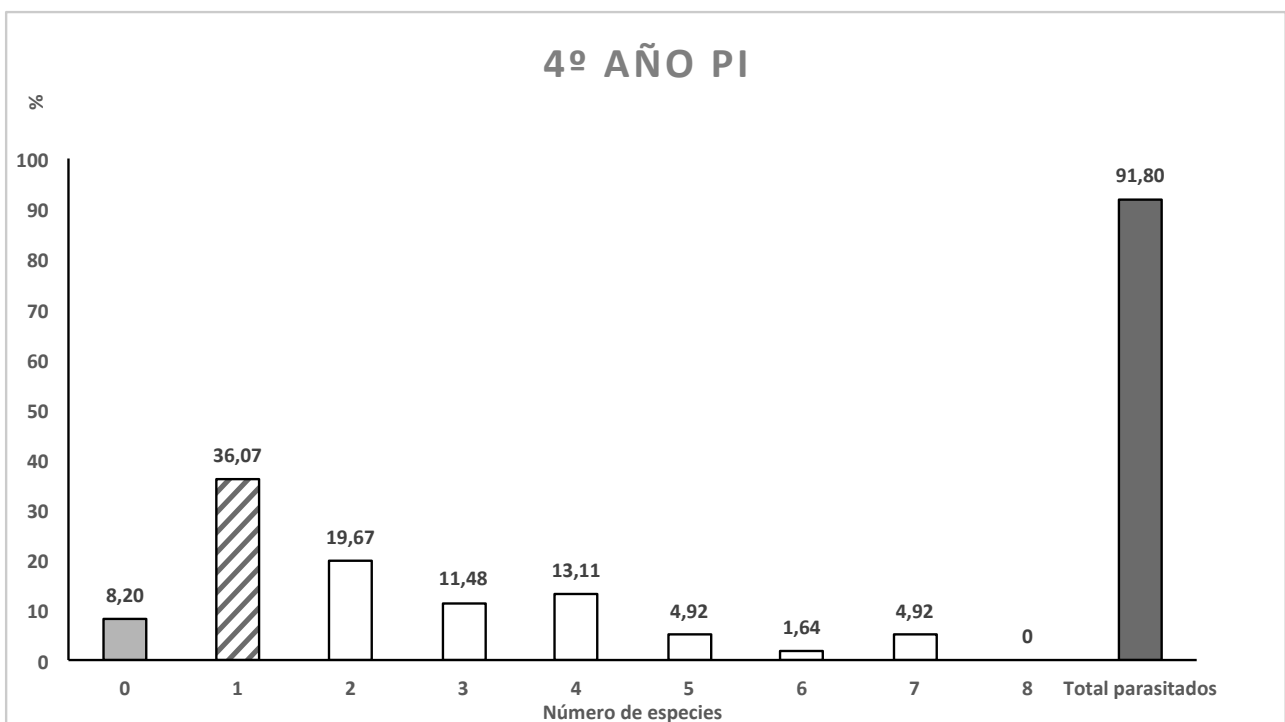
En las gráficas correspondientes a las Figuras 5.2.1. - 5.2.17. se representa la evolución anual de la frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana, así como las prevalencias de parasitación total. El análisis conjunto de las gráficas correspondientes a los 17 años de estudio permite observar que las infracomunidades helmintianas están formadas siempre por tres o más especies, siendo, excepto en cuatro de ellos, superior a cinco y de hasta ocho especies durante el 14º y 15º año PI. Las prevalencias anuales de parasitación son, con excepción del 9º y 10º año PI superiores al 80%, destacando el 100% del 2º y del 13º año PI, así como que la parasitación nunca ha sido inferior al 90% entre el 14º y el 18º año PI.



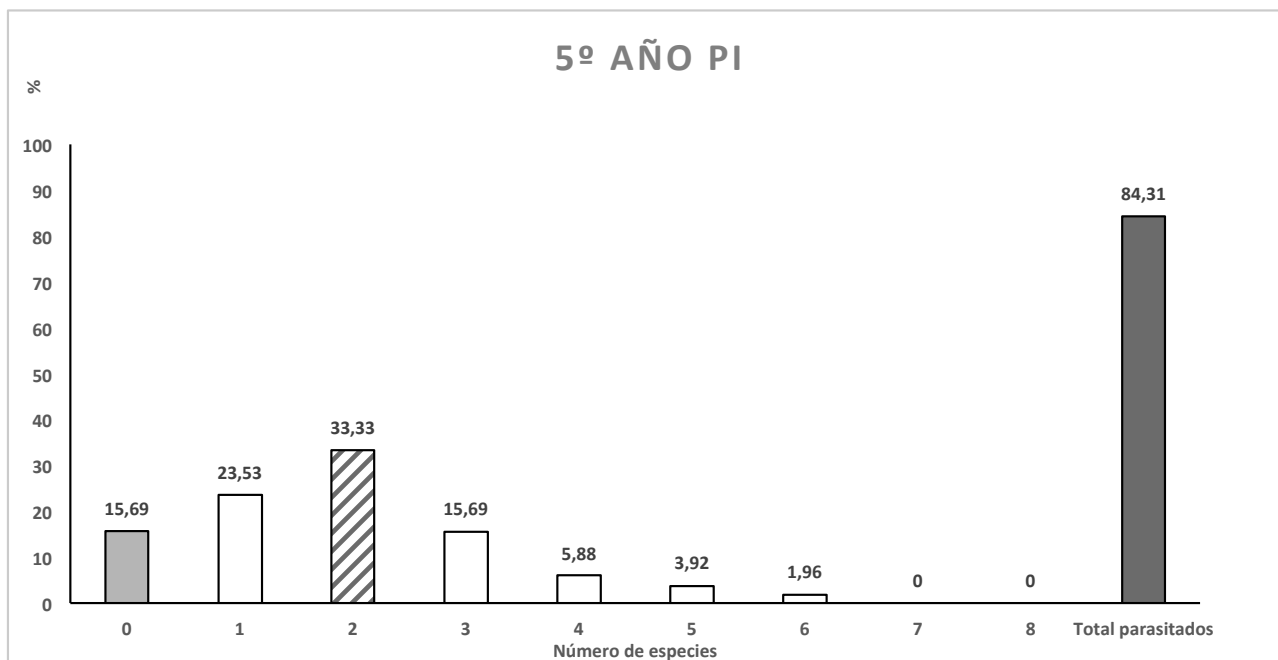
**Figura 5.2.1.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 2º año PI.



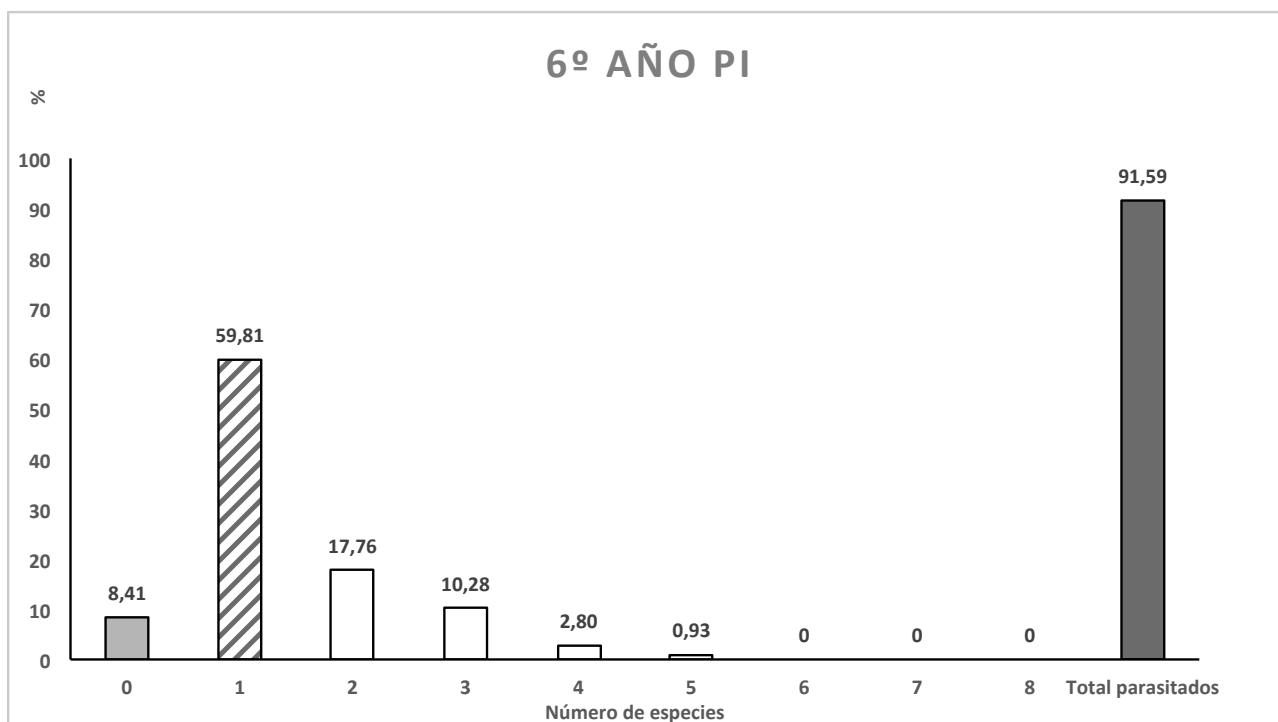
**Figura 5.2.2.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 3º año PI.



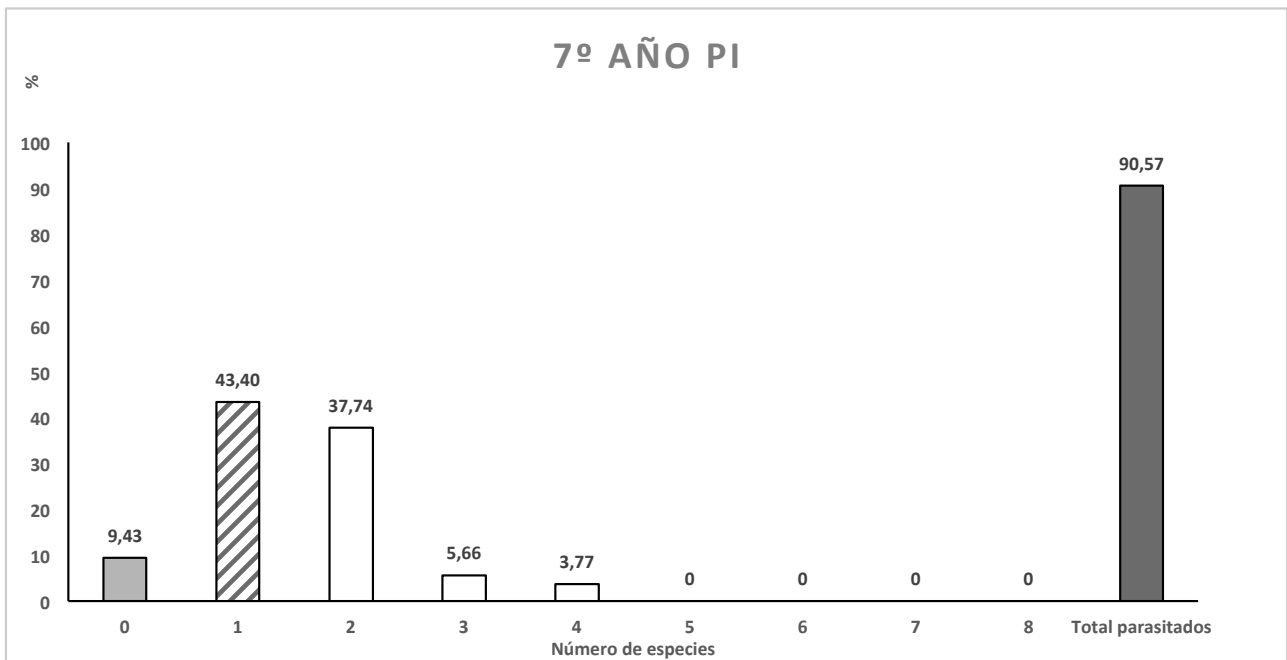
**Figura 5.2.3.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 4º año PI.



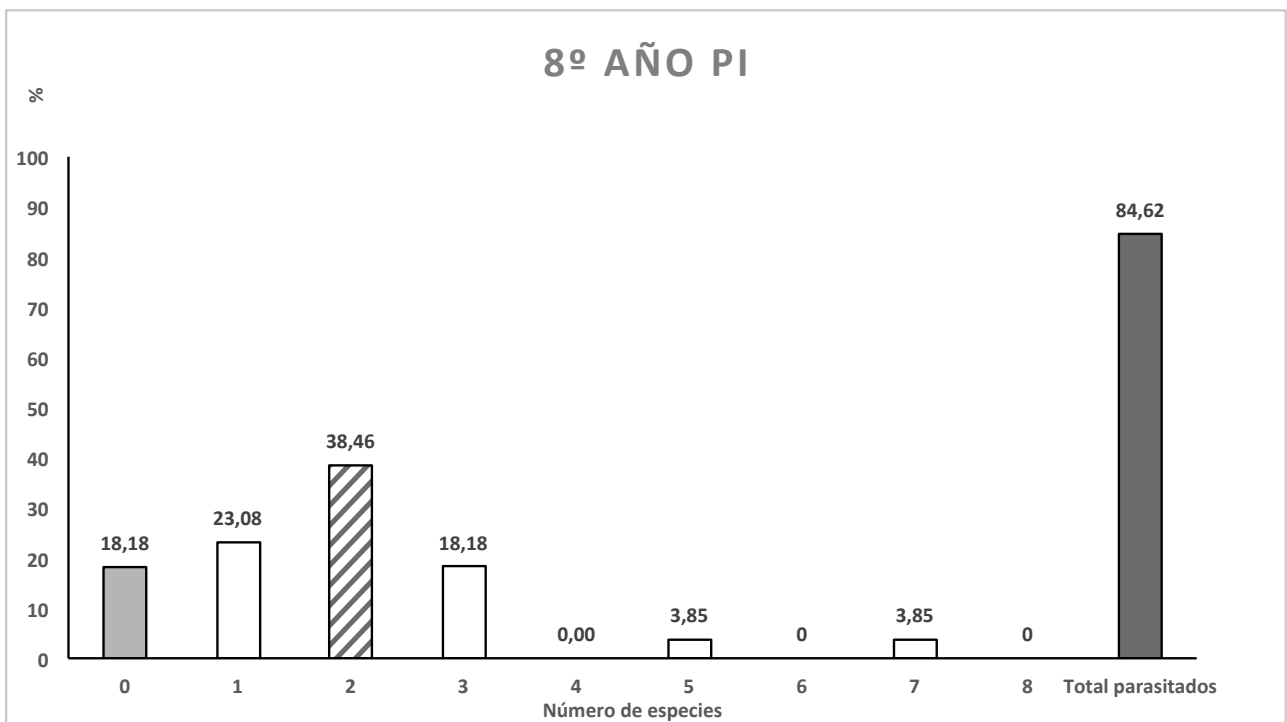
**Figura 5.2.4.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 5º año PI.



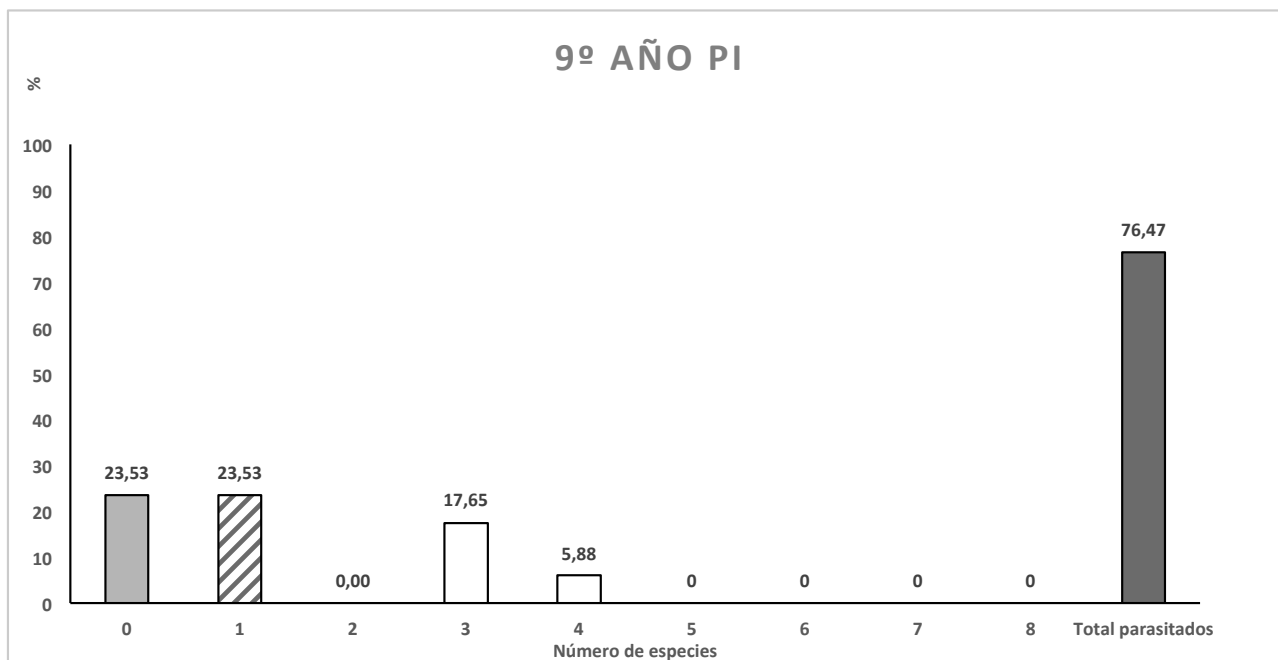
**Figura 5.2.5.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 6º año PI.



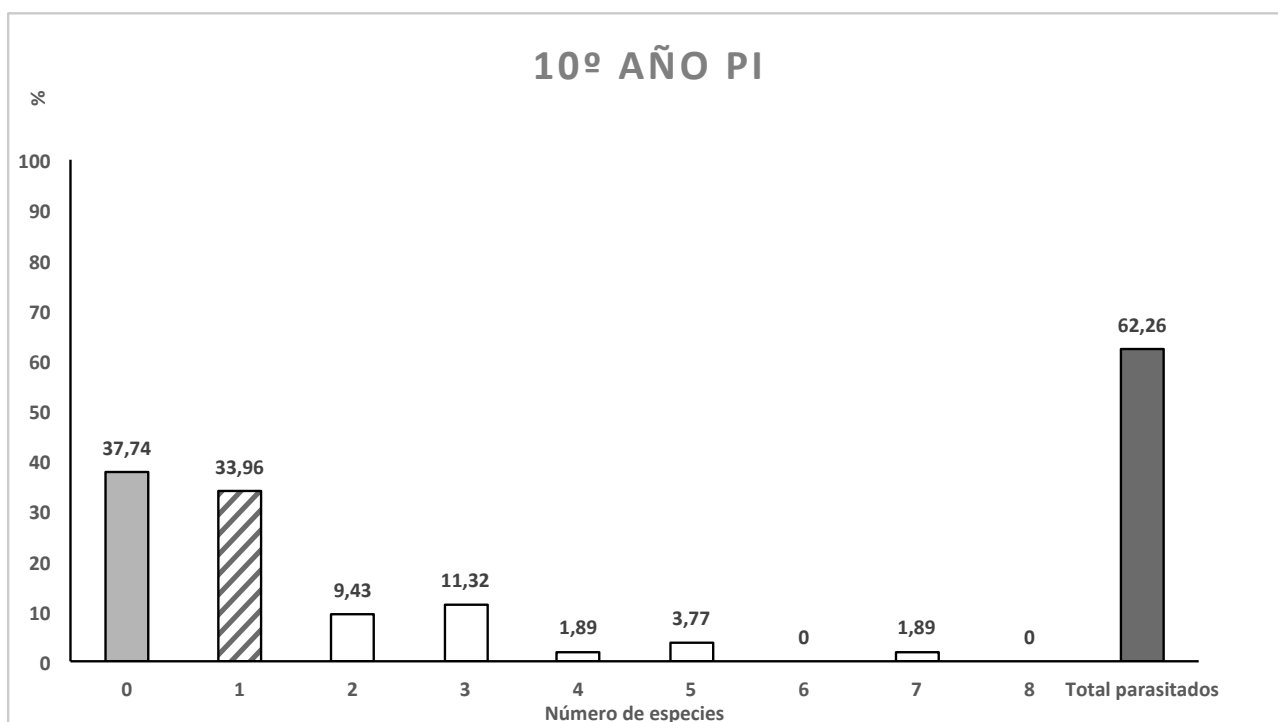
**Figura 5.2.6.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 7º año PI.



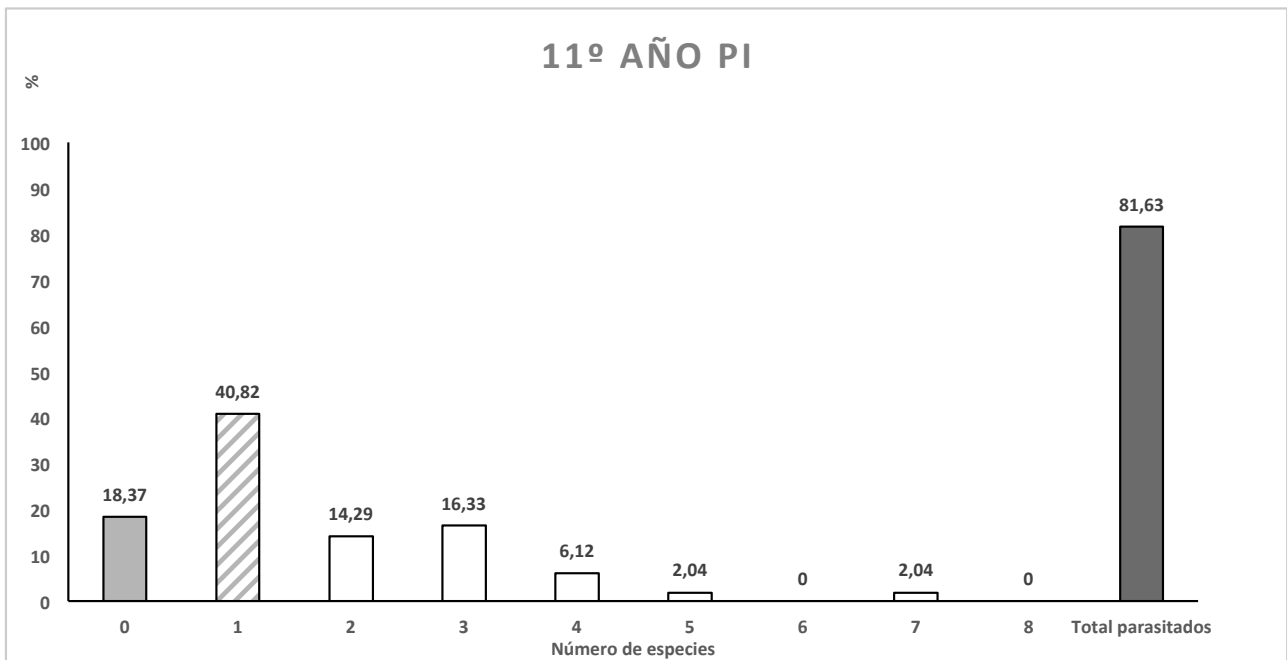
**Figura 5.2.7.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 8º año PI.



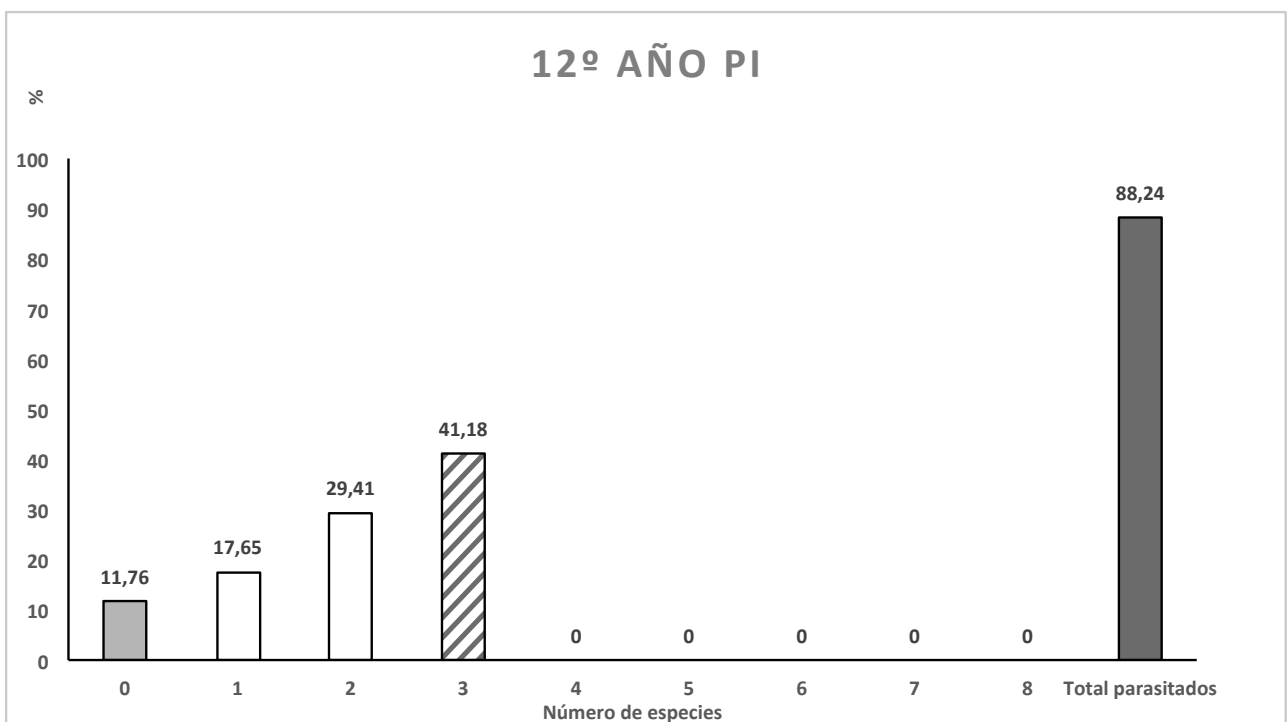
**Figura 5.2.8.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 9º año PI.



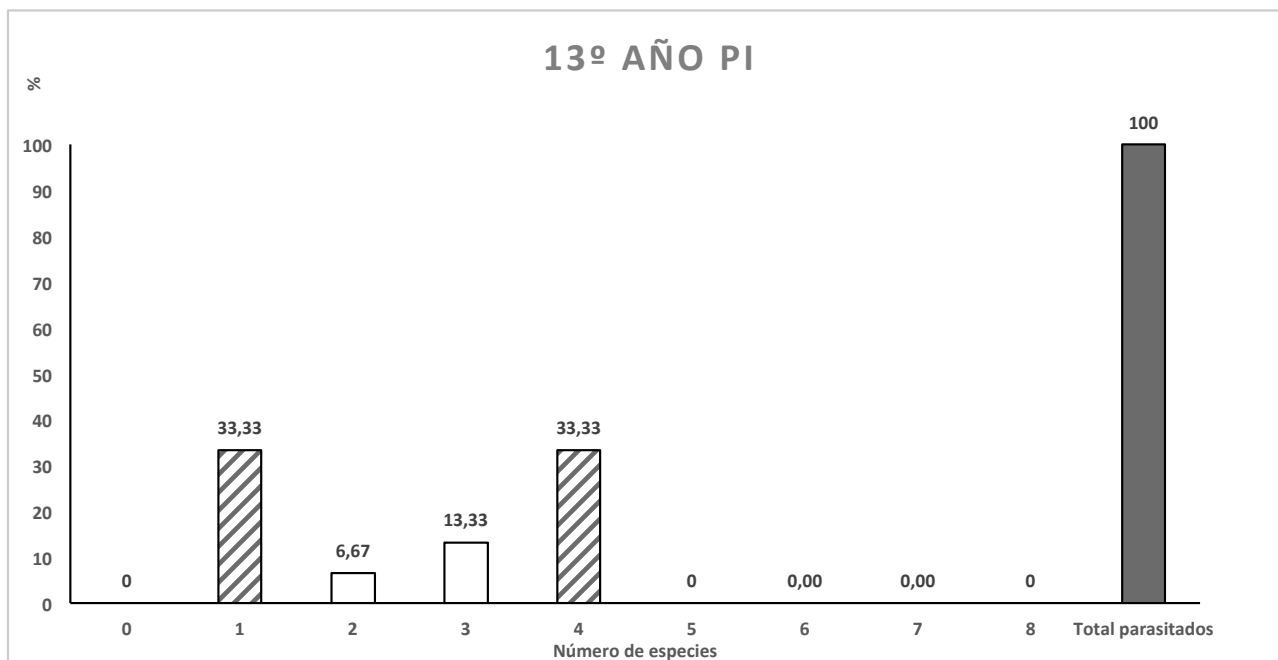
**Figura 5.2.9.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 10º año PI.



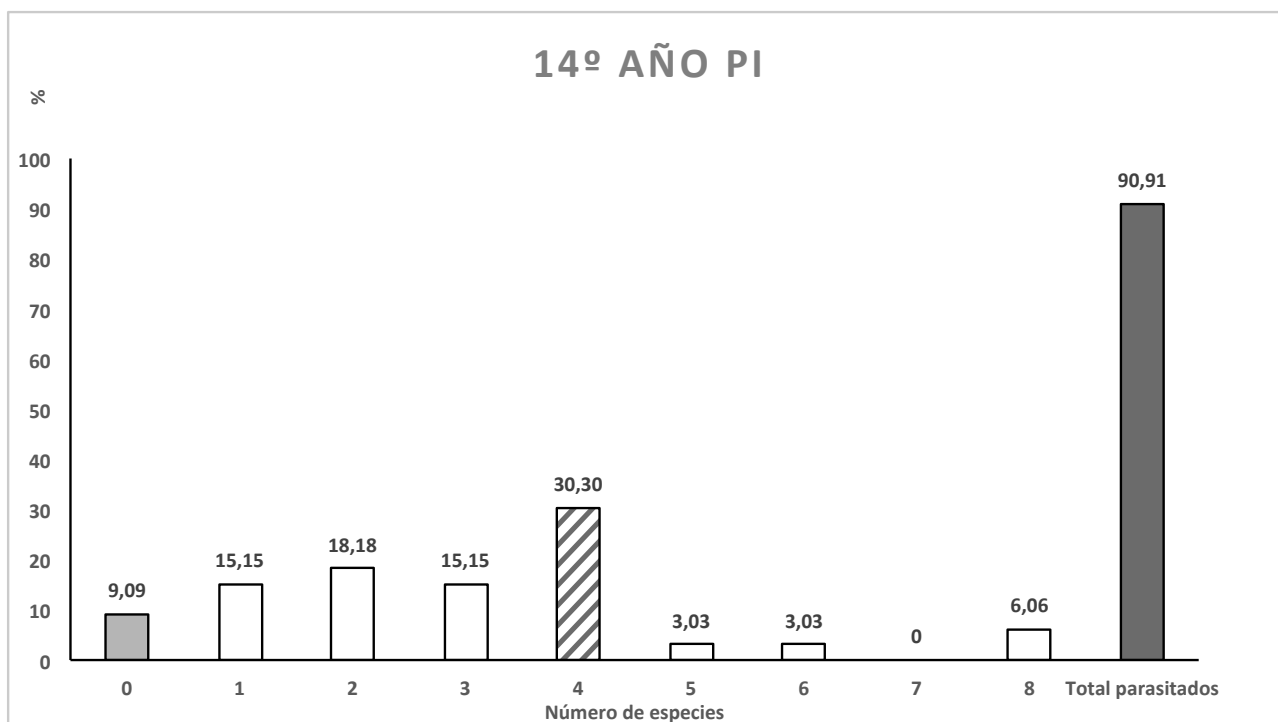
**Figura 5.2.10.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 11º año PI.



**Figura 5.2.11.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 12º año PI.

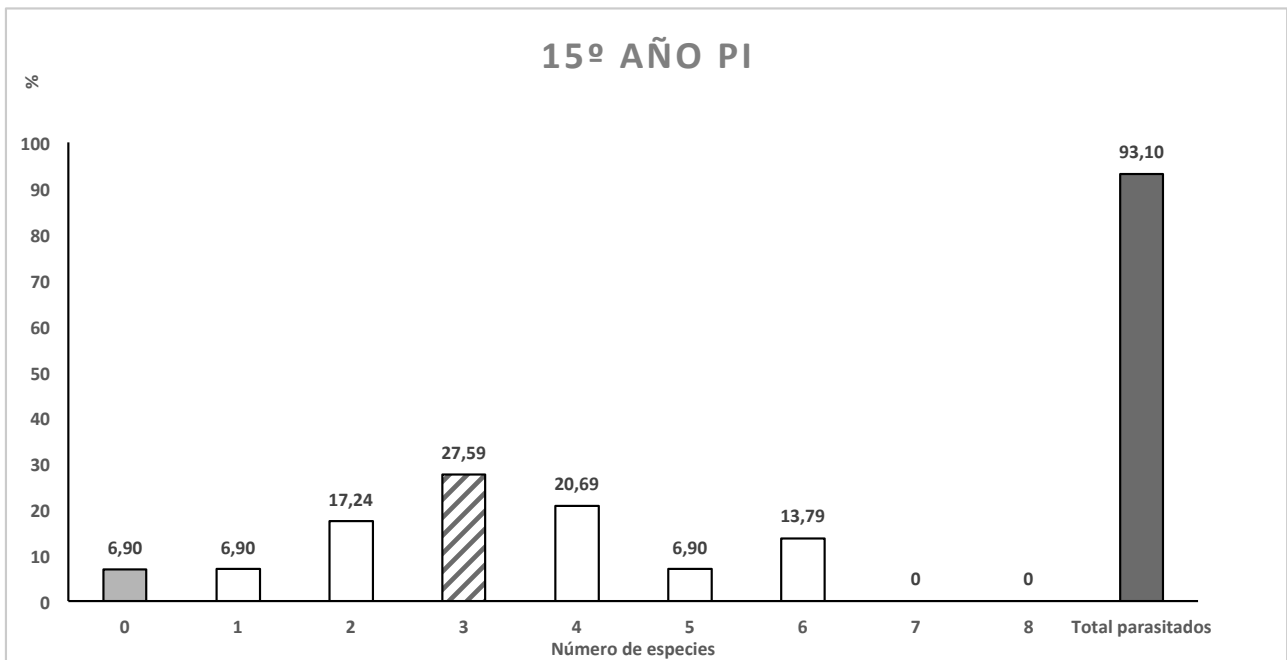


**Figura 5.2.12.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 13º año PI.

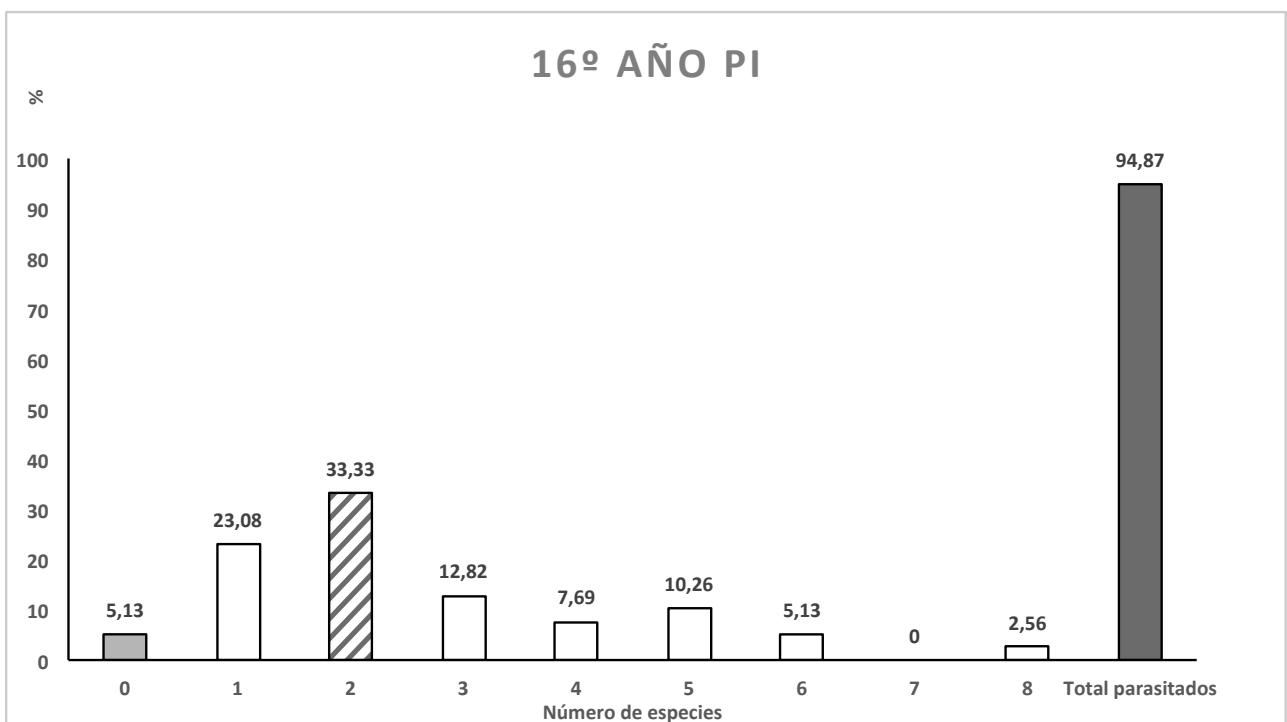


**Figura 5.2.13.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 14º año PI.

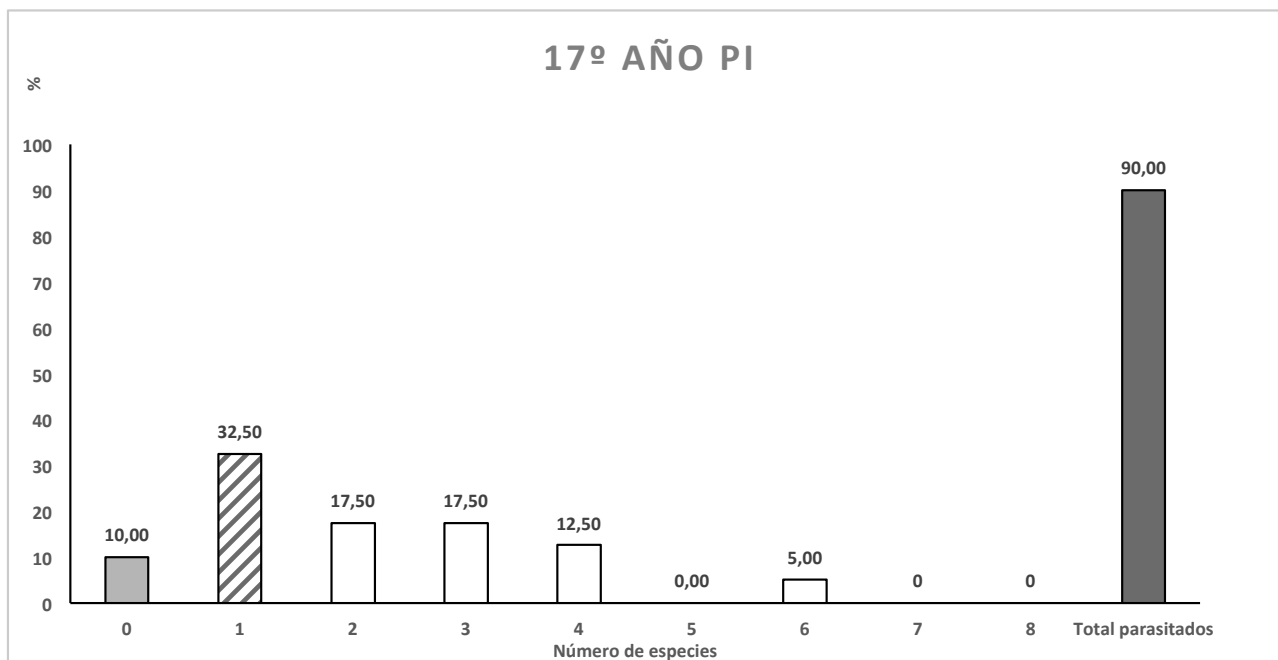




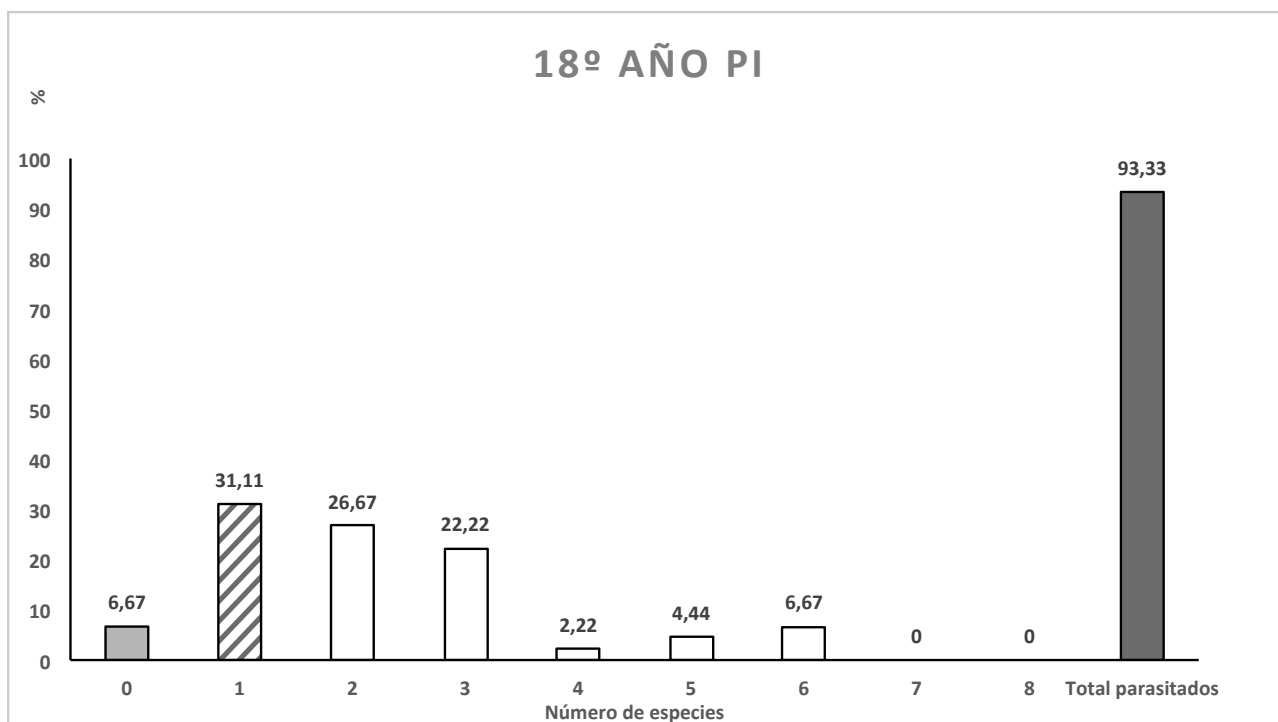
**Figura 5.2.14.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 15º año PI.



**Figura 5.2.15.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 16º año PI.



**Figura 5.2.16.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 17º año PI.



**Figura 5.2.17.-** Frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* y prevalencias de parasitación total en las zonas postincendio durante el 18º año PI.

### **5.3.- CARACTERIZACIÓN ANUAL DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS POSTINCENDIO**

En este subcapítulo se aborda la caracterización de las poblaciones helmintianas componentes de las zonas postincendio mediante el análisis de sus prevalencias (% de parasitación), cargas parasitarias (rango, intensidad y abundancias medias) y su agregación dentro de la población del ratón del campo (índice de Lefkovitch = L).

En los siguientes apartados, en los cuales se reflejan las Tablas 5.3.1.1. – 5.3.10.1, se muestra la evolución de las infrapoblaciones anuales de cada una de las diez especies componentes de la comunidad helmintiana determinadas por el año PI y se comentan sus características más relevantes. Las diez especies componentes consideradas son:

- *Taenia parva* larvae
- *Pseudocatenotaeina matovi*
- *Skrjabinotaenia lobata*
- *Trichuris muris*
- *Eucoleus bacillatus*
- *Aonchotheca annulosa*
- *Heligmosomoides polygyrus*
- *Syphacia stroma*
- *Syphacia frederici*
- *Mastophorus muris*

**5.3.1.- *Taenia parva* larvae**

Año PI	n°	%	Im	Rango	Am	L
2°	3	14,29	1,33	1-2	0,19	0,199
3°	2	10,53	1,50	1-2	0,16	0,286
4°	2	3,28	1,00	1	0,03	-0,011
5°	11	21,57	1,36	1-3	0,29	0,210
6°	4	3,74	1,00	1	0,04	-0,018
7°	1	1,89	1,00	1	0,02	0,000
8°	5	19,23	1,20	1-2	0,23	0,087
9°	3	17,65	1,33	1-2	0,24	0,186
10°	2	3,77	1,00	1	0,04	-0,012
11°	---	---	---	---	---	---
12°	---	---	---	---	---	---
13°	1	6,67	2,00	2	0,13	0,410
14°	3	9,09	1,33	1-2	0,12	0,220
15°	3	10,34	1,00	1	0,10	-0,047
16°	2	15,13	1,00	1	0,05	-0,017
17°	1	2,50	1,00	1	0,03	0,000
18°	4	8,89	1,25	1-2	0,11	0,174

**Tabla 5.3.1.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Taenia parva* larvae en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Prevalencia

La evolución anual de este cestodo no presenta ningún patrón aparente, siendo en siete años >10%, alcanzando su máximo en el 5° año (22%) y estando ausente solamente en el 11° y 12° año PI.

Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por tres estadíos larvarios, frecuentemente uno o dos; la abundancia media es siempre <0,3.

Agregación

Si bien presenta valores tanto positivos como negativos, en general sigue una distribución al azar o de Poisson.

**5.3.2.- *Pseudocatenotaenia matovi***

Año PI	n°	%	Im	Rango	Am	L
2°	2	9,52	2,50	1-4	0,24	0,627
3°	2	10,53	1,00	1	0,11	-0,037
4°	6	9,84	6,17	1-29	0,61	0,945
5°	2	3,92	1,00	1	0,04	-0,013
6°	6	5,61	4,00	1-11	0,22	0,839
7°	6	11,32	1,50	1-3	0,17	0,340
8°	3	11,54	4,33	4-5	0,50	0,691
9°	1	5,88	1,00	1	0,06	0,000
10°	7	13,21	1,71	1-5	0,23	0,542
11°	2	4,08	3,00	2-4	0,12	0,623
12°	2	11,76	2,00	2	0,24	0,376
13°	1	6,67	18,00	18	1,20	0,930
14°	2	6,06	1,00	1	0,06	-0,020
15°	3	10,34	1,67	1-2	0,17	0,318
16°	---	---	---	---	---	---
17°	3	7,50	13,67	2-33	1,03	0,953
18°	2	4,44	1,50	1-2	0,07	0,301

**Tabla 5.3.2.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Pseudocatenotaenia matovi* en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Prevalencia

La evolución anual de este catenoténido no presenta ningún patrón aparente, siendo en seis años >10%, alcanzando su máximo en el 10° año (13%) y estando ausente solamente en el 16° año PI.

Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por 33 helmintos, frecuentemente de uno a cuatro; la abundancia media oscila entre 0,1 y 1.

Agregación

En ocho de los años estudiados presenta valores de  $L > 0,5$ , por tanto una distribución agregada. Sin embargo, en cuatro de ellos el valor de L se aproxima a 0, siguiendo una distribución al azar o de Poisson, lo cual indica una pérdida de agregación.

**5.3.3.- *Skrjabinotaenia lobata***

<b>Año PI</b>	<b>n°</b>	<b>%</b>	<b>Im</b>	<b>Rango</b>	<b>Am</b>	<b>L</b>
2°	1	4,76	3,00	3	0,14	0,590
3°	4	21,05	4,00	1-10	0,84	0,817
4°	1	1,64	83,00	83	1,36	0,985
5°	2	3,92	1,00	1	0,04	-0,013
6°	5	4,67	2,60	1-5	0,12	0,648
7°	14	26,42	3,14	1-21	0,83	0,886
8°	8	30,77	7,63	1-27	2,35	0,919
9°	1	5,88	6,00	6	0,35	0,790
10°	2	3,77	9,50	4-15	0,36	0,899
11°	5	10,20	8,00	2-21	0,82	0,908
12°	2	11,76	2,50	1-4	0,29	0,625
13°	---	---	---	---	---	---
14°	6	18,18	2,00	1-5	0,36	0,576
15°	7	24,14	4,43	1-18	1,07	0,887
16°	7	17,95	10,57	1-33	1,90	0,934
17°	4	10,00	7,00	2-21	0,70	0,921
18°	8	17,78	5,25	1-15	0,93	0,860

**Tabla 5.3.3.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Skrjabinotaenia lobata* en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Prevalencia

La evolución anual tampoco presenta ningún patrón aparente, siendo en diez años >10%, cuatro de ellos >20%, alcanzando su máximo en el 8° año (31%) y estando ausente solamente en el 13° año PI.

Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por 83 helmintos; la abundancia media es frecuentemente >0,5, alcanzando su valor máximo de 2,35 el 8° año PI.

Agregación

El valor de L es siempre >0,5, exceptuando el 5° año PI, siendo su distribución agregada.

**5.3.4.- *Trichuris muris***

Año PI	n°	%	Im	Rango	Am	L
2°	6	28,57	2,83	1-9	0,81	0,755
3°	5	26,32	2,80	1-4	0,74	0,547
4°	9	14,75	2,11	1-5	0,31	0,553
5°	13	25,49	2,08	1-8	0,53	0,623
6°	18	16,82	1,83	1-3	0,31	0,421
7°	12	22,64	1,25	1-2	0,28	0,082
8°	---	---	---	---	---	---
9°	2	11,76	1,00	1	0,12	-0,041
10°	4	7,55	2,75	2-3	0,21	0,542
11°	8	16,33	1,75	1-4	0,29	0,420
12°	3	17,65	1,33	1-2	0,24	0,186
13°	6	40,00	2,50	1-5	1,00	0,503
14°	5	15,15	2,60	1-8	0,39	0,759
15°	15	51,72	3,00	1-11	1,55	0,746
16°	13	33,33	3,00	1-16	1,00	0,827
17°	13	35,50	3,08	1-8	1,00	0,676
18°	13	28,89	2,69	1-9	0,79	0,690

**Tabla 5.3.4.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Trichuris muris* en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Prevalencia

La evolución anual de este tricúrido no presenta ningún patrón aparente, siendo en 15 años >10%, de los cuales ocho de ellos tienen valores >25%, alcanzando su máximo en el 15° año (52%) y estando ausente solamente en el 8° año PI.

Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por 16 helmintos, frecuentemente más de cinco; la abundancia media en ocho de los años estudiados es >0,5, siendo máxima con un valor de 1,55 en el año 15° PI.

Agregación

En once de los años estudiados los valores de L son >0,5, correspondientes a una distribución agregada, apreciándose una sensible disminución de la agregación durante los años 7°, 9° y 12° PI.

**5.3.5.- *Eucoleus bacillatus***

Año PI	n°	%	Im	Rango	Am	L
2°	8	38,10	4,63	1-12	1,76	0,786
3°	2	10,53	1,50	1-2	0,16	0,286
4°	22	36,07	18,68	1-171	6,74	0,985
5°	8	15,69	3,13	1-12	0,49	0,818
6°	4	3,74	1,50	1-2	0,06	0,298
7°	3	5,66	2,67	1-6	0,15	0,732
8°	2	7,69	3,50	3-4	0,27	0,639
9°	1	5,88	2,00	2	0,12	0,410
10°	7	13,21	3,00	1-5	0,40	0,639
11°	6	12,24	3,50	1-10	0,43	0,794
12°	2	11,76	6,00	1-11	0,71	0,874
13°	5	33,33	13,40	1-54	4,47	0,971
14°	7	21,21	6,86	1-21	1,45	0,887
15°	3	10,34	3,67	1-9	0,38	0,829
16°	11	28,21	2,45	1-5	0,69	0,544
17°	7	17,50	3,43	1-8	0,60	0,700
18°	8	17,78	7,13	3-19	1,27	0,866

**Tabla 5.3.5.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Eucoleus bacillatus* en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Prevalencia:

Este nematodo capilarino está presente en todos los años de estudio. Las prevalencias en 13 de los años son >10%, en ocho >15% y se registra la máxima prevalencia en el 2° año (38%), una importante disminución del 6° al 9° año PI (<4%), a partir del cual la prevalencia vuelve a aproximarse en ocasiones a sus valores máximos (33%).

Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por 171 helmintos, frecuentemente más de cinco; la abundancia media en cinco de los años estudiados es >1, siendo su valor máximo de 6,74 en el año 4° PI.

Agregación

En general, el valor de L es >0,5, siendo su distribución agregada y observándose una disminución de ésta con valores de L=0,3-0,4 en tres de los años PI (3°, 6° y 9°).



### 5.3.6.- *Aonchotheca annulosa*

Año PI	n°	%	Im	Rango	Am	L
2°	10	47,62	34,60	1-256	16,48	0,993
3°	5	26,32	6,80	2-11	1,79	0,828
4°	30	49,18	46,97	1-291	23,10	0,990
5°	11	21,57	9,73	1-55	2,10	0,961
6°	23	21,50	1,26	1-3	0,27	0,127
7°	4	7,55	1,50	1-2	0,11	0,283
8°	6	23,08	4,17	1-16	0,96	0,878
9°	3	17,65	9,33	2-20	1,65	0,915
10°	9	16,98	8,11	1-25	1,38	0,915
11°	10	20,41	5,10	1-19	1,04	0,863
12°	4	23,53	13,00	1-41	3,06	0,960
13°	5	33,33	21,80	1-82	7,27	0,979
14°	15	45,45	14,33	1-118	6,52	0,981
15°	7	24,14	3,29	1-9	0,79	0,739
16°	11	28,21	5,64	1-17	1,59	0,852
17°	4	10,00	15,00	2-42	1,50	0,959
18°	10	22,22	4,00	1-9	0,89	0,774

**Tabla 5.3.6.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Aonchotheca annulosa* en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

#### Prevalencia

También este capilarino se encuentra presente durante todos los años de estudio. La evolución anual no presenta ningún patrón aparente, siendo en 16 años  $> 0 = 10\%$  y alcanzando su máximo el 4° año PI (49%). Los valores máximos de prevalencia se registran los primeros años de estudio.

#### Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por 291 helmintos, frecuentemente más de diez; la abundancia media en 12 de los años estudiados es  $> 1$ , siendo su valor máximo de 23,10 en el 4° año PI.

#### Agregación

El valor de L es casi siempre  $> 0,7$ , mostrando una elevada agregación y observándose una disminución de ésta en el 6° y 7° año PI, con valores de  $L < 0,3$ .

**5.3.7.- *Heligmosomoides polygyrus***

<b>Año PI</b>	<b>n°</b>	<b>%</b>	<b>Im</b>	<b>Rango</b>	<b>Am</b>	<b>L</b>
2°	12	57,14	17,25	1-75	9,86	0,965
3°	8	42,11	19,25	1-113	8,11	0,985
4°	9	14,75	2,44	1-11	0,36	0,790
5°	9	17,65	1,11	1-2	0,20	0,015
6°	5	4,67	1,20	1-2	0,06	0,160
7°	---	---	---	---	---	---
8°	---	---	---	---	---	---
9°	---	---	---	---	---	---
10°	2	3,77	3,00	1-5	0,11	0,709
11°	3	6,12	1,00	1	0,06	-0,027
12°	3	17,65	2,00	1-4	0,35	0,565
13°	2	13,33	2,00	1-3	0,27	0,496
14°	4	12,12	1,00	1	0,12	-0,063
15°	3	10,34	37,67	2-109	2,90	0,988
16°	7	17,95	1,14	1-2	0,21	0,044
17°	8	20,00	6,75	1-27	1,35	0,933
18°	13	28,89	6,23	1-31	1,80	0,915

**Tabla 5.3.7.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Heligmosomoides polygyrus* en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Prevalencia

Las prevalencias de este nematodo heligmosómido en 11 de los años de estudio son >10%, disminuyendo entre el 6° y 11° año (<7%), estando ausente el 7°, 8° y 9° año y alcanzando sus valores máximos el 2° y 3° año PI (57% y 42%).

Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por 113 helmintos; la abundancia media en cinco de los años estudiados es >1 y además y en otros siete años >0,1, alcanzando su máximo de 9,86 el 2° año PI.

Agregación

Los valores de L varían, alternando siete años de elevada agregación donde L>0,5 con cinco años donde el valor de L se aproxima a 0, indicando una pérdida total de su agregación.

**5.3.8.- *Syphacia stroma***

<b>Año PI</b>	<b>n°</b>	<b>%</b>	<b>Im</b>	<b>Rango</b>	<b>Am</b>	<b>L</b>
2°	2	9,52	52,00	47-57	4,95	0,974
3°	6	31,58	51,67	1-143	16,32	0,985
4°	27	44,26	147,63	1-1140	65,34	0,998
5°	23	45,10	56,74	1-460	25,59	0,993
6°	65	60,75	17,20	1-183	10,45	0,980
7°	29	54,72	20,48	1-122	82,09	0,977
8°	15	57,69	69,67	1-509	40,19	0,995
9°	7	41,18	71,14	1-183	29,29	0,988
10°	14	26,42	76,14	1-506	20,11	0,995
11°	32	65,31	163,13	1-1937	88,90	0,999
12°	12	70,59	51,25	2-437	36,18	0,996
13°	10	66,67	138,50	2-592	92,33	0,996
14°	28	84,85	140,00	1-1375	118,79	0,998
15°	20	68,97	352,65	7-1201	243,21	0,997
16°	23	58,97	75,00	3-298	44,82	0,989
17°	19	47,50	219,63	3-1278	104,33	0,998
18°	15	33,33	74,20	1-724	24,73	0,997

**Tabla 5.3.8.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Syphacia stroma* en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Prevalencia

Este nematodo oxiúrido se encuentra presente en todos los años de estudio. Las prevalencias de esta especie en nueve de los años estudiados son >50%, alcanzando su valor máximo el 14° año (85%) y solamente en un año, el 2° PI, la prevalencia es <10%. Su evolución anual no presenta un patrón aparente, salvo el claro aumento de la prevalencia desde el 2° al 6° año PI.

Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por 1937 helmintos y excepto el 2° año, todas están formadas por más de cien; la abundancia media es siempre >10, salvo el 2° año, alcanzando su máximo de 243,21 el 15° año PI.

Agregación

Los valores de L son siempre >0,97, siguiendo una distribución totalmente agregada.

**5.3.9.- *Syphacia frederici***

<b>Año PI</b>	<b>n°</b>	<b>%</b>	<b>Im</b>	<b>Rango</b>	<b>Am</b>	<b>L</b>
2°	7	33,33	109,43	9-492	36,48	0,996
3°	2	10,53	21,50	2-41	2,26	0,967
4°	26	42,62	205,81	1-2646	87,72	0,999
5°	10	19,61	20,10	1-104	3,94	0,980
6°	13	12,15	25,46	2-139	3,09	0,984
7°	7	13,21	71,86	2-234	117,54	0,994
8°	1	3,85	4,00	4	0,15	0,688
9°	2	11,76	2,00	2	0,24	0,376
10°	6	11,32	150,50	1-732	17,04	0,998
11°	8	16,33	141,88	1-379	23,16	0,994
12°	---	---	---	---	---	---
13°	7	46,67	108,71	2-405	50,73	0,998
14°	5	15,15	114,20	5-429	17,30	0,996
15°	9	31,03	399,00	9-1930	123,83	0,999
16°	12	30,77	95,00	1-246	65,92	0,999
17°	7	17,50	23,43	1-100	4,10	0,980
18°	10	22,22	69,40	4-280	15,42	0,993

**Tabla 5.3.9.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Syphacia frederici* en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Prevalencia

La evolución anual de este oxiúrido no presenta un patrón aparente, siendo sus prevalencias mayoritariamente >10%, salvo el 8° año (4%) y el 12° año en el que no aparece, alcanzando su valor máximo el 13° año PI(47%).

Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por 2646 helmintos, frecuentemente más de cien; la abundancia media es frecuentemente >10, alcanzando su máximo de 123,83 el 15° año PI.

Agregación

Los valores de L, salvo el 8°, 9° y 10° año, son siempre >0,96, por tanto sigue una distribución altamente agregada.

**5.3.10.- *Mastophorus muris***

Año PI	n°	%	Im	Rango	Am	L
2°	3	14,29	1,33	1-2	0,19	0,199
3°	1	5,26	1,00	1	0,05	0,000
4°	6	9,84	2,50	1-4	0,25	0,563
5°	2	3,92	1,50	1-2	0,06	0,303
6°	5	4,67	1,20	1-2	0,06	0,160
7°	4	7,55	2,75	1-6	2,13	0,685
8°	5	19,23	7,80	1-18	1,50	0,920
9°	2	11,76	2,00	1-3	0,24	0,498
10°	8	15,09	7,38	1-35	1,11	0,944
11°	3	6,12	1,33	1-2	0,08	0,230
12°	3	17,65	4,67	3-7	0,82	0,735
13°	2	13,33	3,00	3	0,40	0,561
14°	10	30,30	2,10	1-5	0,64	0,504
15°	8	27,59	3,50	1-7	0,97	0,685
16°	4	10,26	1,75	1-4	0,18	0,533
17°	5	12,50	3,00	1-8	0,38	0,762
18°	4	8,89	1,25	1-2	0,11	0,174

**Tabla 5.3.10.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Mastophorus muris* en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. n = número de individuos hospedadores parasitados; % = porcentaje de hospedadores parasitados; Im = intensidad media; Am = abundancia media; L = Índice de Lefkovitch.

Prevalencia

Este nematodo espirúrido se encuentra presente en todos los años de estudio. Su evolución anual no presenta un patrón aparente, siendo las prevalencias en diez de los años estudiados >10% y alcanzando su valor máximo de 30% en el 14° año PI.

Carga parasitaria

Las infrapoblaciones están formadas hasta por 35 helmintos, raramente más de diez; la abundancia media es frecuentemente >0,1 y <1, siendo su máximo de 2,13 el 7° año PI.

Agregación

Los valores de L muestran una distribución con muchas fluctuaciones, desde alta agregación (L entre 0,68 y 0,94) hasta valores que se aproximan a 0 y que reflejan una distribución al azar o de Poisson.

#### **5.4.- EVOLUCIÓN ANUAL DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS POSTINCENDIO EN FUNCIÓN DEL SEXO DEL HOSPEDADOR**

En el presente subcapítulo se estudia la evolución anual, a lo largo de los 17 años postincendio incluidos en el estudio (2° - 18° año PI), de las diez poblaciones helmintianas componentes de las zonas quemadas analizadas en función del sexo del ratón de campo, mediante el análisis de sus prevalencias (% de parasitación) y carga parasitaria (abundancia media).

El número de individuos de *A. sylvaticus* analizados según el sexo para cada año PI ha sido descrito anteriormente en el subapartado 2.4.1.1. (sexo del hospedador) correspondiente al capítulo de Material y Métodos.

Seguidamente, en las Tablas 5.4.1.1. – 5.4.10.1 se muestra la evolución de las infrapoblaciones anuales de cada una de las especies componentes de la comunidad helmintiana en función del sexo del hospedador, cuyos datos más relevantes se comentan dentro de cada uno de los apartados correspondientes.

En este subcapítulo se muestran únicamente los resultados de las dos variables dependientes consideradas, pero no se realiza ningún análisis estadístico al respecto, el cual será llevado a cabo en el capítulo seis, referente a la influencia de los factores intrínsecos y extrínsecos sobre la evolución postincendio de la comunidad helmintiana del ratón de campo, con el objetivo de ratificar estadísticamente los resultados observados sobre la influencia del factor sexo.

**5.4.1.- *Taenia parva* larvae**

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	11,11	0,11	16,67	0,25
3°	16,67	0,25	---	---
4°	3,70	0,04	2,94	0,03
5°	18,75	0,22	26,32	0,42
6°	2,74	0,03	5,88	0,06
7°	3,03	0,03	---	---
8°	---	---	---	---
9°	20,00	0,30	14,29	0,14
10°	3,23	0,03	4,55	0,05
11°	---	---	---	---
12°	---	---	---	---
13°	11,11	0,22	---	---
14°	5,56	0,06	13,33	0,20
15°	6,25	0,06	15,38	0,15
16°	4,55	0,05	5,88	0,06
17°	4,76	0,05	---	---
18°	4,17	0,04	14,29	0,19

**Tabla 5.4.1.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Taenia parva* larvae según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Sin diferencias excesivamente acentuadas, la prevalencia máxima la registran los machos del 9° año PI (20%). En los diez años en los cuales se hallaron parasitados hospedadores de ambos sexos, las hembras registran mayores valores de prevalencia de este cestodo durante ocho años.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son algo mayores en las hembras, las cuales registran el valor máximo (0,42) en el 5° año PI.

**5.4.2.- *Pseudocatenotaenia matovi***

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	11,11	0,44	8,33	0,08
3°	16,67	0,17	---	---
4°	14,81	1,30	5,88	0,06
5°	6,25	0,06	---	---
6°	2,74	0,18	11,76	0,32
7°	12,12	0,21	10,00	0,10
8°	17,65	0,76	---	---
9°	---	---	---	---
10°	19,35	0,35	4,55	0,05
11°	7,14	0,21	---	---
12°	10,00	0,20	14,29	0,29
13°	11,11	2,00	---	---
14°	11,11	0,11	---	---
15°	6,25	0,13	15,38	0,23
16°	---	---	---	---
17°	14,29	1,95	---	---
18°	---	---	9,52	0,14

**Tabla 5.4.2.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Pseudocatenotaenia matovi* según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Se observa una mayor presencia de este cestodo en machos, en 14 de los años de estudio, frente a los ocho en los que se encuentran en las hembras, incluyendo el valor máximo de prevalencia en el 8° año PI (18%). En diez de los años estudiados, las prevalencias son >10% en machos, frente a únicamente cuatro años en hembras. En los siete años en los que se hallaron hospedadores parasitados de ambos sexos, en cuatro de ellos las prevalencias son superiores en los machos.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son ligeramente superiores en los machos, los cuales registran el valor máximo (1,95) en el 17° año PI. Cabe destacar que en las hembras la abundancia media nunca es >0,5.



**5.4.3.- *Skrjabinotaenia lobata***

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	---	---	8,33	0,25
3°	25,00	1,25	14,28	0,14
4°	3,70	3,07	---	---
5°	3,13	0,03	5,26	0,05
6°	6,85	0,18	---	---
7°	27,27	1,09	25,00	0,32
8°	41,18	3,18	11,11	0,78
9°	10,00	0,60	---	---
10°	6,45	0,61	---	---
11°	3,57	0,75	19,05	0,90
12°	10,00	0,40	14,29	0,14
13°	---	---	---	---
14°	22,22	0,44	13,33	0,27
15°	37,50	1,81	7,69	0,15
16°	13,64	1,68	23,53	2,18
17°	9,52	1,14	10,53	0,21
18°	25,00	1,54	9,52	0,24

**Tabla 5.4.3.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Skrjabinotaenia lobata* según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Se observa una mayor presencia de este cestodo en los machos, encontrándose en 15 de los años estudiados frente a los doce en los que aparecen en las hembras, incluyendo el valor máximo de prevalencia en el 8° año PI (41%). En los 11 años en los cuales se hallaron parasitados hospedadores de ambos sexos, los machos registran mayores valores de prevalencia en seis de ellos.

Carga parasitaria

La abundancias medias son, en general, mayores en los machos, alcanzando su valor máximo (3,18) en el 8° año PI y siendo en las hembras puntualmente >1.

**5.4.4.- *Trichuris muris***

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	33,33	1,22	25,00	0,50
3°	33,33	1,08	14,29	0,14
4°	11,11	0,19	17,65	0,41
5°	25,00	0,59	26,32	0,42
6°	12,33	0,23	26,47	0,47
7°	27,27	0,36	15,00	0,15
8°	---	---	---	---
9°	10,00	0,10	14,29	0,14
10°	9,68	0,26	4,55	0,14
11°	17,86	0,21	14,29	0,38
12°	10,00	0,10	28,57	0,43
13°	33,33	0,89	50,00	1,17
14°	27,78	0,72	---	---
15°	43,75	1,56	61,54	1,54
16°	18,18	0,86	52,94	1,18
17°	28,57	1,10	36,84	0,89
18°	29,17	0,50	28,57	1,10

**Tabla 5.4.4.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Trichuris muris* según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Siendo su presencia similar en ambos sexos, la prevalencia máxima de este nematodo la registran las hembras en el 15° año PI (62%). En los 15 años en los que se hallaron hospedadores parasitados de ambos sexos, en nueve de ellos las prevalencias son superiores en las hembras.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son similares en ambos sexos, registrando sus máximos (1,56 los machos y 1,54 las hembras) en el mismo año PI (15°).

**5.4.5.- *Eucoleus bacillatus***

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	33,33	0,67	41,67	2,58
3°	16,67	0,25	---	---
4°	33,33	11,04	38,24	3,32
5°	15,65	0,63	15,79	0,26
6°	4,11	0,05	2,94	0,06
7°	6,06	0,21	5,00	0,05
8°	5,88	0,24	11,11	0,33
9°	---	---	14,29	0,29
10°	12,90	0,52	13,64	0,23
11°	7,14	0,21	19,05	0,71
12°	10,00	1,10	14,29	0,14
13°	11,11	0,11	66,67	16,50
14°	22,22	0,72	20,00	2,33
15°	---	---	23,08	0,85
16°	18,18	0,27	41,18	1,24
17°	19,05	0,63	15,79	0,47
18°	16,67	0,83	19,05	1,76

**Tabla 5.4.5.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Eucoleus bacillatus* según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

La presencia de este nematodo es similar en ambos sexos, registrándose la prevalencia máxima en las hembras en el 13° año PI (67%). En las hembras, las prevalencias son >10% en 14 de los años de estudio, frente a los once en los que se registra este dato para los machos. En los 14 años en los cuales se hallaron parasitados hospedadores de ambos sexos, las hembras presentan mayores prevalencias en diez de ellos.

Carga parasitaria

Las abundancias medias son generalmente mayores en las hembras, registrando su máximo (16,5) en el 13° año PI.

**5.4.6.- *Aonchotheca annulosa***

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	66,67	4,00	33,33	25,83
3°	33,33	1,92	14,29	1,57
4°	48,15	26,41	50,00	20,47
5°	21,88	1,38	21,05	3,32
6°	17,81	0,23	29,41	0,35
7°	9,09	0,15	5,00	0,05
8°	17,65	0,35	33,33	2,11
9°	10,00	2,00	28,57	1,14
10°	16,13	1,71	18,18	0,91
11°	14,29	0,89	28,57	1,24
12°	30,00	1,10	14,29	5,86
13°	22,22	1,00	50,00	16,67
14°	44,44	3,28	46,47	10,40
15°	12,50	0,63	38,46	1,00
16°	13,64	0,77	47,06	2,65
17°	9,52	0,48	10,53	2,63
18°	8,33	0,13	38,10	1,76

**Tabla 5.4.6.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Aonchotheca annulosa* según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Este nematodo está presente durante todos los años de estudio en ambos sexos, registrando su máxima prevalencia en los machos del 2° año PI (67%). Sin embargo, las prevalencias son mayores en las hembras en un mayor número de años (doce), siendo >10% en 16 de los años estudiados mientras que en los machos lo es en 14 de ellos.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son, en general, mayores en las hembras. Sin embargo, los machos registran el máximo (26,41) en el 4° año, valor muy cercano al máximo en las hembras en el 2° año PI (25,83).

**5.4.7.- *Heligmosomoides polygyrus***

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	44,44	6,11	66,67	12,67
3°	41,67	3,08	42,86	16,71
4°	14,81	0,52	14,71	0,24
5°	21,88	0,25	10,53	0,11
6°	5,48	0,07	2,94	0,03
7°	---	---	---	---
8°	---	---	---	---
9°	---	---	---	---
10°	6,45	0,19	---	---
11°	7,14	0,07	4,76	0,19
12°	20,00	0,20	14,29	0,57
13°	---	---	33,33	0,67
14°	11,11	0,11	13,33	0,13
15°	---	---	23,08	8,69
16°	18,18	0,23	17,65	0,18
17°	19,05	2,24	21,05	0,37
18°	37,50	2,58	19,05	0,90

**Tabla 5.4.7.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Heligmosomoides polygyrus* según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

La presencia de este nematodo es similar en ambos sexos, registrándose su máxima prevalencia en las hembras del 2° año PI (67%). Las prevalencias son superiores en los machos durante siete de los 11 años en los cuales se encontraron hospedadores parasitados de ambos sexos.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son mayores en las hembras durante los primeros años del estudio, registrando el máximo (16,71) en el 3° año PI y en los últimos años estudiados estos valores son superiores en los machos.

**5.4.8.- *Syphacia stroma***

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	22,22	11,55	---	---
3°	33,33	21,08	28,57	8,14
4°	48,15	58,15	41,18	71,06
5°	40,63	30,66	5,26	17,05
6°	58,90	12,44	64,71	6,18
7°	45,45	12,39	70,00	9,25
8°	64,71	60,76	44,44	1,33
9°	50,50	41,30	28,57	12,14
10°	25,81	25,03	27,27	13,18
11°	64,29	34,25	66,67	161,76
12°	90,00	56,30	42,86	7,43
13°	77,78	46,44	50,00	116,17
14°	94,44	118,22	73,33	119,47
15°	56,25	194,50	84,62	303,15
16°	72,73	48,36	41,18	40,24
17°	52,38	140,10	42,11	64,79
18°	37,50	45,08	28,57	1,48

**Tabla 5.4.8.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Syphacia stroma* según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Siendo su presencia similar en ambos sexos, la máxima prevalencia de este nematodo la registran los machos del 12° año PI (90%). Durante los 16 años en los que se hallaron parasitados hospedadores de ambos sexos, en once de ellos los valores de prevalencia son mayores en los machos.

Carga parasitaria

En general, los valores de abundancia media son mayores en los machos. Sin embargo, en las hembras se registra el valor máximo (303,15) en el 15° año PI.

**5.4.9.- *Syphacia frederici***

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	33,33	5,89	33,33	59,42
3°	16,67	3,58	---	---
4°	48,15	49,74	38,24	117,88
5°	15,63	0,94	26,32	9,00
6°	13,70	2,22	8,82	4,97
7°	18,18	15,15	5,00	0,15
8°	5,88	0,24	---	---
9°	---	---	28,57	0,57
10°	9,68	5,35	13,64	33,50
11°	14,29	17,11	19,05	31,24
12°	---	---	---	---
13°	33,33	32,67	66,67	77,83
14°	5,26	5,72	26,67	31,20
15°	31,25	99,81	30,77	153,38
16°	18,18	13,95	47,06	133,18
17°	23,81	7,00	10,53	0,89
18°	16,67	22,96	28,57	6,81

**Tabla 5.4.9.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Syphacia frederici* según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

La presencia de este nematodo es similar en ambos sexos, registrándose la máxima prevalencia en las hembras del 13° año PI (67%) y siendo estos valores superiores en las hembras, en siete de los 13 años en los que se encontraron hospedadores parasitados de ambos sexos.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son generalmente mayores en las hembras, registrando su máximo (153,38) en el 15° año PI.

**5.4.10.- *Mastophorus muris***

Año PI	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
2°	11,11	0,11	16,67	0,25
3°	---	---	14,29	0,14
4°	11,11	0,30	8,82	0,21
5°	3,13	0,03	5,26	0,11
6°	2,74	0,03	8,82	0,12
7°	9,09	0,27	5,00	0,10
8°	17,65	0,18	22,22	4,00
9°	20,00	0,40	---	---
10°	16,13	1,39	13,64	0,73
11°	7,14	0,11	4,76	0,05
12°	30,00	1,40	---	---
13°	11,11	0,33	16,67	0,50
14°	38,39	0,72	20,00	0,53
15°	25,00	1,00	30,77	0,92
16°	9,09	0,09	11,76	0,29
17°	19,05	0,33	5,26	0,42
18°	4,17	0,04	14,29	0,19

**Tabla 5.4.10.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Mastophorus muris* según el sexo del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Siendo la presencia de este nematodo similar en ambos sexos, los machos registran su valor máximo de prevalencia (38%) en el 14° año PI. Sin embargo, las hembras presentan mayores prevalencias en ocho de los 13 años en los cuales se hallaron parasitados hospedadores de ambos sexos.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son ligeramente superiores en las hembras, registrando el máximo (4,00) en el 8° año PI.



## **5.5.- EVOLUCIÓN ANUAL DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS POSTINCENDIO EN FUNCIÓN DE LA EDAD DEL HOSPEDADOR**

En este subcapítulo se estudia la evolución anual, desde el 2º año PI hasta el 18º año PI, de las diez poblaciones helmintianas componentes de las zonas postincendio analizadas en función de la edad del hospedador (juveniles, subadultos y adultos), mediante el análisis de sus prevalencias (% de parasitación) y carga parasitaria (abundancia media).

El número de individuos de ratón de campo analizados según la edad para cada uno de los años PI se ha descrito en el subapartado 2.4.1.2. (edad del hospedador) correspondiente al capítulo dos (Material y Métodos).

A continuación, para cada una de las diez especies componentes de la comunidad helmintiana se comentan, en los apartados que contienen las Tablas 5.5.1.1. – 5.5.10.1., los resultados de la evolución de las infrapoblaciones anuales en función de la edad del hospedador.

Al igual que en el anterior, en este subcapítulo se describen solamente los resultados de la prevalencia y la abundancia media de las poblaciones helmintianas, sin llevarse a cabo ningún análisis estadístico. Del mismo modo, éste será realizado en el capítulo seis, referente a la influencia de los factores intrínsecos y extrínsecos sobre la evolución postincendio de la comunidad helmintiana del ratón de campo, con el fin de comprobar estadísticamente los resultados observados sobre la influencia del factor edad.

**5.5.1.- *Taenia parva* larvae**

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	---	---	23,08	0,31	---	---
3°	---	---	---	---	33,33	0,50
4°	---	---	---	---	11,11	0,11
5°	---	---	20,59	0,24	28,57	0,50
6°	---	---	3,17	0,03	5,00	0,05
7°	---	---	2,86	0,03	---	---
8°	---	---	---	---	---	---
9°	---	---	20,00	0,20	50,00	1,00
10°	---	---	---	---	8,33	0,08
11°	---	---	---	---	---	---
12°	---	---	---	---	---	---
13°	---	---	---	---	12,50	0,25
14°	---	---	10,53	0,16	9,09	0,09
15°	---	---	8,33	0,08	16,07	0,13
16°	---	---	---	---	10,00	0,10
17°	---	---	---	---	5,56	0,06
18°	---	---	3,57	0,13	33,33	0,44

**Tabla 5.5.1.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Taenia parva* larvae según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Los valores máximos de prevalencias se registran entre la subpoblación adulta, registrándose su máximo (50%) en el 6° año PI. Además, se observa una mayor presencia de este helminto en los adultos respecto a los subadultos, estando ausente en la subpoblación juvenil. Las prevalencias son >10% entre los adultos en ocho de los años de estudio, siéndolo únicamente en cuatro años en los subadultos.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son, generalmente, mayores en los adultos, los cuales registran el valor máximo (1,00) en el 9° año PI.

5.5.2.- *Pseudocatenotaenia matovi*

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	---	---	7,69	0,08	14,29	0,57
3°	---	---	11,11	0,11	16,67	0,11
4°	---	---	3,33	0,03	27,78	2,00
5°	---	---	5,88	0,06	---	---
6°	---	---	1,59	0,02	12,50	0,58
7°	---	---	11,43	0,11	11,11	0,28
8°	---	---	9,09	0,36	14,29	0,64
9°	---	---	---	---	---	---
10°	---	---	17,39	0,35	12,50	0,17
11°	---	---	---	---	13,33	0,40
12°	---	---	7,69	0,15	25,00	0,50
13°	---	---	---	---	12,50	2,25
14°	---	---	---	---	18,18	0,18
15°	20,00	0,20	16,67	0,33	---	---
16°	---	---	---	---	---	---
17°	---	---	---	---	16,67	2,28
18°	---	---	7,14	0,11	---	---

**Tabla 5.5.2.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Pseudocatenotaenia matovi* según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Frecuentemente, se observan mayores prevalencias en los adultos, registrándose su valor máximo (25%) en el 12° año PI y siendo sus valores >10% en 12 de los años de estudio, frente a los cuatro en los que se dan estos valores en el grupo de subadultos. Cabe destacar la presencia de este parásito en hospedadores juveniles sólo en el 15° año PI.

Carga parasitaria

En general, los valores de abundancia media son superiores en los adultos, registrándose su máximo (2,28) en el 17° año PI.

**5.5.3.- *Skrjabinotaenia lobata***

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	---	---	---	---	14,29	0,43
3°	---	---	22,22	1,22	33,33	0,83
4°	---	---	---	---	5,56	4,61
5°	---	---	5,88	0,06	---	---
6°	---	---	3,17	0,05	7,50	0,25
7°	---	---	28,57	0,57	22,22	1,33
8°	---	---	9,09	0,18	50,00	4,21
9°	---	---	10,00	0,60	---	---
10°	---	---	---	---	8,33	0,79
11°	---	---	11,54	0,96	13,33	1,00
12°	---	---	15,38	0,38	---	---
13°	---	---	---	---	---	---
14°	33,33	0,33	15,79	0,26	18,18	0,55
15°	20,00	0,20	25,00	0,42	25,00	2,08
16°	---	---	23,08	1,15	20,00	2,95
17°	---	---	---	---	22,22	1,56
18°	12,50	0,25	17,86	0,86	22,22	1,78

**Tabla 5.5.3.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Skrjabinotaenia lobata* según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Los valores de prevalencias de este helminto en los adultos respecto a los subadultos son mayores prácticamente a lo largo de los años de estudio, siendo su máximo (33%) en el 3° año PI y estando presente en la subpoblación juvenil sólo durante tres años de los estudiados, aunque con prevalencias >10%.

Carga parasitaria

También las abundancias medias son, por regla general, mayores en los adultos, siendo su valor máximo (4,61) en el 4° año PI.

5.5.4.- *Trichuris muris*

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	---	---	15,38	0,15	57,14	2,14
3°	---	---	11,11	0,11	66,67	2,17
4°	---	---	10,00	0,17	33,33	0,78
5°	---	---	20,59	0,24	42,85	1,36
6°	---	---	14,29	0,21	22,50	0,50
7°	---	---	20,00	0,26	27,78	0,33
8°	---	---	---	---	---	---
9°	---	---	10,00	0,10	50,00	0,50
10°	---	---	4,35	0,09	12,50	0,38
11°	---	---	3,85	0,04	46,67	0,87
12°	---	---	15,38	0,15	25,00	0,50
13°	---	---	25,00	0,25	62,50	1,75
14°	---	---	10,53	0,11	27,27	1,00
15°	20,00	0,20	50,00	0,75	66,67	2,92
16°	---	---	23,08	0,46	50,00	1,65
17°	---	---	35,71	0,71	44,44	1,67
18°	---	---	25,00	0,25	66,67	1,78

**Tabla 5.5.4.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Trichuris muris* según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Los mayores valores de prevalencias para este parásito se observan siempre en los adultos, registrándose su máximo (67%) en el 3° y 15° año PI, siendo sus valores >10% en 16 años de estudio y en 14 años en los subadultos y estando presente solamente el 15° año PI entre la subpoblación juvenil.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son también siempre mayores en los adultos, registrando su máximo (2,92) en el 15° año PI.

**5.5.5.- *Eucoleus bacillatus***

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	100	7,00	30,77	0,54	42,86	3,29
3°	---	---	22,22	0,33	---	---
4°	---	---	36,67	1,87	61,11	19,72
5°	---	---	20,59	0,71	7,14	0,07
6°	---	---	3,17	6,35	5,00	0,05
7°	---	---	5,71	0,06	5,56	0,43
8°	---	---	18,18	0,64	---	---
9°	---	---	10,00	0,20	---	---
10°	---	---	8,70	0,17	20,83	0,71
11°	---	---	3,85	0,04	33,33	1,33
12°	---	---	7,69	0,08	25,00	2,75
13°	33,33	0,33	25,00	0,25	37,50	8,13
14°	---	---	10,53	0,58	45,45	3,36
15°	---	---	16,67	0,83	8,33	0,08
16°	---	---	15,38	0,31	45,00	1,15
17°	---	---	14,29	0,36	27,78	1,06
18°	---	---	14,29	1,07	44,44	3,00

**Tabla 5.5.5.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Eucoleus bacillatus* según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Las prevalencias de este helminto son generalmente superiores entre la subpoblación adulta, registrando su valor máximo (61%) en el 4° año PI, aunque con menor presencia anual que entre los subadultos, en los cuales se encuentra presente durante todos los años estudiados y a diferencia de los juveniles en los que sólo aparece durante dos de los años de estudio, el 2° y 13° año PI. Los valores de prevalencia son >10% entre los subadultos en 12 años, mientras que entre los adultos se alcanza este valor en diez de los años estudiados.

Carga parasitaria

También la subpoblación adulta registra, en general, mayores valores de abundancia media, siendo su máximo (19,72) en el 4° año PI.

**5.5.6.- *Aonchotheca annulosa***

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	100	15,00	46,15	3,00	42,86	41,71
3°	---	---	11,11	1,22	66,67	3,83
4°	7,69	0,08	53,33	11,37	72,22	59,28
5°	33,33	0,33	23,53	3,03	14,29	0,21
6°	---	---	14,29	0,14	35,00	0,50
7°	---	---	5,71	0,06	11,11	0,22
8°	---	---	27,27	1,91	21,43	0,29
9°	20,00	0,40	10,00	0,60	50,00	10,00
10°	---	---	13,04	0,35	25,00	2,71
11°	---	---	7,69	0,08	53,33	3,27
12°	---	---	23,08	3,92	25,00	0,25
13°	---	---	50,00	2,00	37,50	12,63
14°	---	---	36,84	3,00	72,73	14,36
15°	---	---	25,00	0,75	33,33	1,17
16°	16,67	0,17	38,46	2,23	25,00	1,60
17°	---	---	---	---	22,22	3,33
18°	12,50	0,13	21,43	0,86	33,33	1,67

**Tabla 5.5.6.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Aonchotheca annulosa* según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Los valores de prevalencia de este parásito, habitualmente, son superiores entre los adultos, siendo su máximo (72%) en el 4° año y estando presente durante todos los años de estudio. Cabe destacar su presencia en la subpoblación juvenil en seis de los años estudiados, con una prevalencia máxima de 100% el 2° año PI. Las prevalencias son >10% en 14, 17 y cinco de los años de estudio en los subadultos, adultos y juveniles respectivamente.

Carga parasitaria

Como en las especies anteriores, los valores de abundancia media son con frecuencia superiores entre la subpoblación adulta, siendo su máximo (59,28) en el 4° año PI.

**5.5.7.- *Heligmosomoides polygyrus***

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	100	1,00	46,15	7,46	71,43	15,57
3°	50,00	1,00	55,56	14,89	16,67	2,67
4°	---	---	6,67	0,10	38,89	1,06
5°	---	---	14,71	0,15	28,57	0,36
6°	---	---	1,59	0,02	10,00	0,13
7°	---	---	---	---	---	---
8°	---	---	---	---	---	---
9°	---	---	---	---	---	---
10°	---	---	4,35	0,04	4,17	0,21
11°	12,50	0,13	7,69	0,19	6,67	0,07
12°	---	---	15,38	0,38	25,00	0,25
13°	33,33	1,00	25,00	0,25	---	---
14°	---	---	10,53	0,11	18,18	0,18
15°	---	---	16,67	9,25	8,33	0,17
16°	---	---	23,08	0,31	20,00	0,20
17°	---	---	21,43	0,21	27,78	2,83
18°	25,00	1,13	32,14	2,39	22,22	0,56

**Tabla 5.5.7.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Heligmosomoides polygyrus* según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Destacando su presencia entre la subpoblación juvenil durante cinco de los años estudiados con prevalencias siempre >10% y registrando un máximo de 100% en el 2° año, los valores de prevalencia son mayores entre los adultos, siendo su valor máximo (71%) también en el 2° año PI, aunque las diferencias de estos valores varían según los años de estudio.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media presentan variaciones en función de los años, sin claras diferencias, registrando su máximo (15,57) entre la subpoblación adulta el 2° año PI.



**5.5.8.- *Syphacia stroma***

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	---	---	7,69	4,38	14,29	6,71
3°	25,00	0,25	44,44	18,44	16,67	23,83
4°	46,15	20,00	33,33	26,13	61,11	163,44
5°	33,33	18,00	47,06	18,76	42,86	43,79
6°	75,00	19,25	63,49	11,94	55,00	7,23
7°	---	---	57,14	12,29	50,00	9,11
8°	100	1,00	54,55	12,45	57,14	64,79
9°	---	---	60,00	41,70	50,00	40,50
10°	16,67	2,33	34,78	11,83	20,83	32,50
11°	37,50	74,63	69,23	36,08	73,33	188,07
12°	---	---	69,23	12,92	75,00	111,75
13°	100	129,67	75,00	29,50	50,00	113,50
14°	66,67	35,33	84,21	145,68	90,91	95,09
15°	100	416,60	75,00	245,17	50,00	169,00
16°	50,00	57,17	61,54	16,15	60,00	54,75
17°	62,50	293,63	42,86	98,71	44,00	24,56
18°	37,50	1,75	39,29	37,50	11,11	5,44

**Tabla 5.5.8.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Syphacia stroma* según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

Este helminto se encuentra presente durante todos los años de estudio entre las subpoblaciones adulta y subadulta y cabe destacar los 13 años en los que aparece entre la juvenil con una prevalencia máxima de 100% en el 8°, 13° y 15° año. Parece no seguir un patrón en función de la edad ya que las prevalencias son, en general, muy elevadas y la mayoría de los años >10% en las tres subpoblaciones.

Carga parasitaria

Los valores de abundancia media son mayores entre los adultos, aunque el valor máximo se registra entre los juveniles, registrando su máximo (416,60) el 15° año, el cual es mayor que el máximo en los subadultos (245,17) también en el 15° y que a su vez es mayor que el máximo registrado entre los adultos (188,07) en el 11° año PI.

**5.5.9.- *Syphacia frederici***

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	---	---	38,46	20,15	28,57	72,00
3°	---	---	22,22	1,48	---	---
4°	53,85	63,54	33,33	98,83	50,00	86,67
5°	---	---	23,53	5,24	14,29	1,64
6°	---	---	15,87	4,70	7,50	0,88
7°	---	---	8,57	0,40	22,22	27,17
8°	---	---	9,09	0,36	---	---
9°	40,00	0,80	---	---	---	---
10°	16,67	0,17	4,35	1,00	16,67	36,63
11°	37,50	38,25	7,69	8,96	20,00	39,73
12°	---	---	---	---	---	---
13°	---	---	50,00	105,50	62,50	42,38
14°	---	---	15,79	29,00	18,18	1,82
15°	20,00	72,00	33,33	166,17	33,33	103,08
16°	16,67	0,17	38,46	24,38	30,30	112,65
17°	12,50	1,13	14,29	1,21	22,22	7,67
18°	12,50	1,38	25,00	14,04	22,22	32,22

**Tabla 5.5.9.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Syphacia frederici* según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

A diferencia del oxiúrido anterior, está presente entre los hospedadores juveniles sólo durante ocho años del total estudiado, reflejándose una mayor presencia entre los subadultos. No sigue un claro patrón según la edad, teniendo unos valores de prevalencias medios y siendo >10% en un poco más de la mitad de los años estudiados para cada grupo de edad.

Carga parasitaria

Las abundancias medias son superiores entre la subpoblación adulta, sin embargo el valor máximo se registra entre los subadultos, siendo su máximo (166,17) el 15° año, mayor que el máximo registrado en los adultos (112,65) en el 16° año PI.

**5.5.10.- *Mastophorus muris***

Año PI	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
2°	---	---	7,69	0,22	28,57	2,29
3°	---	---	11,11	0,11	---	---
4°	---	---	6,67	0,13	22,22	0,61
5°	---	---	5,88	0,09	---	---
6°	---	---	6,35	0,06	2,50	0,05
7°	---	---	---	---	22,22	0,61
8°	---	---	5,71	0,54	21,43	1,43
9°	20,00	0,60	---	---	50,00	0,50
10°	---	---	4,35	0,17	29,17	2,29
11°	---	---	---	---	20,00	0,27
12°	---	---	15,38	0,77	25,00	1,00
13°	---	---	---	---	25,00	0,75
14°	---	---	21,05	0,42	54,55	1,18
15°	40,00	1,40	16,67	0,58	33,33	1,17
16°	16,67	0,17	---	---	15,00	0,30
17°	12,50	0,13	7,14	0,57	16,67	0,33
18°	---	---	7,14	0,11	22,22	0,22

**Tabla 5.5.10.1.-** Evolución de las infrapoblaciones anuales de *Mastophorus muris* según la edad del hospedador en los 675 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas quemadas. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

Prevalencia

La presencia de este parásito es mayor entre la subpoblación adulta, con mayores prevalencias que la subadulta y registrando su valor máximo (55%) en el 14° año PI, siendo sus valores >10% durante 14 años frente a los cuatro en los que se observan entre los otros grupos de edad. Cabe destacar que entre los juveniles sólo se encuentra presente en cuatro de los años estudiados.

Carga parasitaria

En general, los valores de abundancia media son mayores entre los hospedadores adultos, registrando su máximo (2,29) el 2° y 10° año PI.

## 5.6.- ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE LAS ZONAS TESTIMONIO EN FUNCIÓN DE LOS CICLOS BIOLÓGICOS.

En el presente subcapítulo se analiza la comunidad helmintiana del ratón de campo en las zonas testimonio mediante el cálculo de las prevalencias en función de la naturaleza de sus ciclos biológicos (Tabla 5.6.1.), considerándose los ciclos biológicos de tipo FES y No-FES y el carácter ageohelminto, pseudogeohelminto o geohelminto de los nematodos de ciclo directo.

FES	No-FES	Ageohelminfos	Pseudogeohelminfos	Geohelminfos
66,94	35,54	42,15	14,05	35,95

**Tabla 5.6.1.-** Prevalencia de helmintos FES y No-FES de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio en función de la naturaleza de su ciclo.

En cuanto a los ciclos FES y No-FES, en la Tabla 5.6.1. se observa un valor de prevalencia superior para los helmintos de ciclo FES. Su prevalencia es, generalmente, siempre menor a la hallada para estos helmintos en cada uno de los años PI estudiados (Tabla 5.1.1.).

Los nematodos de ciclo ageohelminto presentan una prevalencia mayor respecto al único de ciclo geohelminto, *H. polygyrus*, y éste, a su vez, superior a los pseudogeohelminfos. Tanto las prevalencias de los ageohelminfos como las de los pseudogeohelminfos son, en general, menores a las encontradas para estos nematodos en los años de estudio en las zonas postincendio. Cabe destacar unas prevalencias superiores entre los geohelminfos respecto los pseudogeohelminfos, al contrario a lo que ocurre durante los años PI.

## 5.7.- ANÁLISIS DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE LAS ZONAS TESTIMONIO EN FUNCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD.

A continuación, se analiza la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en las zonas testimonio, a través del cálculo de los índices de diversidad/uniformidad estudiados y de la riqueza de especies (Tabla 5.7.1.), así como mediante la representación gráfica de la frecuencia de distribución del número de especies helmintianas y la prevalencia de parasitación total (Figura 5.7.1.).

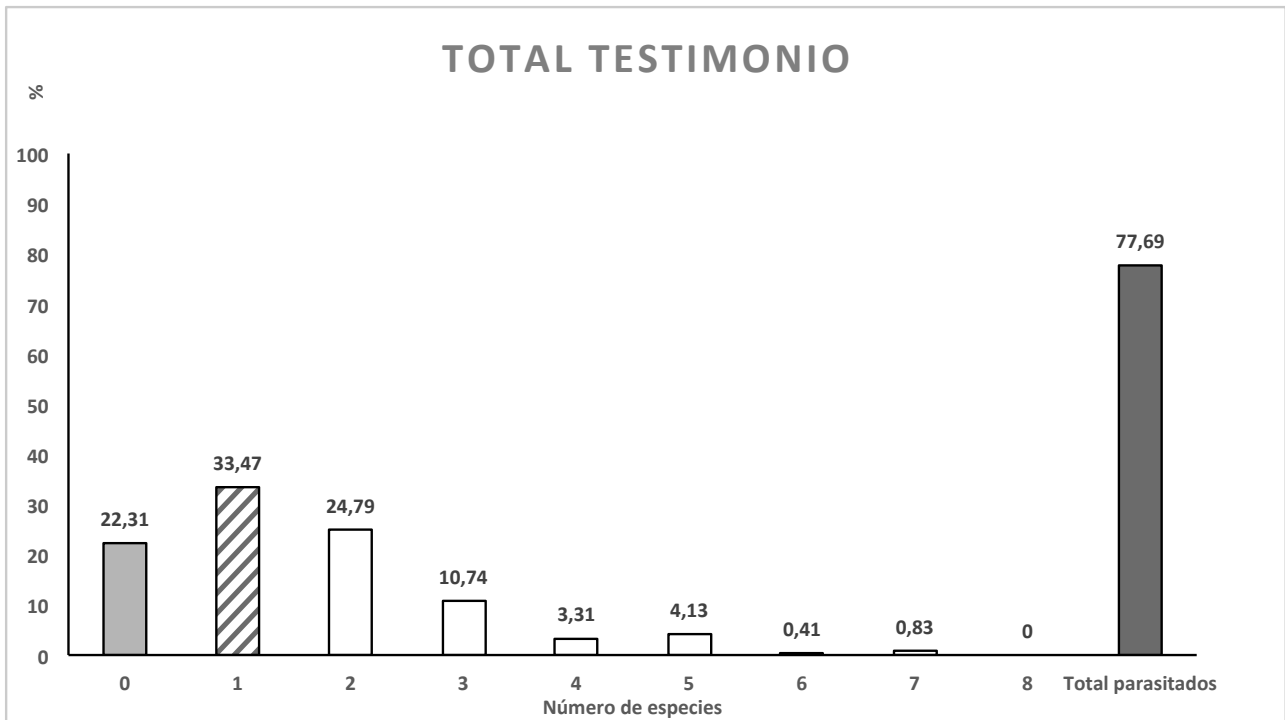
Los valores de los índices de diversidad de Simpson, Shannon y Berger-Parker son, frecuentemente, menores que los calculados en los años de estudio de las zonas postincendio. Sin embargo, destaca que estos tres índices presentan un mayor valor global en las zonas testimonio que en el 5°, 6°, 8°, 9°, 11°, 14° y 17° año PI en las zonas quemadas (Tabla 5.2.1.). Los índices de uniformidad de Shannon, Brillouin y la riqueza media de especies también son, en general, inferiores a los obtenidos en cada uno de los años PI estudiados.

I. Simpson	I. Shannon	I. Berger-Parker	U. Shannon	I. Brillouin	Rm
0,47	1,05	0,30	0,38	0,18	1,49

**Tabla 5.7.1.-** Análisis de los índices de diversidad/uniformidad y de la riqueza de especies de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio. Rm = riqueza media de especies.

En la siguiente gráfica (Figura 5.7.1.) se representa la frecuencia de distribución del número de especies en la comunidad helmintiana, así como la prevalencia de parasitación total. Su análisis refleja que las infracomunidades helmintianas más frecuentes (33%) están formadas por una sola especie, siendo menores que las halladas en ocho de los años PI. Las infracomunidades están compuestas hasta por siete especies, mientras que en las zonas postincendio están formadas hasta por ocho especies en dos años PI. La prevalencia total de parasitación

en las zonas testimonio (78%) es casi siempre inferior a las prevalencias anuales en las zonas quemadas. Solamente es superior a la prevalencia hallada en el 10º año (62%) y muy ligeramente a la del 9º año PI (76%).



**Figura 5.7.1.-** Frecuencia de distribución del número de especies y prevalencia total de la comunidad helmintiana de los 242 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* analizados en las zonas testimonio.

## 5.8.- ANÁLISIS DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS TESTIMONIO EN FUNCIÓN DEL SEXO DEL HOSPEDADOR.

En este subcapítulo se analizan las poblaciones helmintianas componentes de las zonas testimonio en función del sexo del hospedador mediante el análisis de las prevalencias (% de parasitación) y carga parasitaria (abundancia media).

En la Tabla 5.8.1. se muestra la caracterización de las infrapoblaciones determinadas por el sexo de cada una de las especies componentes.

Especies de helmintos	machos		hembras	
	%	Am	%	Am
<i>Taenia parva</i> larvae	9,23	0,17	7,14	0,15
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	10,00	0,35	8,93	0,13
<i>Skrjabinotaenia lobata</i>	2,31	0,03	6,25	0,13
<i>Trichuris muris</i>	6,15	0,19	8,03	0,01
<i>Eucoleus bacillatus</i>	10,00	0,32	5,36	0,18
<i>Aonchotheca annulosa</i>	11,54	0,27	9,82	0,94
<i>Heligmosomoides poygyrus</i>	36,15	2,7	35,71	2,16
<i>Syphacia stroma</i>	16,15	6,18	24,11	7,55
<i>Syphacia frederici</i>	29,23	44,54	25,89	10,84
<i>Mastophorus muris</i>	13,85	0,38	21,43	0,31

**Tabla 5.8.1.-** Caracterización de las infrapoblaciones de las especies helmintianas componentes según el sexo del hospedador en los 242 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas testimonio. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

### *Taenia parva* larvae

Se observa una mayor prevalencia y abundancia media en los machos, aunque sin grandes diferencias, al igual que ocurre en las zonas quemadas frecuentemente.

### *Pseudocatenotaenia matovi*

Las prevalencia y abundancia media también es superior en los machos, sobre todo la carga parasitaria y sin grandes diferencias en la prevalencia, siendo similar a lo ocurrido en los enclaves quemados.

*Skrjabinotaenia lobata*

Estos valores son claramente mayores en las hembras, al contrario de lo observado en las zonas postincendio.

*Trichuris muris*

La prevalencia es superior en las hembras y la abundancia media en los machos, de manera similar a las zonas quemadas.

*Eucoleus bacillatus*

Tanto la prevalencia como la abundancia media son mayores entre los machos, al contrario de lo que ocurre mayoritariamente en los enclaves postincendio.

*Aonchotheca annulosa*

Al igual que ocurre generalmente en las zonas postincendio, la prevalencia es superior en los machos y la abundancia media en las hembras.

*Heligmosomoides polygyrus*

Los valores de prevalencia y abundancia media son muy similares entre machos y hembras, de manera parecida a lo que ocurre en las zonas quemadas.

*Syphacia stroma*

Tanto el valor de la prevalencia como el de abundancia media son mayores entre las hembras, contrariamente a lo que ocurre en los enclaves postincendio.

*Syphacia frederici*

Al contrario que en el oxiúrido anterior, ambos valores son superiores en los machos, a diferencia de lo que ocurre en las zonas quemadas.

*Mastophorus muris*

La prevalencia es mayor en las hembras, mientras que la abundancia media es superior en los machos, resultados un tanto diferentes a los obtenidos en las zonas postincendio en las que no se registran grandes diferencias a nivel del sexo del hospedador.



## 5.9.- ANÁLISIS DE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES DE LAS ZONAS TESTIMONIO EN FUNCIÓN DE LA EDAD DEL HOSPEDADOR.

Este subcapítulo analiza las poblaciones helmintianas componentes de las zonas testimonio en función de la edad del hospedador mediante el análisis de las prevalencias (% de parasitación) y carga parasitaria (abundancia media).

La Tabla 5.9.1. refleja la caracterización de las infrapoblaciones determinadas por edad de cada una de las especies componentes.

Especies de helmintos	juveniles		subadultos		adultos	
	%	Am	%	Am	%	Am
<i>Taenia parva</i> larvae	---	---	2,61	0,01	20,73	0,44
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	---	---	7,83	0,12	17,07	0,56
<i>Skryabinotaenia lobata</i>	---	---	3,48	0,07	7,32	0,12
<i>Trichuris muris</i>	---	---	6,09	0,06	12,20	0,34
<i>Eucoleus bacillatus</i>	---	---	3,48	0,10	18,29	0,61
<i>Aonchotheca annulosa</i>	0,81	0,01	6,96	0,57	20,73	0,90
<i>Heligmosomoides poygyrus</i>	17,78	0,31	33,91	1,78	48,78	4,56
<i>Syphacia stroma</i>	17,78	7,13	22,61	5,69	17,07	8,37
<i>Syphacia frederici</i>	33,33	22,71	22,61	11,10	31,71	57,39
<i>Mastophorus muris</i>	13,33	0,18	18,26	0,37	18,29	0,40

**Tabla 5.9.1.-** Caracterización de las infrapoblaciones de las especies helmintianas componentes según la edad del hospedador en los 242 ejemplares de *Apodemus sylvaticus* procedentes de las zonas testimonio. % = porcentaje de hospedadores parasitados; Am = abundancia media.

### *Taenia parva* larvae

La prevalencia y abundancia media es mayor en la subpoblación adulta respecto a la subadulta, estando este cestodo ausente entre la juvenil, al igual que ocurre en las zonas quemadas frecuentemente.

### *Pseudocatenotaenia matovi*

Al igual que en el cestodo anterior, ambos valores son superiores entre los adultos, de forma similar a lo que ocurre en las zonas postincendio. Entre la

subpoblación juvenil tampoco se halló ningún ejemplar de este cestodo, si bien en los enclaves quemados se detectó de forma prevalente (20%) en uno de los años PI.

*Skrjabinotaenia lobata*

También la prevalencia y la abundancia media es mayor en la subpoblación adulta, al igual que ocurre en las zonas quemadas en general. Tampoco se detectó ninguno de ellos entre la subpoblación juvenil, pero sí se hallaron en tres de los años PI estudiados y siempre con una prevalencia >10%.

*Trichuris muris*

Tanto la prevalencia como la abundancia media es superior en los adultos, de manera similar a las zonas quemadas. Este nematodo no se halló entre los juveniles, en cambio, se detectó de forma prevalente (20%) en uno de los años PI de estudio.

*Eucoleus bacillatus*

Los valores de prevalencia y abundancia media son mayores entre los adultos, de forma similar a lo que ocurre en las zonas postincendio. Tampoco se detectó ningún ejemplar de este nematodo en la subpoblación juvenil, si bien en los enclaves quemados se halló de manera prevalente (33% y 100%) en dos de los años PI.

*Aonchotheca annulosa*

Al igual que ocurre generalmente en las zonas postincendio, de nuevo la prevalencia y la abundancia media es superior en la subpoblación adulta. Estos valores son ínfimos entre los hospedadores juveniles, mientras que en las zonas quemadas se detecta durante seis años con prevalencias generalmente altas pero con abundancias casi siempre muy bajas.

*Heligmosomoides polygyrus*

Los valores de prevalencia y abundancia media de este nematodo siguen el patrón habitual de la edad (adultos > subadultos > juveniles), a diferencia de lo ocurrido en los enclaves postincendio en los que no se observa un patrón claro.

*Syphacia stroma*

La prevalencia es mayor entre los subadultos, mientras que en la subpoblación juvenil es ligeramente superior a la de la adulta, siendo todos estos valores mucho menores que en las zonas quemadas. El valor de la abundancia, al igual que en las

zonas postincendio, presenta el valor superior en los adultos y los juveniles superior al de los subadultos.

*Syphacia frederici*

La subpoblación juvenil presenta el mayor valor de prevalencia, siendo la de los adultos mayor a la de los subadultos, a diferencia de las zonas postincendio en las que no sigue un patrón claro. Al igual que en el oxiúrido anterior, y de forma análoga a lo observado en las zonas quemadas, la abundancia media es superior en adultos y mayor en juveniles respecto a los subadultos.

*Mastophorus muris*

Las subpoblaciones de adultos y subadultos presentan los mismos valores de prevalencia y abundancia media, superiores a los de la juvenil. Sin embargo, en los enclaves postincendio estos valores en los adultos son generalmente mayores, y, además, durante los cuatro años en los que este nematodo está presente en la subpoblación juvenil son superiores a los de las zonas testimonio.



## CAPÍTULO SEXTO

# INFLUENCIA DE FACTORES INTRÍNSECOS Y EXTRÍNSECOS SOBRE LA EVOLUCIÓN POSTINCENDIO DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE *Apodemus sylvaticus*





## **6.- INFLUENCIA DE FACTORES INTRÍNSECOS Y EXTRÍNSECOS SOBRE LA EVOLUCIÓN POSTINCENDIO DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE *Apodemus sylvaticus***

En este capítulo se lleva a cabo el análisis estadístico de la posible influencia de factores intrínsecos y extrínsecos sobre la comunidad helmintiana del ratón de campo, considerándose las zonas postincendio y testimonio por separado.

Los factores intrínsecos y extrínsecos (variables independientes) considerados han sido: las siete variables climáticas del año de captura y del año anterior, el año y el periodo de captura como factores extrínsecos; y la densidad poblacional (% de captura, del año y del año anterior), el sexo y la edad del hospedador como factores intrínsecos.

Las variables dependientes analizadas han sido: la riqueza media de especies e índice de Brillouin, como medidas de biodiversidad, la prevalencia y abundancia media de las poblaciones helmintianas componentes y la prevalencia de los cinco tipos de ciclos biológicos considerados (FES, No-FES, ageohelminto, pseudogeohelminto y geohelminto).

### **6.1.- INFLUENCIA DE LA CLIMATOLOGÍA Y DENSIDAD POBLACIONAL DEL HOSPEDADOR SOBRE LA COMUNIDAD HELMINTIANA.**

En el presente subcapítulo se lleva a cabo el análisis de las posibles interacciones de la densidad poblacional (% de captura) y las siete variables climáticas (temperaturas mínima, media y máxima, precipitación, días de lluvia, evaporación y humedad relativa) del año de captura y del año anterior, con la riqueza media de especies, el índice de Brillouin, la prevalencia y abundancia media de las poblaciones helmintianas componentes y la prevalencia de los cinco tipos de ciclos biológicos considerados.

El estudio estadístico se ha llevado a cabo mediante el cálculo del Coeficiente de Correlación de Spearman ( $\rho$ ).

En los apartados 6.1.1. y 6.1.2. se relacionan los resultados más significativos correspondientes a las zonas postincendio y las zonas testimonio respectivamente.

### 6.1.1.- Zonas postincendio

En la Tabla 6.1.1.1. se muestran las correlaciones significativas halladas entre las características bioecológicas y de biodiversidad anual de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en las zonas postincendio con las variables climáticas y densidad poblacional durante el año de captura.

	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<b>Bioecología</b>								
FES	----	----	----	----	----	----	----	-0,539 (0,026)
No-FES	----	----	----	0,747 (0,003)	----	----	----	-0,520 (0,032)
Ageohelminos	----	----	----	----	----	0,609 (0,009)	----	----
Pseudogeohelminos	----	----	----	0,593 (0,033)	----	----	----	-0,613 (0,009)
Geohelminos	----	----	----	----	----	----	----	----
<b>Biodiversidad</b>								
Riqueza de Especies	----	----	0,500 (0,041)	0,731 (0,005)	----	----	----	-0,686 (0,002)
Índice de Brillouin	----	----	----	----	----	----	----	----

**Tabla 6.1.1.1.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman ( $\rho$ ) entre las características bioecológicas y de biodiversidad anual de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio de la captura. Se muestran únicamente los valores  $\rho$  y (p) de las correlaciones significativas.

Las correlaciones obtenidas han sido las siguientes:

- T<sup>a</sup> media, correlación positiva con la riqueza media de especies;
- T<sup>a</sup> máxima, correlación positiva con ciclos No-FES y pseudogeohelminos y la riqueza media de especies;
- Días de lluvia, correlación positiva con ciclos ageohelminos;



- Humedad relativa, correlación negativa con ciclos FES, No-FES y pseudogeohelminos y la riqueza de especies.

Destaca la ausencia de correlaciones con los ciclos geohelminos y con el índice de Brillouin.

En la Tabla 6.1.1.2. se reflejan las correlaciones significativas correspondientes a las características bioecológicas y de biodiversidad anual de la comunidad helmintiana del ratón de campo en las zonas postincendio con las variables climáticas y densidad poblacional durante el año anterior a la captura.

	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<b>Bioecología</b>								
FES	----	----	----	----	----	0,709 (0,001)	----	----
No-FES	----	----	----	----	----	----	----	----
Ageohelminos	----	----	----	----	----	0,499 (0,041)	----	----
Pseudogeohelminos	----	----	----	----	----	0,581 (0,014)	----	-0,532 (0,028)
Geohelminos	----	----	----	----	----	----	----	-0,546 (0,023)
<b>Biodiversidad</b>								
Riqueza de Especies	----	----	0,517 (0,034)	----	----	0,486 (0,048)	----	-0,547 (0,023)
Índice de Brillouin	----	----	----	----	----	----	----	----

**Tabla 6.1.1.2.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman ( $\rho$ ) entre las características bioecológicas y de biodiversidad anual de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio anterior al de la captura. Se muestran únicamente los valores  $\rho$  y (p) de las correlaciones significativas.

Las correlaciones obtenidas han sido:

- T<sup>a</sup> media, correlación positiva con la riqueza media de especies;
- Días de lluvia, correlación positiva con ciclos FES, ageohelminos y pseudogeohelminos y la riqueza media de especies;

- Humedad relativa, correlación negativa con pseudogeohelminths y geohelminths, y riqueza media de especies.

Cabe destacar la ausencia de correlaciones que afecten a los ciclos de tipo No-FES y con el índice de Brillouin.

La Tabla 6.1.1.3. muestra las correlaciones encontradas entre la prevalencia anual de las especies helmintianas componentes de *A. sylvaticus* en las zonas postincendio y las variables climáticas y densidad poblacional durante el año de captura.

Especie	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<i>T. parva</i> larvae	-0,618 (0,008)	----	----	----	----	----	----	----
<i>P. matovi</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>S. lobata</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>T. muris</i>	----	-0,555 (0,049)	----	0,670 (0,012)	----	----	0,483 (0,050)	-0,615 (0,009)
<i>E. bacillatus</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>A. annulosa</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>H. polygyrus</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>S. stroma</i>	----	----	0,483 (0,050)	----	----	0,551 (0,022)	----	----
<i>S. frederici</i>	----	----	----	----	----	----	----	-0,539 (0,026)
<i>M. muris</i>	----	----	----	----	----	----	----	----

**Tabla 6.1.1.3.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman ( $\rho$ ) entre la prevalencia anual de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio de la captura. Se muestran únicamente los valores  $\rho$  y (p) de las correlaciones significativas.

Se han obtenido las siguientes correlaciones:

- % de captura, correlación negativa con *T. parva* larvae;
- T<sup>a</sup> mínima, correlación negativa con *T. muris*;
- T<sup>a</sup> media, correlación positiva con *S. stroma*;
- T<sup>a</sup> máxima, correlación positiva con *T. muris*;

- Días de lluvia, correlación positiva con *S. stroma*;
- Evaporación, correlación positiva con *T. muris*;
- Humedad relativa, correlación negativa con *T. muris* y *S. frederici*.

Destaca la ausencia de correlaciones con las otras seis especies componentes.

En la Tabla 6.1.1.4. se muestran las correlaciones encontradas de la prevalencia anual de las especies helmintianas componentes del ratón de campo en las zonas postincendio con las variables climáticas y densidad poblacional durante el año anterior a la captura. Las correlaciones obtenidas han sido las siguientes:

- % de captura, correlación positiva con *S. stroma*;
- Días de lluvia, correlación positiva con *T. muris* y *S. stroma*;
- Evaporación, correlación positiva con *T. muris*;
- Humedad relativa, correlación negativa con *H. polygyrus*.

Cabe destacar la ausencia de correlaciones con las otras siete especies componentes.

Especie	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<i>T. parva</i> larvae	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>P. matovi</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>S. lobata</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>T. muris</i>	-----	-----	-----	-----	-----	0,623 (0,008)	0,505 (0,039)	-----
<i>E. bacillatus</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>A. annulosa</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>H. polygyrus</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-0,546 (0,023)
<i>S. stroma</i>	0,635 (0,008)	-----	-----	-----	-----	0,508 (0,037)	-----	-----
<i>S. frederici</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>M. muris</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

**Tabla 6.1.1.4.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman (rho) entre la prevalencia anual de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio anterior al de la captura. Se muestran únicamente los valores rho y (p) de las correlaciones significativas.

Las correlaciones halladas entre la abundancia media anual de las especies helmintianas componentes de *A. sylvaticus* en las zonas postincendio y las variables climáticas y densidad poblacional durante el año de captura, se reflejan en la Tabla 6.1.1.5., obteniéndose las siguientes:

- T<sup>a</sup> media, correlación positiva con *S. stroma*;
- T<sup>a</sup> máxima, correlación positiva con *T. muris* y *S. stroma*;
- Días de lluvia, correlación positiva con *E. bacillatus* y *S. stroma*;
- Evaporación, correlación positiva con *T. muris* y *S. stroma*;
- Humedad relativa, correlación negativa con *T. muris*, *S. stroma* y *S. frederici*.

Es de destacar la ausencia de correlaciones en seis de las especies componentes.

Especie	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<i>T. parva</i> larvae	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>P. matovi</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>S. lobata</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>T. muris</i>	----	----	----	0,635 (0,020)	----	----	0,491 (0,045)	-0,690 (0,002)
<i>E. bacillatus</i>	----	----	----	----	----	0,554 (0,021)	----	----
<i>A. annulosa</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>H. polygyrus</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>S. stroma</i>	----	----	0,502 (0,040)	0,571 (0,041)	----	0,511 (0,036)	0,549 (0,022)	-0,527 (0,030)
<i>S. frederici</i>	----	----	----	----	----	----	----	-0,529 (0,029)
<i>M. muris</i>	----	----	----	----	----	----	----	----

**Tabla 6.1.1.5.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman (rho) entre la abundancia media anual de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio de la captura. Se muestran únicamente los valores rho y (p) de las correlaciones significativas.

La Tabla 6.1.1.6. muestra las correlaciones de la abundancia anual de las especies helmintianas componentes del ratón de campo en las zonas quemadas con las variables climáticas y densidad poblacional durante el año anterior al de captura. Las especies que han presentado correlaciones significativas son:

- T<sup>a</sup> máxima, correlación positiva con *T. muris*;
- Días de lluvia, correlación positiva con *T. muris*;
- Humedad relativa, correlación negativa con *T. muris* y *H. polygyrus*.

Destaca la ausencia de correlaciones con las otras ocho especies componentes de la comunidad helmintiana.

Especie	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<i>T. parva</i> larvae	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>P. matovi</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>S. lobata</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>T. muris</i>	----	----	----	0,580 (0,038)	----	0,561 (0,019)	----	-0,563 (0,019)
<i>E. bacillatus</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>A. annulosa</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>H. polygyrus</i>	----	----	----	----	----	----	----	-0,604 (0,010)
<i>S. stroma</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>S. frederici</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>M. muris</i>	----	----	----	----	----	----	----	----

**Tabla 6.1.1.6.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman ( $\rho$ ) entre la abundancia media anual de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio anterior al de la captura. Se muestran únicamente los valores  $\rho$  y (p) de las correlaciones significativas.

### 6.1.2.- Zonas testimonio

En la siguiente Tabla 6.1.2.1. se muestran las correlaciones halladas entre las características bioecológicas y de biodiversidad anual de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en las zonas testimonio, con las variables climáticas y densidad poblacional durante el año de captura.

	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<b>Bioecología</b>								
FES	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
No-FES	-0,579 (0,015)	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Ageohelminfos	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Pseudogeohelminfos	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Geohelminfos	-----	-0,661 (0,014)	-----	0,602 (0,029)	-----	-----	-----	-0,527 (0,030)
<b>Biodiversidad</b>								
Riqueza de Especies	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Índice de Brillouin	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

**Tabla 6.1.2.1.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman ( $\rho$ ) entre las características bioecológicas y de biodiversidad anual de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio de la captura. Se muestran únicamente los valores  $\rho$  y (p) de las correlaciones significativas.

Las correlaciones obtenidas han sido las siguientes:

- % de captura, correlación negativa con los ciclos No-FES;
- T<sup>a</sup> mínima, correlación negativa con ciclos geohelminfos;
- T<sup>a</sup> máxima, correlación positiva con ciclos geohelminfos;
- Humedad relativa, correlación negativa con ciclos geohelminfos.

Cabe destacar la ausencia de correlaciones significativas con los ciclos FES, ageohelminfo y pseudogeohelminfo, y con las medidas de biodiversidad helmintiana.

En la Tabla 6.1.2.2. se reflejan las correlaciones significativas correspondientes a las características bioecológicas y de biodiversidad anual de la comunidad helmintiana del ratón de campo en las zonas testimonio, con las variables climáticas y densidad poblacional durante el año anterior a la captura.

	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<b>Bioecología</b>								
FES	-----	-0,564 (0,045)	-----	-----	-----	-----	-----	-----
No-FES	-0,626 (0,009)	-----	-----	-----	-0,691 (0,002)	-----	-----	-----
Ageohelminos	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Pseudogeohelminos	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Geohelminos	-----	-0,805 (0,001)	-----	-----	-----	-----	-----	-0,636 (0,006)
<b>Biodiversidad</b>								
Riqueza de Especies	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Índice de Brillouin	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

**Tabla 6.1.2.2.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman ( $\rho$ ) entre las características bioecológicas y de biodiversidad anual de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio anterior al de la captura. Se muestran únicamente los valores  $\rho$  y (p) de las correlaciones significativas.

Las correlaciones obtenidas han sido:

- % de captura, correlación negativa con ciclos No-FES;
- T<sup>a</sup> mínima, correlación negativa con ciclos FES y geohelminos;
- Precipitación, correlación negativa con ciclos No-FES;
- Humedad relativa, correlación negativa con ciclos geohelminos.

Es de destacar que todas las correlaciones halladas son negativas, así como la ausencia de correlaciones que afecten a los ciclos de tipo ageohelminto y pseudogeohelminto, y al igual que en el caso anterior, a la riqueza media de especies y al índice de Brillouin.

La Tabla 6.1.2.3. muestra las correlaciones encontradas entre la prevalencia anual de las especies helmintianas componentes de *A. sylvaticus* en las zonas testimonio y las variables climáticas y densidad poblacional durante el año de captura.

Especie	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<i>T. parva</i> larvae	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	0,495 (0,043)
<i>P. matovi</i>	-----	-----	-----	-----	-----	0,524 (0,031)	-----	-----
<i>S. lobata</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>T. muris</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>E. bacillatus</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>A. annulosa</i>	-----	-----	-----	-----	-----	0,510 (0,036)	-----	-----
<i>H. polygyrus</i>	-----	-0,661 (0,014)	-----	0,602 (0,029)	-----	-----	-----	-0,527 (0,030)
<i>S. stroma</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>S. frederici</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>M. muris</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

**Tabla 6.1.2.3.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman (rho) entre la prevalencia anual de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio de la captura. Se muestran únicamente los valores rho y (p) de las correlaciones significativas.

Se han obtenido las siguientes correlaciones:

- T<sup>a</sup> mínima, correlación negativa con *H. polygyrus*;
- T<sup>a</sup> máxima, correlación positiva con *H. polygyrus*;
- Días de lluvia, correlación positiva con *P. matovi* y *A. annulosa*;
- Humedad relativa, correlación positiva con *T. parva* larvae y negativa con *H. polygyrus*.

Cabe destacar la ausencia de correlaciones en las otras seis especies componentes de la comunidad helmintiana.



En la Tabla 6.1.2.4. se reflejan las correlaciones encontradas de la prevalencia anual de las especies helmintianas componentes del ratón de campo en las zonas testimonio con las variables climáticas y densidad poblacional durante el año anterior a la captura. Las correlaciones halladas han sido las siguientes:

- % de captura, correlación negativa con *A. annulosa*;
- T<sup>a</sup> mínima, correlación negativa con *H. polygyrus*;
- T<sup>a</sup> media, correlación negativa con *P. matovi* y *M. muris*;
- T<sup>a</sup> máxima, correlación negativa con *P. matovi*;
- Precipitación, correlación negativa con *P. matovi*;
- Días de lluvia, correlación positiva con *S. stroma*;
- Evaporación, correlación negativa con *P. matovi*;
- Humedad relativa, correlación negativa con *H. polygyrus*.

Destacan cinco de las especies componentes, las cuales no presentan correlaciones.

Especie	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<i>T. parva</i> larvae	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>P. matovi</i>	-----	-----	-0,495 (0,043)	-0,718 (0,006)	-0,612 (0,009)	-----	-0,549 (0,023)	-----
<i>S. lobata</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>T. muris</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>E. bacillatus</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>A. annulosa</i>	-0,699 (0,003)	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>H. polygyrus</i>	-----	-0,805 (0,001)	-----	-----	-----	-----	-----	-0,636 (0,006)
<i>S. stroma</i>	-----	-----	-----	-----	-----	0,661 (0,004)	-----	-----
<i>S. frederici</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>M. muris</i>	-----	-----	-0,550 (0,022)	-----	-----	-----	-----	-----

**Tabla 6.1.2.4.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman (rho) entre la prevalencia anual de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio anterior al de la captura. Se muestran únicamente los valores rho y (p) de las correlaciones significativas.

Las correlaciones halladas entre la abundancia media anual de las especies helmintianas componentes de *A. sylvaticus* en las zonas testimonio y las variables climáticas y densidad poblacional durante el año de captura, se muestran en la Tabla 6.1.2.5., obteniéndose las siguientes:

- T<sup>a</sup> máxima, correlación negativa con *A. annulosa*;
- Precipitación, correlación negativa con *M. muris*;
- Días de lluvia, correlación positiva con *P. matovi* y *A. annulosa*;
- Evaporación, correlación negativa con *E. bacillatus*.

Es de destacar la ausencia de correlaciones en seis de las especies componentes.

Especie	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<i>T. parva</i> larvae	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>P. matovi</i>	----	----	----	----	----	0,661 (0,004)	----	----
<i>S. lobata</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>T. muris</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>E. bacillatus</i>	----	----	----	----	----	----	-0,514 (0,035)	----
<i>A. annulosa</i>	----	----	----	-0,560 (0,047)	----	0,623 (0,008)	----	----
<i>H. polygyrus</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>S. stroma</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>S. frederici</i>	----	----	----	----	----	----	----	----
<i>M. muris</i>	----	----	----	----	-0,520 (0,032)	----	----	----

**Tabla 6.1.2.5.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman (rho) entre la abundancia media anual de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio de la captura. Se muestran únicamente los valores rho y (p) de las correlaciones significativas.

La Tabla 6.1.2.6. refleja las correlaciones de la abundancia anual de las especies helmintianas componentes del ratón de campo en las zonas testimonio, con las variables climáticas y densidad poblacional durante el año anterior al de captura. Las correlaciones halladas han sido:

- % de captura, correlación negativa con *P. matovi* y *A. annulosa*;
- T<sup>a</sup> mínima, correlación negativa con *H. polygyrus*;
- T<sup>a</sup> máxima, correlación negativa con *P. matovi*;
- Precipitación, correlación negativa con *P. matovi*;
- Días de lluvia, correlación positiva con *S. stroma*;
- Evaporación, correlación negativa con *P. matovi*;
- Humedad relativa, correlación negativa con *H. polygyrus*.

Destacan seis de las especies componentes, en las cuales no se observa ninguna correlación.

Especie	% captura	T <sup>a</sup> mín	T <sup>a</sup> media	T <sup>a</sup> máx	Precip.	Días lluvia	Evap.	Hum. relativa
<i>T. parva</i> larvae	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>P. matovi</i>	-0,553 (0,026)	-----	-----	-0,667 (0,013)	-0,533 (0,027)	-----	-0,488 (0,047)	-----
<i>S. lobata</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>T. muris</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>E. bacillatus</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>A. annulosa</i>	-0,581 (0,018)	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>H. polygyrus</i>	-----	-0,778 (0,002)	-----	-----	-----	-----	-----	-0,524 (0,031)
<i>S. stroma</i>	-----	-----	-----	-----	-----	0,599 (0,011)	-----	-----
<i>S. frederici</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>M. muris</i>	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

**Tabla 6.1.2.6.-** Valores del Coeficiente de Correlación de Spearman (rho) entre la abundancia media anual de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio y el porcentaje de captura del ratón de campo y la climatología del enclave durante el año postincendio anterior al de la captura. Se muestran únicamente los valores rho y (p) de las correlaciones significativas.

## **6.2.- INFLUENCIA DEL TIPO DE ENCLAVE, EL AÑO Y EL PERIODO DE CAPTURA, LA EDAD Y EL SEXO DEL HOSPEDADOR SOBRE LA BIOECOLOGÍA Y LA BIODIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD HELMINTIANA.**

En este subcapítulo se analizan las posibles interacciones del tipo de enclave (zonas postincendio y zonas testimonio), el año y el periodo de captura, la edad y el sexo de *A. sylvaticus*, sobre la bioecología y la biodiversidad de la comunidad helmintiana del ratón de campo. El estudio se realiza mediante el análisis por separado para las variables dependientes expresadas en prevalencias (tipos de ciclo biológico) y las expresadas en abundancias (riqueza media de especies e índice de Brillouin).

### **6.2.1.- Análisis de las prevalencias**

El estudio estadístico se ha llevado a cabo mediante el cálculo de Regresiones Logísticas Binarias, teniendo en cuenta el tipo de enclave por separado.

En la Tabla 6.2.1.1. se muestran los modelos estadísticamente significativos hallados en las zonas postincendio. Las interacciones halladas en los diferentes modelos han sido:

- Año PI con ciclos de tipo geohelminto;
- Periodo PI con ciclos de tipo FES, No-FES, ageohelminto y pseudogeohelminto;
- Edad con ciclos de tipo No-FES, pseudogeohelminto y geohelminto.

Destaca la no inclusión del factor sexo en ninguno de los modelos hallados.

Bioecología	Variables independientes	$\chi^2$	gl	p	R <sup>2</sup> de Nagelkerke
FES	Periodo PI	101,502	34	0,0001	0,221
No-FES	Periodo PI / Edad	168,832	36	0,0001	0,295
Ageohelminfos	Periodo PI	133,381	34	0,0001	0,248
Pseudogeohelminfos	Periodo PI / Edad	205,873	36	0,0001	0,360
Geohelminfos	Año PI / Edad	94,549	18	0,0001	0,243

**Tabla 6.2.1.1.-** Regresión Logística Binaria entre las prevalencias de los ciclos biológicos de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el año y periodo de captura, la edad y el sexo del ratón de campo. Se muestran únicamente las variables incluidas en los modelos significativos. gl = grados de libertad.

En las zonas testimonio, como se refleja en la Tabla 6.2.1.2., se observan las siguientes interacciones:

- Año PI con ciclos de tipo FES, pseudogeohelminto y geohelminto;
- Periodo PI con ciclos de tipo No-FES y ageohelminto;
- Edad con ciclos de tipo No-FES, pseudogeohelminto y geohelminto.

De nuevo destaca la ausencia de interacción del factor sexo.

Bioecología	Variables independientes	$\chi^2$	gl	p	R <sup>2</sup> de Nagelkerke
FES	Año postincendio	58,879	16	0,0001	0,300
No-FES	Periodo postincendio / Edad	87,933	35	0,0001	0,419
Ageohelminfos	Periodo postincendio	86,277	33	0,0001	0,403
Pseudogeohelminfos	Año postincendio / Edad	85,551	18	0,0001	0,460
Geohelminfos	Año postincendio / Edad	115,967	18	0,0001	0,522

**Tabla 6.2.1.2.-** Regresión Logística Binaria entre las prevalencias de los ciclos biológicos de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio y el año y periodo de captura, la edad y el sexo del ratón de campo. Se muestran únicamente las variables incluidas en los modelos significativos. gl = grados de libertad.

Las diferencias entre el tipo de enclave muestran la mayor influencia del periodo PI en las zonas postincendio.

### 6.2.2.- Análisis de las abundancias

Mediante un Análisis de Varianza (ANOVA) se ha realizado el estudio estadístico y, al igual que en el apartado anterior, teniendo en cuenta el tipo de enclave por separado.

La Tabla 6.2.2.1. muestra los resultados estadísticamente significativos obtenidos en las zonas postincendio.

<b>Biodiversidad</b>	<b>Variables independientes</b>	<b>F</b>	<b>gl</b>	<b>p</b>
<b>Riqueza de Especies</b>	Año postincendio	5,060	16	0,0001
	Edad	23,705	2	0,0001
	Periodo postincendio	2,805	30	0,0001
	Año postincendio/Sexo	1,687	16	0,046
	Periodo postincendio/Sexo	2,290	22	0,001
	Periodo postincendio/Edad	1,507	31	0,0421
<b>Índice de Brillouin</b>	Año postincendio	1,749	16	0,035
	Edad	12,972	2	0,0001
	Periodo postincendio	2,082	30	0,001
	Periodo postincendio/Sexo	1,575	22	0,048

**Tabla 6.2.2.1.-** Anova entre biodiversidad anual de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio, expresada mediante la riqueza de especies y el índice de Brillouin, y el año y periodo de captura, la edad y el sexo del ratón de campo. Se muestran únicamente las variables incluidas en los modelos significativos. gl = grados de libertad.

Las interacciones halladas han sido:

- Año PI, Periodo PI y Edad, todas ellas por separado, con la riqueza de especies y el índice de Brillouin;
- Año PI/Sexo con la riqueza de especies;
- Periodo PI/Sexo con la riqueza de especies y el índice de Brillouin;
- Periodo PI/Edad con la riqueza de especies.

De nuevo destaca la ausencia de interacciones del factor sexo del hospedador de forma aislada.

En la Tabla 6.2.2.2. se reflejan los resultados estadísticamente significativos hallados en las zonas testimonio.

<b>Biodiversidad</b>	<b>VARIABLES INDEPENDIENTES</b>	<b>F</b>	<b>gl</b>	<b>p</b>
<b>Riqueza de Especies</b>	Año postincendio	2,924	16	0,0001
	Edad	6,791	2	0,002
<b>Índice de Brillouin</b>	Año postincendio	2,449	16	0,003
	Edad	8,507	2	0,0001
	Periodo postincendio	1,873	25	0,014
	Sexo/Edad	3,390	2	0,037
	Periodo postincendio/Edad	4,625	2	0,012
	Año postincendio/Sexo/Edad	2,879	3	0,039

**Tabla 6.2.2.2.-** Anova entre biodiversidad anual de la comunidad helmintiana de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio, expresada mediante la riqueza de especies y el índice de Brillouin, y el año y periodo de captura, la edad y el sexo del ratón de campo. Se muestran únicamente las variables incluidas en los modelos significativos. gl = grados de libertad.

Se han obtenido las siguientes interacciones:

- Año PI con la riqueza de especies y el índice de Brillouin;
- Periodo PI con el índice de Brillouin;
- Edad con la riqueza de especies y el índice de Brillouin;
- Sexo/Edad con el índice de Brillouin;
- Periodo PI/Edad con el índice de Brillouin;
- Año PI/Sexo/Edad con el índice Brillouin.

Destaca tanto la ausencia de nuevo de interacciones del factor sexo del hospedador de forma aislada, como la interacción de tres factores de forma conjunta.

La influencia del factor tipo de enclave muestra que la riqueza de especies en la zona potincendio tiene una mayor influencia del periodo PI, mientras que las interacciones con el índice de Brillouin, si bien son diferentes en ambos enclaves, los factores son prácticamente los mismos en ambas zonas.

### **6.3.- INFLUENCIA DEL TIPO DE ENCLAVE, EL AÑO Y EL PERIODO DE CAPTURA, LA EDAD Y EL SEXO DEL HOSPEDADOR SOBRE LAS POBLACIONES HELMINTIANAS COMPONENTES.**

En este subcapítulo se lleva a cabo el análisis de las posibles interacciones del tipo de enclave (zonas postincendio y zonas testimonio), el año y el periodo de captura, la edad y el sexo del ratón de campo, sobre las prevalencias y abundancias medias de las poblaciones helmintianas de *A. sylvaticus*.

#### **6.3.1.- Análisis de las prevalencias**

El análisis estadístico se ha realizado a través del cálculo de Regresiones Logísticas Binarias, considerando el tipo de enclave por separado.

La Tabla 6.3.1.1. muestra los modelos estadísticamente significativos obtenidos en las zonas postincendio. Las interacciones halladas en los diferentes modelos han sido:

- Año PI con *S. lobata* y *H. polygyrus*;
- Periodo PI con *T. parva* larvae, *T. muris*, *E. bacillatus*, *A. annulosa*, *S. stroma*, *S. frederici* y *M. muris*;
- Edad con *P. matovi*, *S. lobata*, *T. muris*, *H. polygyrus* y *M. muris*.

Cabe destacar la no influencia del factor sexo sobre ninguna de las poblaciones helmintianas componentes.



Especie	Variables independientes	$\chi^2$	gl	p	R <sup>2</sup> de Nagelkerke
<i>T. parva</i> larvae	Periodo postincendio	61,766	34	0,002	0,235
<i>P. matovi</i>	Edad	15,651	2	0,0001	0,056
<i>S. lobata</i>	Año postincendio / Edad	62,356	18	0,0001	0,174
<i>T. muris</i>	Periodo postincendio / Edad	163,420	36	0,0001	0,332
<i>E. bacillatus</i>	Periodo postincendio	100,777	34	0,0001	0,239
<i>A. annulosa</i>	Periodo postincendio	83,284	34	0,0001	0,172
<i>H. polygyrus</i>	Año postincendio / Edad	94,549	18	0,0001	0,243
<i>S. stroma</i>	Periodo postincendio	152,970	34	0,0001	0,270
<i>S. frederici</i>	Periodo postincendio	99,826	34	0,0001	0,219
<i>M. muris</i>	Periodo postincendio / Edad	77,027	36	0,0001	0,215

**Tabla 6.3.1.1.-** Regresión Logística Binaria entre las prevalencias de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el año y periodo de captura, y la edad y el sexo del ratón de campo. Se muestran únicamente las variables incluidas en los modelos significativos. gl = grados de libertad.

En la Tabla 6.3.1.2. se reflejan los modelos estadísticamente significativos hallados en las zonas testimonio.

Especie	Variables independientes	$\chi^2$	gl	p	R <sup>2</sup> de Nagelkerke
<i>T. parva</i> larvae	Periodo postincendio / Edad	79,088	35	0,0001	0,641
<i>P. matovi</i>	Edad	14,073	2	0,001	0,121
<i>S. lobata</i>	-----	-----	---	-----	-----
<i>T. muris</i>	Edad	9,636	2	0,008	0,098
<i>E. bacillatus</i>	Año postincendio / Edad	50,773	18	0,0001	0,447
<i>A. annulosa</i>	Edad	13,834	2	0,001	0,112
<i>H. polygyrus</i>	Año postincendio / Edad	115,967	18	0,0001	0,522
<i>S. stroma</i>	Periodo postincendio	72,378	33	0,0001	0,410
<i>S. frederici</i>	Periodo postincendio	81,281	33	0,0001	0,412
<i>M. muris</i>	Periodo postincendio	64,191	33	0,001	0,387

**Tabla 6.3.1.2.-** Regresión Logística Binaria entre las prevalencias de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio y el año y periodo de captura, y la edad y el sexo del ratón de campo. Se muestran únicamente las variables incluidas en los modelos significativos. gl = grados de libertad.

Se observan las siguientes interacciones:

- Año PI con *E. bacillatus*;
- Periodo PI con *T. parva* larvae, *H. polygyrus*, *S. stroma*, *S. frederici* y *M. muris*;
- Edad con *T. parva* larvae, *T. muris*, *E. bacillatus*, *A. annulosa* y *H. polygyrus*.

Destaca, por una parte, la ausencia de nuevo de influencia del factor sexo, así como la ausencia de interacciones con las poblaciones de *P. matovi* y *S. lobata*.

La comparativa entre ambos tipos de enclave muestra una mayor influencia del periodo PI en las zonas postincendio, en las cuales *S. lobata* sí se ve influenciada por varios de los factores estudiados.

### 6.3.2.- Análisis de las abundancias

El estudio estadístico se ha llevado a cabo mediante el Análisis de Varianza (ANOVA), teniendo en cuenta el tipo de enclave por separado.

En las Tablas 6.3.2.1.a - b se muestran las interacciones estadísticamente significativas halladas en las zonas postincendio. Las interacciones encontradas han sido:

- Año y Periodo PI con *T. parva* larvae, *T. muris*, *E. bacillatus*, *A. annulosa*, *H. polygyrus*, *S. stroma*, *S. frederici* y *M. muris*;
- Sexo con *P. matovi*;
- Edad con *T. parva* larvae, *P. matovi*, *S. lobata*, *T. muris*, *E. bacillatus*, *A. annulosa*, *H. polygyrus* y *M. muris*;
- Año PI/Sexo con *A. annulosa*;
- Año PI/Edad con *T. parva* larvae, *E. bacillatus*, *A. annulosa* y *H. polygyrus*;
- Periodo PI/Sexo con *T. parva* larvae, *P. matovi*, *E. bacillatus*, *A. annulosa* y *H. polygyrus*;
- Periodo PI/Edad con *T. parva* larvae, *S. lobata*, *T. muris*, *E. bacillatus*, *A. annulosa*, *H. polygyrus* y *M. muris*;
- Sexo/Edad con *T. parva* larvae;
- Año PI/Sexo/Edad con *T. parva* larvae.

Destaca la detección de la interacción del factor sexo por primera vez, así como la detección de tres factores conjuntamente.

<b>Especie</b>	<b>Variables independientes</b>	<b>F</b>	<b>gl</b>	<b>p</b>
<i>T. parva</i> larvae	Año postincendio	2,998	16	0,0001
	Edad	9,138	2	0,0001
	Periodo postincendio	2,330	30	0,0001
	Año postincendio/Edad	2,755	30	0,0001
	Sexo/Edad	5,565	2	0,004
	Periodo postincendio/Sexo	1,918	22	0,008
	Periodo postincendio/Edad	2,285	31	0,0001
	Año postincendio/Sexo/Edad	1,673	24	0,025
<i>P. matovi</i>	Sexo	10,908	1	0,001
	Edad	4,071	2	0,018
	Periodo postincendio/Sexo	1,910	22	0,008
<i>S. lobata</i>	Edad	4,509	2	0,011
	Periodo postincendio/Edad	1,523	31	0,038
<i>T. muris</i>	Año postincendio	1,823	16	0,026
	Edad	13,368	2	0,0001
	Periodo postincendio	1,685	30	0,014
	Periodo postincendio/Edad	1,614	31	0,021
<i>E. bacillatus</i>	Año postincendio	2,718	16	0,0001
	Edad	3,632	2	0,027
	Periodo postincendio	2,377	30	0,0001
	Año postincendio/Edad	2,485	30	0,0001
	Periodo postincendio/Sexo	1,985	22	0,005
	Periodo postincendio/Edad	1,574	31	0,027

**Tabla 6.3.2.1.a-** Anova entre las abundancias medias de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el año y estación de captura, la edad y el sexo del ratón de campo. Se muestran únicamente las variables incluidas en los modelos significativos. gl = grados de libertad.

Especie	Variables independientes	F	gl	p
<i>A. annulosa</i>	Año postincendio	5,069	16	0,0001
	Edad	11,567	2	0,0001
	Periodo postincendio	2,253	30	0,0001
	Año postincendio/Edad	3,738	30	0,0001
	Periodo postincendio/Sexo	1,683	22	0,028
	Periodo postincendio/Edad	1,484	31	0,047
<i>H. polygyrus</i>	Año postincendio	8,752	16	0,0001
	Edad	10,621	2	0,0001
	Periodo postincendio	3,187	30	0,0001
	Año postincendio/Sexo	2,586	16	0,001
	Año postincendio/Edad	2,192	30	0,0001
	Periodo postincendio/Sexo	2,414	22	0,0001
	Periodo postincendio /Edad	2,500	31	0,0001
<i>S. stroma</i>	Año postincendio	2,942	16	0,0001
	Periodo postincendio	1,774	30	0,008
<i>S. frederici</i>	Año postincendio	2,449	16	0,001
	Periodo postincendio	1,571	30	0,030
<i>M. muris</i>	Año postincendio	1,823	16	0,026
	Edad	13,368	2	0,0001
	Periodo postincendio	1,685	30	0,014
	Periodo postincendio/Edad	1,614	31	0,021

**Tabla 6.3.2.1.b-** Anova entre las abundancias medias de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas postincendio y el año y estación de captura, la edad y el sexo del ratón de campo. Se muestran únicamente las variables incluidas en los modelos significativos. gl = grados de libertad.

La Tabla 6.3.2.2. refleja los resultados estadísticamente significativos obtenidos en las zonas testimonio.

Especie	VARIABLES independientes	F	gl	p
<i>T. parva</i> larvae	Año postincendio	2,049	16	0,015
	Periodo postincendio	2,610	25	0,0001
	Año postincendio/Edad	3,241	24	0,0001
	Periodo postincendio/Edad	3,280	2	0,041
	Año postincendio/Sexo/Edad	3,920	3	0,010
<i>P. matovi</i>	Periodo postincendio	2,379	25	0,001
	Año postincendio/Sexo	2,782	14	0,001
	Periodo postincendio/Edad	3,355	2	0,038
<i>S. lobata</i>	Año postincendio/Sexo	4,154	14	0,0001
	Año postincendio/Edad	2,946	24	0,0001
<i>T. muris</i>	Periodo postincendio	1,901	25	0,012
	Periodo postincendio/Edad	3,918	2	0,023
	Año postincendio/Sexo/Edad	2,883	3	0,039
<i>E. bacillatus</i>	Edad	14,494	2	0,0001
	Periodo postincendio	3,346	25	0,0001
	Año postincendio/Edad	3,299	24	0,0001
<i>A. annulosa</i>	Edad	6,297	2	0,003
	Periodo postincendio	1,643	25	0,041
	Año postincendio/Edad	1,913	24	0,012
<i>H. polygyrus</i>	Año postincendio	6,542	16	0,0001
	Edad	12,051	2	0,0001
	Periodo postincendio	2,494	25	0,001
	Año postincendio/Edad	2,595	24	0,0001
	Sexo/Edad	4,219	2	0,017
	Año postincendio/Sexo/Edad	3,355	3	0,021
<i>S. stroma</i>	Periodo postincendio/Edad	3,206	2	0,044
<i>S. frederici</i>	-----	-----	---	-----
<i>M. muris</i>	-----	-----	---	-----

**Tabla 6.3.2.2.-** Anova entre las abundancias medias de las especies helmintianas componentes de *Apodemus sylvaticus* en las zonas testimonio y el año y estación de captura, la edad y el sexo del ratón de campo. Se muestran únicamente las variables incluidas en los modelos significativos. gl = grados de libertad.

Se han obtenido las siguientes interacciones:

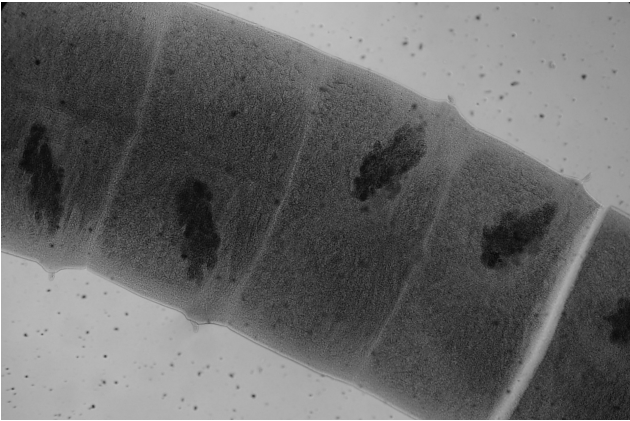
- Año PI con *T. parva* larvae y *H. polygyrus*;
- Periodo PI con *T. parva* larvae, *P. matovi*, *T. muris*, *E. bacillatus*, *A. annulosa* y *H. polygyrus*;
- Edad con *E. bacillatus*, *A. annulosa* y *H. polygyrus*;
- Año PI/Sexo con *P. matovi* y *S. lobata*;
- Año PI/Edad con *T. parva* larvae, *S. lobata*, *E. bacillatus*, *A. annulosa* y *H. polygyrus*.
- Periodo PI/Edad con *T. parva* larvae, *P. matovi*, *T. muris* y *S. stroma*;
- Sexo/Edad con *H. polygyrus*;
- Año PI/Sexo/Edad con *T. parva* larvae, *T. muris* y *H. polygyrus*.

Es de destacar, la ausencia nuevamente de influencia del factor sexo, así como la ausencia de interacciones con las poblaciones de *S. frederici* y *M. muris*.

En cuanto a la comparativa de ambos tipos de enclave, se observa, en algunas de las poblaciones helmintianas, interacciones bastante similares entre ambos enclaves, si bien éstas son más numerosas en las zonas quemadas, destacando, sobre todo, la mayor influencia del periodo PI.

**CAPÍTULO SÉPTIMO**

**DISCUSIÓN**







## 7.- DISCUSIÓN

### 7.1.- LA COMUNIDAD HELMINTIANA DE *Apodemus sylvaticus* EN ZONAS POSTINCENDIO Y ZONAS TESTIMONIO

#### 7.1.1.- Análisis global

La comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en el Parc Natural de la Serra Calderona, tras el análisis helmintológico de un total de 917 individuos, es prácticamente acorde con la reportada para el conjunto de la Península Ibérica por Feliu et al. (1997). De las 28 especies halladas por estos autores, 14 de ellas han sido también detectadas en el PN de la Serra Calderona, destacando sobre todo la ausencia de ciclos acuáticos de trematodos, de *Corrigia vitta*, pese a la presencia de sus dos hospedadores intermediarios, de *Rictularia proni*, de *Angiostrongylus dujardini* y de algunas especies de capilarinos. Estas ausencias pueden ser explicadas por la limitación de recursos en este enclave mediterráneo en comparación con el conjunto peninsular y específicamente de algunos de los enclaves analizados que cuentan con una mayor diversidad ecológica. Sin embargo, Feliu et al. (1997) no reportaron los estadios larvarios de los cestodos *Taenia martis* y *Mesocestoides* spp., los cuales fueron detectados por primera vez en este enclave como parásitos de un mُرído y del ratón de campo en la Península Ibérica, respectivamente (Fuentes et al., 2000).

En comparación directa con otros enclaves de la Península Ibérica en los cuales se ha analizado recientemente la helmintofauna del ratón de campo, la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en el PN de la Serra Calderona presenta también, pese a la diferencia respecto al número de individuos analizados, una elevada prevalencia de parasitación global, de forma acorde a la reportada en la mayoría de ellos, y es más rica cualitativamente (número de especies helmintianas) que en todos ellos: Albufera de València, 7 especies (Portolés et al., 2000); Serra da Malcata, Portugal, 7 especies (Fuentes et al., 2003); Parque Nacional de Doñana, 5 especies (Torres et al., 2003); Sierra de Espuña, Murcia, 13 especies (Fuentes et al., 2004a); Sierra de Gredos,

Ávila, 13 especies (Fuentes et al., 2004b); Dunas de Mira, Portugal, 12 especies (Eira et al., 2006); Valle del río Erro, Navarra, 14 especies (Debenedetti et al., 2015).

En las zonas quemadas la prevalencia de parasitación global (88%) sigue siendo, como en análisis de periodos anteriores, superior a la observada en las zonas testimonio (78%), destacando, a nivel cualitativo, la presencia de los cestodos *H. straminea* y *G. arfaai* en las zonas afectadas por el incendio forestal, si bien el himenolepídido fue hallado al inicio del estudio en tan solo dos ratones de campo, y el anoplocefálico no fue observado hasta el 6º año PI. Además, las prevalencias globales en el presente periodo de estudio son, para ambas zonas, prácticamente iguales a las reportadas por Fuentes et al. (2007a) para el 2º-5º año PI y, sorprendentemente, superiores a las reportadas para los periodos 2º-10º año PI (Fuentes et al., 2010), 2º-12º (Fuentes et al., 2009), y 2º-14º (Sainz-Elipse, 2009).

La especie más prevalente y más abundante en las zonas quemadas, *S. stroma*, ha sido reportada como tal desde el periodo 2º-10º año PI (Fuentes et al., 2010), si bien durante el periodo 2º-5º año PI, *S. frederici* era aún la especie más abundante (Fuentes et al., 2007a). En las zonas testimonio, la mayor prevalencia de *H. polygyrus* fue reportada durante el 2º-10º año PI (Fuentes et al., 2010) y el 2º-12º (Fuentes et al., 2009), mientras que tanto en el 2º-5º año PI (Fuentes et al., 2007a) y 2º-14º año PI (Sainz-Elipse et al., 2009) fue *S. frederici*. Esta última especie fue la más abundante también en todos los periodos de estudio llevados a cabo hasta la fecha.

Las diferencias halladas respecto a la prevalencia y la abundancia de las especies helmintianas componentes de *A. sylvaticus* en ambas zonas de estudio, se han ido confirmando de forma gradual, en el mismo sentido, por los estudios realizados para periodos anteriores de este proceso de regeneración: mayor prevalencia y abundancia en las zonas quemadas de *S. lobata*, *T. muris*, *E. bacillatus*, *A. annulosa* y *S. stroma*; mayor prevalencia y abundancia en las zonas testimonio de *H. polygyrus*, y *M. muris*; y la ausencia de diferencias estadísticamente significativas en *T. parva* larvae y *P. matovi*.

La pérdida de agregación parasitaria global de *T. parva* larvae y, en menor medida, de *T. muris* en las zonas quemadas, así como la menor agregación de algunas

de las especies componentes en las zonas testimonio, también se han confirmado a lo largo de los diferentes periodos de estudio analizados tras el incendio de 1992 del PN de la Serra Calderona, y que tienen, sin lugar a dudas, una importante transcendencia en el papel regulador de los helmintos sobre sus poblaciones hospedadoras (Fuentes et al., 2007a).

Como ya se ha comentado anteriormente, el objetivo principal del presente estudio se centra, no en el análisis comparativo global entre las zonas quemadas y las zonas testimonio, sino en el análisis de la evolución anual de las poblaciones helmintianas componentes durante el proceso de regeneración postincendio y la influencia de los factores intrínsecos y extrínsecos sobre éstas. A lo largo de la presente la discusión se analizan, entre otros aspectos, la evolución anual y las diferencias a nivel de prevalencias, abundancias y agregación parasitaria en y entre ambas zonas de estudio.

### **7.1.2.- Ciclos biológicos helmintianos**

#### **Ciclos FES y No-FES**

En ambas zonas se observa una predominancia de la parasitación por las especies helmintianas que presentan formas infestantes para el ratón de campo libres en el medio externo (FES), sobre aquellas que utilizan invertebrados como hospedadores intermediarios (No-FES). La climatología moderada y la ausencia de algunos invertebrados durante algunas estaciones permite la dominancia de las especies que no dependen de hospedadores intermediarios, tal y como corrobora la mayor fluctuación anual de las prevalencias de los ciclos No-FES. Así mismo, las mayores prevalencias de parasitación global observadas en las zonas quemadas, respecto a las testimonio, también están relacionadas con una mayor presencia, en los enclaves en regeneración, tanto de las especies con ciclos FES como No-FES. Varios estudios sobre el ratón de campo reportan la misma tendencia en otros enclaves de la Península Ibérica: Fuentes et al. (2003, 2004a, b) y Debenedetti et al. (2015) entre otros. Así mismo, en estudios previos llevados a cabo en el PN de la Serra Calderona, correspondientes a periodos de estudio anteriores a este, mostraron resultados

también equivalentes: Fuentes et al. (2007a, 2009, 2010) para los periodos 2°-5°, 2°-10° y 2-12° año PI; y Sainz-Elipe (2009) para el periodo 2°-14° años PI.

La influencia de los factores climáticos, como los días de lluvia del año anterior a la captura de forma positiva con los ciclos FES en las zonas quemadas, y la precipitación de forma negativa sobre los ciclos No-FES en las zonas testimonio, así como, y en el mismo sentido, la densidad poblacional, tanto del año como del año anterior, en estas últimas zonas, no parecen tener demasiado sentido y, por tanto, tampoco una explicación clara. En este sentido, Arneberg (2001) postula que la densidad poblacional es un pobre predictor de la riqueza de especies de los ciclos parasitarios transmitidos indirectamente. Sin embargo, la influencia negativa de la temperatura mínima del año anterior sobre los ciclos FES en las zonas testimonio, y positiva de la temperatura máxima con los ciclos No-FES en las zonas quemadas, podrían indicar la influencia de las bajas y las altas temperaturas, de forma negativa y positiva, respectivamente, sobre las formas libres en el medio externo y los invertebrados necesarios para la consecución del ciclo biológico helmintiano.

El factor extrínseco periodo PI y el intrínseco edad son determinantes en los ciclos No-FES, tanto en las zonas quemadas como en las testimonio, probablemente debido a la estacionalidad de los invertebrados y la dieta de las subpoblaciones según la edad del ratón de campo. Esta influencia de la periodicidad anual sobre los ciclos de tipo No-FES, ha sido también reportada por Fuentes et al. (2004a) en la Sierra de Espuña, y por Sainz-Elipe (2009) para el periodo 2°-14° año PI, quien además observa, también, la influencia de la edad del hospedador sobre este tipo de ciclos biológicos, tanto en zonas quemadas como en zonas testimonio.

La influencia del periodo PI sobre los ciclos FES en las zonas quemadas, con respecto a la influencia del año PI en las zonas testimonio, equivalente a la reportada previamente por Sainz-Elipe (2009), indica una mayor influencia de la estación de captura en las zonas en proceso de regeneración postincendio. Además, y como Fuentes et al. (2007a, 2010) postularon, cinco y diez años después del incendio forestal, las diferencias detectadas entre las áreas quemadas y las testimonio en términos de porcentaje parasitación de especies con ciclos FES, sugieren que los

cambios en esta variable pueden estar relacionadas con el proceso de regeneración postincendio. De acuerdo con Arneberg et al. (1998) y Arneberg (2001), la agregación de los hospedadores, en este caso en las áreas quemadas, favorece la transmisión de las especies con un ciclo biológico simple, fundamentalmente aquellas más frecuentemente transmitidas de forma directa.

Por otra parte, destaca la no detección de influencias importantes de la densidad poblacional del hospedador sobre las especies helmintianas con ciclos FES en ambas zonas, en contraposición a las conclusiones de Arneberg (1998) sobre el papel central que la densidad poblacional, al contrario de lo que ocurre con los ciclos No-FES (Arneberg, 2001), ejerce de forma positiva sobre la probabilidad de que una forma infestante helmintiana (huevo o larva) contacte con un hospedador.

### **Ciclos ageohelminetos, pseudogeohelminetos y geohelminetos**

Los nematodos con **ciclo ageohelminto** (*S. stroma* y *S. frederici*) se muestran como los más prevalentes en los dos tipos de zonas estudiadas, resultado que puede relacionarse con la facilidad de transmisión de estos oxiúridos a través del contacto directo entre su población hospedadora o del espacio compartido por ésta.

La baja prevalencia observada durante los primeros años PI en las zonas quemadas podría relacionarse con la escasa población del ratón de campo durante el inicio de la regeneración. Esta hipótesis se ve corroborada por el hecho de que las prevalencias anuales en las zonas quemadas son, en general, superiores a la global de las zonas testimonio, coincidiendo con la frecuentemente mayor densidad poblacional de *A. sylvaticus* en las zonas quemadas.

Por otra parte, destaca la ausencia de correlaciones claras en ambas zonas entre las variables climáticas y las prevalencias, destacando, además, la no correlación de éstas con la densidad poblacional del hospedador, probablemente debido a las habituales elevadas prevalencias de los oxiúridos en ambas zonas. Tanto en las zonas quemadas como en las testimonio, la prevalencia de los ageohelminetos se ve influenciada, al igual que ya se observó durante el periodo de análisis PI 2°-14° (Sainz-Elipse, 2009), por el periodo PI.

Los nematodos con **ciclo pseudogeohelminto** (*T. muris*, *E. bacillatus* y *A. tetraptera*) son los que presentan la menor prevalencia entre los tres tipos de ciclo analizados en ambas zonas, seguramente debido a la menor probabilidad de encontrar un huevo embrionado y viable en el territorio compartido respecto a las otras infestantes tanto de ageohelminetos como de geohelminetos.

En las zonas quemadas la prevalencia anual es generalmente superior a la global de las zonas testimonio, y además se ve influenciada positivamente por las temperaturas máximas y los días con lluvia, así como por el periodo PI, a diferencia de lo que ocurre en las zonas testimonio, en las cuales no se observa ninguna correlación con las variables climáticas y no con el periodo sino con el año PI. Es conocido que la embrionación de los huevos de los helmintos de tipo pseudogeohelminto se ve favorecida por la lluvia y las elevadas temperaturas, pero esta influencia solamente se detecta en las zonas quemadas, junto con la influencia estacional del periodo PI, hecho que de nuevo ratifica la mayor sensibilidad de las zonas en regeneración a los cambios del ecosistema a lo largo de las estaciones de cada anualidad. Las zonas afectadas por el fuego sufren más profundamente los efectos de los cambios en el clima porque el ecosistema está en un proceso de permanente evolución y es, por tanto, más vulnerable a las condiciones climáticas que las zonas testimonio (Fuentes et al., 2007b).

La influencia, en ambas zonas, del factor edad puede estar relacionado con la mayor movilidad de los individuos de *A. sylvaticus* más adultos, la cual contribuirá al incremento de la probabilidad de ingerir un huevo infestante. La influencia del factor edad en ambas zonas, así como del periodo PI en las zonas quemadas, y del año PI en las testimonio, es equivalente a la reportada por Sainz-Elipe (2009) durante el periodo 2º-14º año PI. Sin duda, la influencia del factor edad, en ambas zonas de estudio, debe estar relacionada con el hecho de que el incremento de la edad del hospedador implica un incremento en el tiempo total de exposición a las infecciones helmintianas (Behnke et al., 1999).

El único nematodo con **ciclo geohelminto** (*H. polygyrus*) llega a desaparecer durante tres años PI seguidos (7º-9º) de las zonas quemadas, y no se ve afectado, a

diferencia de lo que ocurre en las zonas testimonio, por ninguna variable climática. Como este tipo de ciclo está representado en el PN de la Serra Calderona por solamente una especie, su análisis se llevará a cabo en el subcapítulo 7.2. en el apartado 7.2.5 correspondiente a las poblaciones de *H. polygyrus*.

### **Bioindicadores**

Fuentes et al. (2007a, 2009, 2010) y Sainz-Elipe (2009) postulan, en estudios previos llevados a cabo sobre el proceso de regeneración postincendio en el PN de la Serra Calderona, como marcadores biológicos o bioindicadores de éste proceso, varias características propias o diferenciadas sobre la bioecología y la diversidad de la comunidad helmintiana del ratón de campo en las zonas quemadas, parte de las cuales son corroboradas en el presente estudio:

- La mayor influencia tanto de la climatología como de la estacionalidad (periodo PI) en las zonas quemadas sobre las prevalencias de los ciclos de tipo FES y de tipo pseudogeoelminto se muestran como bioindicadores de la mayor sensibilidad de las zonas en regeneración postincendio a los cambios periódicos del ecosistema.

### **7.1.3.- Biodiversidad helmintiana**

#### **Riqueza media de especies**

La riqueza media anual de especies en la zona quemada es habitualmente superior a 2, y superior al valor global observado en las zonas testimonio. Los valores obtenidos en las zonas quemadas son similares tanto a los reportados en otros estudios sobre el ratón de campo en la Península Ibérica (Fuentes et al., 2004a; Debenedetti et al., 2015), y ligeramente superiores a los reportados en las zonas quemadas en otros periodos de estudio de este enclave mediterráneo (Fuentes et al., 2007a, 2010).

Entre las influencias ejercidas por la climatología, destaca la correlación positiva, solamente en las zonas quemadas, de sus valores con las temperaturas media y máxima, y los días de lluvia, del año de captura del hospedador o del año anterior.

Si bien en ambas zonas la riqueza de especies parece estar influenciada por el año PI y por la edad, solamente en las áreas quemadas se observa la influencia del periodo PI.

La influencia del periodo de captura y de la edad del ratón de campo sobre la riqueza media de especies ha sido, también, reportada en el Valle del río Erro (Debendetti et al., 2015) y la Sierra de Espuña (Fuentes et al., 2004a), así como en las zonas quemadas, pero también en las zonas testimonio, durante el 2°-10° año PI (Fuentes et al., 2010) y 2°-14° año PI (Sainz-Elipe, 2009), en el PN de la Serra Calderona.

Los resultados reflejan, por tanto, que, aún 18 años después del incendio forestal, las zonas quemadas siguen en regeneración postincendio, y presentan mayor inestabilidad de la comunidad helmintina de *A. sylvaticus*, ya que factores extrínsecos como la climatología y la estacionalidad anual interactúan solamente sobre sus infracomunidades y no sobre la de las zonas no afectadas por el incendio.

### **Diversidad / Uniformidad helmintiana - Índice de Brillouin**

Los bajos valores en general de los índices de diversidad específica calculados, tanto los de diversidad como los de riqueza, indican que existe una clara dominancia por parte de unas pocas especies helmintianas sobre el resto que completan la comunidad helmintiana del ratón de campo, tanto en las zonas quemadas como en las zonas testimonio. Sin embargo, se observa una mayor riqueza y una menor dominancia en muchos de los años analizados en las zonas quemadas que en el global de las zonas testimonio. Sin olvidar la sensibilidad de algunos índices al tamaño muestral, puede postularse que durante la regeneración postincendio la comunidad del ratón de campo es más diversa, menos uniforme, que en el global de las zonas testimonio utilizadas como control. Llama la atención que durante algunos de los años de estudio, entre el 5° y el 17° año PI, en las zonas quemadas, la mayoría de los índices presentan valores por debajo del global de las zonas no afectadas por el incendio, efecto debido a las fluctuaciones anuales que se producen con mayor incidencia en las zonas en regeneración, tal y como se observa en el comportamiento



de los valores del índice de Brillouin, el único cuyos valores se calculan a nivel de infracomunidad.

Sorprende que los valores del índice de Brillouin no se correlacionen con ninguna de las variables climáticas, ni con la densidad poblacional del ratón de campo en ninguna de las zonas estudiadas, si bien las interacciones debidas al año y periodo postincendio explicarían la fluctuación anual de sus valores. La interacción del factor edad puede estar ligado a la diferente dieta y al comportamiento territorial de cada subpoblación. Behnke et al. (1999) en el Reino Unido, Fuentes et al. (2004a) en España y Eira et al. (2006) en Portugal, reportan una mayor diversidad helmintiana y riqueza de especies en la subpoblación adulta. Este efecto de la edad del hospedador puede estar relacionado con dos hechos. Primero, con el incremento de la edad del hospedador se produce el correspondiente incremento del tiempo de exposición a infestaciones con helmintos; y, segundo, la carga parasitaria acumulada con el tiempo (Gregory, 1992; Behnke et al., 1999, 2005; Morand, 2000; Fuentes et al., 2007a, 2010).

La mayor densidad poblacional del ratón de campo en las zonas quemadas, puede ser, entre otros, uno de los factores responsables de la mayor prevalencia helmintiana (Montgomery & Montgomery, 1989; Arneberg et al., 1998), siempre elevada. Además, las infracomunidades, compuestas hasta por 8 especies, son mayores que las de las zonas testimonio, las reportadas en otros enclaves peninsulares analizados, así como las de los estudios previamente llevados a cabo en el PN de la Serra Calderona. Estas dos características de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* ratifican la mayor diversidad de las zonas en regeneración.

La menor estabilidad de las áreas quemadas conlleva a una mayor diversidad de la comunidad helmintiana, lo cual puede estar también relacionado con la sucesión PI en este ecosistema forestal mediterráneo. La supresión de los sistemas de defensa puede tener lugar durante este proceso de regeneración como resultado del aumento de la diversidad helmintiana, y favorecer una mayor abundancia y presencia de especies concurrentes, un incremento de la riqueza de especies, como sugieren Krasnov et al. (2006) y Fuentes et al. (2010).

## **Bioindicadores**

- La mayor riqueza media de especies, el mayor valor de los índices de diversidad específica, la mayor prevalencia global y la presencia de infracomunidades formadas por más especies helmintianas en las zonas quemadas se postulan como bioindicadores de la mayor riqueza y biodiversidad de las zonas en regeneración postincendio.
- La influencia del periodo PI sobre la riqueza media de especies y las fluctuaciones anuales de los valores del índice de Brillouin en las zonas quemadas se postulan como bioindicadores de la mayor inestabilidad de la comunidad helmintiana en las zonas en regeneración.

## **7.2.- LAS POBLACIONES HELMINTIANAS DE LAS ESPECIES COMPONENTES**

### **7.2.1.- *Taenia parva* larvae**

*T. parva* es un cestodo diheteroxeno con gran especificidad a nivel de sus hospedadores, tanto del definitivo, la gineta, *Genetta genetta*, e intermediario, el ratón de campo, *A. sylvaticus* (Eira et al., 2006). El carnívoro elimina los huevos con sus heces, los cuales, ya infestantes (ciclo de tipo FES) quedarán esparcidos por el medio ambiente e infestarán al ratón de campo cuando éste los ingiera, desarrollándose la larva policéfala, con múltiples estrobilocercos, en su cavidad abdominal.

Esta especie ha sido recientemente citada como parásita del ratón de campo en diferentes enclaves de la Península Ibérica, con prevalencias variables: 7% en la Serra da Malcata, Portugal (Fuentes et al., 2003); 4% en la Sierra de Espuña, Murcia (Fuentes et al., 2004a); 3% en la Sierra de Gredos, Ávila (Fuentes et al., 2004b); 61% en el Parque Nacional de Doñana (Torres et al., 2003); 13% en Dunas de Mira, Portugal (Eira et al., 2006); y 17% en el Valle del río Erro, Navarra (Debenedetti et al., 2015). La abundancia media reportada osciló entre 0,03 y 0,3, con infrapoblaciones de entre una, habitualmente, y hasta 5 larvas.

Los datos de prevalencia y de abundancia reportados en el presente estudio, tanto en las zonas quemadas como en las zonas testimonio, están, en general, acorde con los estudios previamente llevados a cabo en la Península Ibérica, siendo de destacar, que analizando de forma global ambas zonas, en ninguna de ellas la prevalencia total permite clasificar esta especie como una especie componente. Sin embargo, la prevalencia es  $>10\%$  en siete de los 17 años estudiados en las zonas quemadas, en las cuales el porcentaje de parasitación no presenta un patrón anual aparente, seguramente relacionado, como ya postularon Fuentes et al. (2007a), con los cambios en la población anual del carnívoro, hospedador definitivo, y del ratón de campo, hospedador intermediario.

La distribución de frecuencias de la larva entre la población de *A. sylvaticus* en las zonas quemadas presenta, en general, valores cercanos a 0, tanto positivos como negativos, que indican una pérdida de agregación respecto a las zonas testimonio ( $L=0,58$ ), y por tanto una mayor capacidad desestabilizadora de la población hospedadora, hecho que podría, también, explicar las fluctuaciones anuales en las zonas quemadas. Cabe destacar que los valores de agregación de las zonas testimonio se corresponden con los valores reportados en otros enclaves peninsulares (Fuentes et al., 2004a; Debenedetti et al., 2015).

La correlación negativa entre la densidad poblacional del ratón de campo y la prevalencia del cestodo destaca por haber sido observada únicamente en las zonas quemadas, y no en las zonas testimonio, en las cuales se correlaciona positivamente con la humedad relativa del año de captura. La influencia negativa de la densidad poblacional en las zonas quemadas puede reflejar que en éstas el poder desestabilizador que el helminto puede ejercer sobre su hospedador es mayor, dando lugar tanto una mayor mortandad del ratón como una mayor facilidad de depredación por parte de la gineta, perdiéndose prevalencia a medida que la población aumenta, ya que a la vez se encuentra menos parasitada. Por otra parte, el efecto de la humedad en las zonas no quemadas parece lógico por el potencial efecto beneficioso de ésta sobre la supervivencia del huevo de *T. parva*, y muestra de nuevo que las condiciones climáticas siguen ejerciendo un efecto diferenciado en ambas zonas.

La influencia del sexo del hospedador tanto sobre la prevalencia como sobre la abundancia no es significativo en ninguna de las dos zonas, si bien en las zonas quemadas son ligeramente superiores entre las hembras y entre los machos en las zonas testimonio. Esta ausencia de grandes diferencias se ve corroborada por la no detección de influencia directa del factor sexo en los análisis de RLB y ANOVA llevados a cabo para las poblaciones del cestodo. Sin embargo, estas diferencias entre ambas zonas podrían ser trascendentes, ya que, al igual que en las zonas testimonio, la mayor prevalencia entre los machos ya ha sido reportada anteriormente en el ratón de campo por Eira et al., (2006) y Debenedetti et al. (2015), dejando en evidencia que el comportamiento diferencial se produce en las zonas en regeneración. Es lógico pensar que los ratones macho, al poseer y defender territorios mayores que las hembras, tengan mayor probabilidad de ingerir los huevos esparcidos por el hospedador definitivo, observándose, por tanto, un comportamiento tal vez diferente en las hembras de la zona quemada respecto a las de la zona testimonio durante el proceso de regeneración.

El factor edad sigue el patrón habitual de gran parte de la comunidad helmintiana del ratón de campo, tanto en el PN de la Serra Calderona como en otros de los enclaves prospectados en la Península Ibérica, siendo generalmente la subpoblación adulta la de mayor prevalencia y abundancia parasitaria, destacando la ausencia entre la subpoblación juvenil en la totalidad del estudio. El patrón de la edad se ve corroborado por los resultados de la RLB y del ANOVA.

La influencia estacional en ambas zonas sobre la prevalencia y/o la abundancia de *T. parva* fue también reportado anteriormente por Eira et al. (2006) y por Debenedetti et al. (2015), y parece estar relacionado sobre todo con los cambios estacionales de las poblaciones del hospedador intermediario y del definitivo. Dinámicas irregulares fueron también reportadas en Irlanda del Norte (Montgomery & Montgomery, 1988, 1990) para en el cestodo *Taenia taeniaeformis*, cuyo estadio larvario también parasita al ratón de campo.

Con respecto a los estudios llevados a cabo previamente sobre este proceso de regeneración postincendio en el PN de la Serra Calderona, cabe destacar que los

resultados son bastante similares a los obtenidos para: el 2º-5º año PI (Fuentes et al., 2007a), si bien las prevalencias y las abundancias fueron mayores en este periodo; el 2º-10º y 2º-12º año PI (Fuentes et al., 2009, 2010), en los cuales se observó una ligera disminución de la prevalencia y de la abundancia; y el 2º-14º año PI (Sainz-Elipe, 2009) en el cual las prevalencias y las abundancias se acercan bastante a las del presente estudio.

### **Bioindicadores**

- La fluctuación de las prevalencias y las abundancias anuales en las zonas quemadas se postula como bioindicador de la variabilidad de la población de los hospedadores definitivos e intermediarios en las zonas en regeneración.
- La menor agregación de *T. parva* larvae en las zonas quemadas a lo largo del estudio, y, por tanto, mayor capacidad desestabilizadora de la población del ratón de campo, se muestra como bioindicador del cambio de comportamiento de este cestodo en las zonas afectadas por el incendio forestal.
- La mayor parasitación y abundancia observada entre las hembras del ratón de campo puede ser bioindicador de un cambio en el comportamiento de las subpoblaciones determinadas por el sexo como consecuencia del proceso de regeneración postincendio.

#### **7.2.2.- Cestodos Catenotaeniidae: *Pseudocatenotaenia matovi* y *Skrjabinotaenia lobata***

*P. matovi* y *S. lobata* son dos cestodos catenoténidos de ciclo diheteroxeno, parásitos del intestino delgado de *A. sylvaticus* que actúa como hospedador definitivo, siendo un artrópodo, seguramente un insecto, su hospedador intermediario. La infestación del ratón de campo se produce tras la ingestión de un artrópodo portador de la larva cisticercoide.

Si bien ambas especies forman parte de la comunidad helmintiana habitual de *A. sylvaticus* en la Península Ibérica (Feliu et al., 1997), en los recientes estudios peninsulares solamente han sido reportadas por: Fuentes et al. (2003) y Eira et al.

(2006), con una prevalencia del 21% y del 4% para *S. lobata* en Dunas de Mira y Serra da Malcata (Portugal), respectivamente; y por Fuentes et al. (2004a) en Sierra de Espuña, Murcia, 22% para *P. matovi* y 1% para *S. lobata*; con abundancias medias cercanas a 1 e infrapoblaciones de hasta 14 cestodos.

La prevalencia y la abundancia de ambos cestodos en el presente estudio se corresponden con los valores de los estudios anteriormente mencionados, siendo de destacar la mayor prevalencia y el carácter componente en la comunidad helmintiana de *S. lobata* en las zonas quemadas y de *P. matovi* en las zonas testimonio, estando ambas especies presentes a lo largo prácticamente de todos los años PI en la zona en regeneración, y en las cuales no presentan un patrón anual aparente, probablemente relacionado con la variación estacional y/o anual de la densidad poblacional de los artrópodos hospedadores intermediarios, tal y como ya fue postulado por Abu-Madi et al. (2000) para el cestodo *Catenotaenia pusilla*, otro catenoténido con idéntico ciclo biológico, en el ratón de campo del sudeste de Inglaterra, y Fuentes et al. (2007a) en esta misma zona en regeneración postincendio.

La distribución de frecuencias de los dos cestodos entre la población del ratón de campo puede considerarse, en general, como agregada, tal y como se ha reportado con anterioridad en otros enclaves peninsulares (Fuentes et al., 2003, 2004a). Sin embargo, deben destacarse algunos hechos de interés: *P. matovi* presenta en las zonas quemadas una agregación variable, ya que si bien sus valores son mayoritariamente  $L > 0,5$ , durante cuatro de los años de estudio se aproximan a 0, coincidiendo con una distribución al azar o de Poisson, mientras que en las zonas testimonio la agregación es muy clara,  $L = 0,81$ ; *S. lobata* presenta en las zonas quemadas una clara agregación ( $L > 0,5$ ), con la única excepción del 5º año PI, mientras que su valor medio en las zonas testimonio es de  $L = 0,57$ , siempre inferior a la mayoría de anualidades PI de las zonas en regeneración. Estos resultados muestran como la especie componente en las zonas quemadas, *S. lobata*, conserva su distribución agregada, superando incluso a la de las zonas testimonio, mientras que la especie no componente, *P. matovi*, pierde agregación ligeramente durante la mayoría de anualidades, y totalmente durante cuatro de éstas. Esta pérdida de agregación, así como la de su carácter componente,

de *P. matovi* en las zonas quemadas debe estar relacionada con el proceso de regeneración postincendio, durante el cual este catenoténido ejerce un mayor poder de desestabilización de la población del ratón de campo, justo al contrario de lo que ocurre con *S. lobata*.

Sorprende la ausencia de correlaciones de la prevalencia y la abundancia, de *P. matovi* en las zonas quemadas y de *S. lobata* en ambas zonas de estudio, con las variables climáticas y con la densidad poblacional del hospedador. Las correlaciones positivas y negativas de la prevalencia y de la abundancia de *P. matovi* en las zonas testimonio con varias variables climáticas refleja la influencia directa de éstas sobre la evolución de las poblaciones del artrópodo hospedador intermediario.

La influencia del sexo del hospedador sigue el mismo patrón en ambas zonas de estudio en el caso de *P. matovi*, con mayores prevalencias y abundancias en general entre la subpoblación de machos. Sin embargo, en el caso de *S. lobata*, las hembras se encontraron más parasitadas que los machos en las zonas testimonio. Si bien no se ha encontrado una clara referencia en otros estudios a las diferencias basadas en el sexo para la parasitación de estos dos catenoténidos, los resultados del ANOVA muestran la influencia del sexo, de forma directa y/o indirecta, sobre la abundancia de *P. matovi* en ambas zonas y de *S. lobata* en las zonas testimonio, pero en ningún caso sobre la prevalencia, tras analizar los resultados de la RLB. La dieta y el propio comportamiento diferencial, por su actividad de defensa del territorio y la responsabilidad en la cría, entre machos y hembras, respectivamente, debería explicar la influencia de este factor, cuya influencia no es demasiado frecuente entre algunas de las especies helmintianas componentes del ratón de campo.

La edad sigue el patrón habitual en ambas zonas, mostrando a la subpoblación adulta como la más parasitada y la juvenil poco parasitada en las zonas quemadas y sin parasitación alguna en las zonas testimonio. La detección en los dos cestodos de la influencia del factor edad de forma directa sobre las prevalencias (RLB) en las zonas quemadas y las abundancias (ANOVA) en ambas zonas de estudio, corrobora el mencionado patrón de la edad.

Como se ha comentado anteriormente, la prevalencia de los dos cestodos presenta en las zonas quemadas variaciones anuales sin patrón aparente alguno, resultados que se ven confirmados por las interacciones observadas con el año y/o el periodo PI, únicamente en las zonas en regeneración. Esta confirmación permite, una vez más, detectar la mayor fragilidad de las zonas en regeneración respecto a las zonas testimonio, ya que las variaciones entre las prevalencias anuales y estacionales son debidas, fundamentalmente, a los cambios en la población de artrópodos hospedadores intermediarios, los cuales son más acentuados en las zonas en regeneración. Montgomery & Montgomery (1990) también reportaron dinámicas irregulares de la prevalencia y la abundancia de *S. lobata* en el ratón de campo de Irlanda del Norte.

Los estudios de periodos anteriores del proceso de regeneración postincendio (Fuentes et al., 2007a, 2009, 2010; Sainz-Elipe 2009) mostraron resultados un tanto dispares: durante el periodo 2º-5º año PI, *S. lobata* era más prevalente en las zonas testimonio; en ninguno de los periodos analizados se consideró ni la pérdida de agregación de *P. matovi* ni el aumento de ésta en *S. lobata* en las zonas quemadas; tampoco se observó una mayor parasitación de las hembras por *S. lobata* en las zonas testimonio. Estas nuevas diferencias, 18 años después del incendio forestal, muestran que el proceso en regeneración sigue activo y su capacidad de influencia sobre la comunidad helmintiana del ratón de campo intacta.

### **Bioindicadores**

- Los cambios en la agregación y del carácter componente en la comunidad helmintiana de ambas especies en las zonas quemadas respecto a las zonas testimonio, y por tanto su diferente capacidad desestabilizadora de la población de *A. sylvaticus*, se postulan como bioindicadores del cambio de comportamiento de estos cestodos en las zonas en regeneración.
- La mayor influencia del año y del periodo PI sobre las prevalencias de ambas especies solamente en las zonas quemadas se muestra como bioindicador de la



- mayor fragilidad de las zonas en regeneración, reflejada en la mayor variabilidad de la población de artrópodos hospedadores intermediarios.
- Las diferencias halladas respecto al estudio de periodos de regeneración anteriores y divergentes a las tendencias observadas en las zonas testimonio se postulan como bioindicadores de la persistencia, aún 18 años después, de la actividad y de la capacidad de influencia sobre la comunidad helmintiana del ratón de campo del proceso de regeneración postincendio.

### 7.2.3.- Nematodos pseudogeoelmintos: *Trichuris muris* y *Eucoleus bacillatus*

*T. muris* y *E. bacillatus* son los dos nematodos con ciclo monoxeno de tipo pseudogeoelminto de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* considerados en el presente estudio. En el PN de la Serra Calderona han sido reportados también en la rata negra, *R. rattus*, en el caso de *T. muris* (Fuentes et al., 2000) y en el ratón mediterráneo, *M. spretus*, en el caso de *E. bacillatus* (Fuentes et al., 2000, Sainz-Elipe et al., 2007). En ambos casos la forma infestante para el ratón de campo es el huevo embrionado presente en el medio ambiente. Tanto *T. muris*, parásito del intestino ciego, como *E. bacillatus*, parásito de la pared estomacal, han sido reportados en varias especies de roedores. En *T. muris* se ha demostrado experimentalmente (Behnke & Wakelin, 1973; Behnke et al., 1984, 1999; Anderson, 2000) que: a una temperatura entre 25-28°C los huevos embrionan aproximadamente en un mes; la emisión de huevos con las heces del hospedador se produce entre 36-43 días postinfestación; la esperanza de vida del helminto oscila entre 76-100 días. En *E. bacillatus* se supone que la embrionación del huevo debe seguir unos patrones similares a los del otro tricúrido. Sin embargo, algunos autores plantean la posibilidad de que este capilarino pueda utilizar una vía alternativa de transmisión, con invertebrados no artrópodos como la lombriz de tierra que actuarían como hospedadores paraténicos (Fuentes et al., 2007a), compartiendo así la vía directa con *T. muris* y la vía indirecta con *A. annulosa*, el otro capilarino presente en la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus*.

Ambas especies han sido reportadas como parte de la comunidad helmintiana del ratón de campo en la Península Ibérica (Feliu et al., 1997), habiendo sido reportados en varios de los recientes estudios sobre enclaves peninsulares. *T. muris* ha sido reportado recientemente, con prevalencias y abundancias bastante dispares, en: la Sierra de Espuña, Murcia, con un 9% (Fuentes et al., 2004a); la Sierra de Gredos, Ávila, con un 8% (Fuentes et al., 2004b); Dunas de Mira, Portugal, con un 0,2% (Eira et al., 2006); y el Valle del río Erro, Navarra, con un 18% (Debenedetti et al., 2015). Sin embargo, *E. bacillatus* sólo ha sido reportado recientemente en la Sierra de Espuña con un 7% de prevalencia (Fuentes et al., 2004a).

Las prevalencias y las abundancias anuales de ambas especies en las zonas quemadas son superiores a las reportadas en otros enclaves peninsulares, y, generalmente, a las globales de las zonas testimonio, en las cuales no se comportan como especies componentes de la comunidad helmintiana del ratón de campo. Aunque en las zonas quemadas *E. bacillatus* está presente durante todas las anualidades y *T. muris* solamente falta durante el 8º año PI, y ambas se comportan como especies componentes en la mayoría de años PI, cabe destacar la, a veces, drástica disminución del porcentaje de parasitación y de la carga parasitaria durante el periodo comprendido entre el 6º-9º año PI. Este periodo de cuatro años coincide con las anualidades de menor temperatura media y de mayor sequía, además de la menor densidad poblacional de *A. sylvaticus*, sobre todo, en las zonas quemadas. Este recrudescimiento de las condiciones climáticas debe haber influido, sin duda, tanto en la embrionación del huevo de ambos nematodos pseudogeoelminthos y en el crecimiento de la población hospedadora, poniendo de nuevo de manifiesto la mayor fragilidad de las zonas en regeneración.

La distribución de los dos nematodos es generalmente agregada en ambas zonas de estudio, si bien de forma global, *E. bacillatus* presenta un patrón de agregación más alto en las zonas quemadas y con poca variabilidad, mientras que *T. muris* muestra una mayor agregación global en las zonas testimonio, con importantes pérdidas que llegan incluso a la distribución binomial positiva en algunas anualidades en las zonas quemadas. Esta pérdida de agregación respecto a las zonas testimonio

implica la mayor capacidad desestabilizadora del tricúrido sobre la población del ratón de campo en las zonas quemadas, y por tanto un cambio de comportamiento de la población helmintiana de *T. muris* como consecuencia del proceso de regeneración postincendio. No obstante, también cabe destacar que a partir del 14° año PI la agregación del tricúrido aumenta y se asemeja bastante a la de las zonas testimonio, signo evidente de la cada vez mayor similitud entre ambas zonas, así como de un nuevo cambio en el comportamiento de la población helmintiana de *T. muris*.

La detección de correlaciones positivas entre las variables climáticas relacionadas con las temperaturas y la lluvia con la prevalencia y la abundancia, sobre todo, de *T. muris*, pero también de *E. bacillatus*, solamente en las zonas quemadas, muestra de nuevo la mayor influencia de la variabilidad estacional e interanual sobre los ciclos de tipo pseudogeohelminto en las zonas en regeneración postincendio.

El sexo del hospedador presenta patrones dispares entre ambas especies y en ambas zonas. *T. muris* en las zonas quemadas está ligeramente más parasitado entre los machos y no presenta claras diferencias a nivel de la carga parasitaria, mientras que en las zonas testimonio es más prevalente entre las hembras pero presenta una mayor carga parasitaria entre los machos. En *E. bacillatus* tanto la mayor prevalencia como la mayor abundancia se presentan entre las hembras en las zonas quemadas, siendo ambos valores superiores en la subpoblación de machos en las zonas testimonio. Sin embargo, estas diferencias observadas en ambas especies de nematodos no son corroboradas ni por los resultados de la RLB ni por los del ANOVA, ya que el factor sexo no influye de forma clara sobre ninguno de los dos parámetros. No obstante, estas diferencias respecto al factor sexo pueden ser interpretadas como un cambio en la etología de la población del ratón de campo en las zonas quemadas o incluso cierta pérdida de capacidad inmunitaria en el caso de las hembras, sobre todo ante la infestación por *E. bacillatus*.

El factor edad sigue el patrón habitual en ambas zonas, con mayor parasitación y carga parasitaria entre la subpoblación adulta, estando presente de forma puntual en la subpoblación juvenil en las zonas quemadas y totalmente ausente en las zonas

testimonio. Esta influencia se ve corroborada por los resultados de la RLB y del ANOVA, y fue anteriormente reportada por Behnke et al. (1999) para *T. muris* en el ratón de campo del sur de Inglaterra, incluyendo la ausencia de parasitación entre la subpoblación juvenil.

La variación anual sin patrón aparente de la parasitación de ambas especies se ve confirmada por los resultados de la RLB y del ANOVA en ambas zonas de estudio. Estas variaciones estacionales y anuales fueron también reportadas para *T. muris* en el ratón de campo de Irlanda del Norte y de Inglaterra (Montgomery & Montgomery, 1988, 1990; Behnke et al., 1999). Sin embargo, la mayor influencia del factor extrínseco periodo PI, y por tanto de la estacionalidad, en las zonas quemadas, muestra nuevamente la mayor influencia de los cambios en las zonas en regeneración.

Los resultados obtenidos en los estudios llevados a cabo sobre periodos anteriores de este proceso de regeneración (Fuentes et al., 2007a, 2009, 2010; Sainz-Elipe 2009) muestran prevalencias y abundancias similares, si bien un poco menores en las zonas quemadas, a las actuales, fruto de la variabilidad interanual mencionada anteriormente. Estos estudios reportan también la variabilidad general de la agregación, con tendencia a la pérdida de ésta, en *T. muris*, así como patrones similares de las diferencias a nivel de sexo y edad en ambas especies, y la mayor influencia del periodo PI en las poblaciones helmintianas de las zonas quemadas.

### **Bioindicadores**

- Las fluctuaciones interanuales y estacionales de las prevalencias y abundancias de las poblaciones de los pseudogeohelminthos componentes de la comunidad helmintiana del ratón de campo, así como la mayor influencia del periodo PI y la correlación positiva de las altas temperaturas y la lluvia con éstas en las zonas quemadas, se postula como bioindicador de la mayor fragilidad de estas zonas ante cualquier factor que pueda afectar de nuevo al ecosistema en regeneración postincendio.
- La pérdida clara de agregación de *T. muris* durante algunas anualidades, y por tanto el aumento de su capacidad desestabilizadora sobre la población de *A.*

*sylvaticus* en las zonas quemadas, se muestra como bioindicador del cambio de comportamiento del tricúrido en las zonas afectadas por el incendio forestal como consecuencia del proceso de regeneración.

- La recuperación de la agregación de *T. muris*, alcanzando valores similares a los de la zona testimonio, durante los últimos años de estudio en las zonas quemadas, muestra una pérdida de su capacidad desestabilizadora de la población del ratón de campo, y se postula como bioindicador de la cada vez mayor similitud entre la zona en regeneración y la zona no afectada por el incendio forestal.
- La diferente influencia del factor sexo del hospedador sobre las poblaciones, fundamentalmente, de *E. bacillatus* y, en menor medida, de *T. muris* en ambas zonas de estudio, podría mostrarse como bioindicador de un cambio en la etología de ambos sexos y/o en una pérdida de la capacidad inmunitaria, sobre todo de las hembras, del hospedador en las zonas quemadas.

#### 7.2.4.- *Aonchotheca annulosa*

*A. annulosa* es un nematodo capilarino de ciclo diheteroxeno, que podría utilizar un invertebrado no artrópodo, seguramente anélidos oligoquetos como la lombriz de tierra, como hospedador intermediario, la cual se infestaría al ingerir el huevo embrionado presente en el medio externo (Fuentes et al., 2007a). El ratón de campo actúa como hospedador definitivo habitual, si bien también está presente en otros roedores, y se infestará al ingerir el hospedador intermediario que contenga la larva infestante. En el PN de la Serra Calderona ha sido citado también como parásito de la rata negra, *R. rattus* (Fuentes et al., 2000). Las hembras de este capilarino, parásito del intestino delgado, emitirán huevos sin embrionar a la luz intestinal, los cuales que saldrán con las heces del ratón. Estos huevos deberán embrionar necesariamente en el medio externo para poder infestar, tras su ingestión, al hospedador intermediario. Cabe destacar el hallazgo de un ejemplar de este capilarino como parásito del parénquima hepático de un ratón de campo procedente de la zona

quemada y capturado durante el 18° año PI, en un claro ejemplo de parasitismo errático (Debenedetti et al., 2014).

Esta especie ha sido citada en la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en la Península Ibérica, pero en los estudios recientemente llevados a cabo en varios enclaves peninsulares solamente ha sido reportada por Debenedetti et al. (2015) en el Valle del río Erro (Navarra) con una prevalencia del 3% y una abundancia media de 0,1, e infrapoblaciones de hasta 8 capilarinos.

En ambas zonas *A. annulosa* es una de las especies componentes de la comunidad helmintiana, con prevalencias y abundancias medias, en general, superiores en las zonas quemadas, en las cuales es especie componente en 16 de los 17 años estudiados, y no presenta un patrón anual aparente, tal vez relacionado, como fue postulado por Fuentes et al. (2007a), con los cambios en la población anual del invertebrado no artrópodo que supuestamente hace la función de hospedador intermediario.

La distribución de frecuencias de este capilarino entre la población de *A. sylvaticus* en ambas zonas de estudio presenta una distribución claramente agregada, a excepción de en dos anualidades en las zonas quemadas en las cuales su distribución está cercana a una distribución al azar o de Poisson. En el 7° año PI, las bajas prevalencia (8%) y abundancia media (0,11) podrían explicar este cambio, pero en el 6° año PI, aunque la abundancia media también fue baja (0,27), la prevalencia fue del 22%. Sin embargo, estos dos cambios puntuales, durante dos anualidades consecutivas, no tuvieron continuación, y por tanto debe desestimarse un cambio claro en la distribución de *A. annulosa*, y por tanto no debe ser considerada como causante de desestabilización de la población de *A. sylvaticus*. Los valores de agregación en ambas zonas son superiores al reportado en el valle navarro del río Erro (Debenedetti et al., 2015).

Sorprende la ausencia de correlaciones de la prevalencia y la abundancia de *A. annulosa* en las zonas quemadas con las variables climáticas o la densidad poblacional del hospedador. En las zonas testimonio se observan correlaciones negativas de la prevalencia y de la abundancia con la densidad poblacional del

hospedador del año anterior a la captura, así como correlaciones positivas y negativas con varias variables climáticas, lo cual refleja la influencia directa de éstas sobre la evolución de las poblaciones del invertebrado hospedador intermediario, o sobre los huevos que previamente deben embrionar en el medio ambiente antes de infestar al invertebrado.

La influencia del sexo del hospedador sigue prácticamente el mismo patrón en ambas zonas de estudio, con mayores prevalencias y abundancias en general entre la subpoblación de hembras, si bien en las zonas testimonio la prevalencia en los machos es ligeramente superior, pero no de forma significativa. Los resultados de la RLB y del ANOVA muestran la no influencia del sexo de forma directa sobre la población helmintiana de *A. annulosa*, pero sí del sexo ligado al periodo PI sobre la abundancia en las zonas quemadas y a la estación en las zonas testimonio, de forma similar a los resultados reportados en el topillo rojo, *Myodes glareolus*, en el Parc Natural del Montseny (Ribas et al., 2009). Además, Gryzbek et al. (2015) reportan que, según datos aún no publicados, la prevalencia y la abundancia de *A. annulosa*, en el topillo rojo de Polonia, fueron consistentemente superiores entre las hembras. Sin embargo, Montgomery & Montgomery (1988, 1990) y Abu-Madi et al. (2000) reportaron mayores prevalencias y abundancias del congénere *Aonchotheca murisylvatici* entre los machos del ratón de campo en Irlanda del Norte y el sudeste de Inglaterra, respectivamente. Por tanto, la variación estacional ligada al sexo del hospedador parece estar clara, bien ligada al diferente ciclo hormonal, como postularon Montgomery & Montgomery (1988) o al diferente comportamiento estacional entre machos y hembras del ratón de campo.

El factor edad sigue, como en otras especies helmintianas componentes, el patrón habitual, siendo la subpoblación adulta la de mayor prevalencia y abundancia parasitaria en ambas zonas, siendo de destacar la mayor prevalencia y abundancia del capilarino entre la subpoblación juvenil de las zonas quemadas, en los cuales está presente durante seis años PI. El patrón de la edad, fácilmente relacionable con la dieta y con la mayor probabilidad temporal de infestarse de los ratones de mayor edad, se ve corroborado por los resultados de la RLB y del ANOVA.

La influencia del periodo PI sobre la prevalencia y la abundancia, solamente en las zonas quemadas, y únicamente de la estación sobre la abundancia en las zonas testimonio, muestra de nuevo la mayor fragilidad a la que están sometidas las poblaciones helmintianas y sus hospedadores en las zonas quemadas, como consecuencia del proceso de regeneración postincendio. Esta influencia, tanto del periodo como de la estación, ha sido reportada anteriormente para *A. annulosa* en *M. glareolus* (Ribas et al., 2009), y para *A. muris-sylvatici* en *A. sylvaticus* (Montgomery & Montgomery, 1988, 1990; Abu-Madi et al., 2000).

Estudios anteriores sobre este proceso de regeneración reportaron prevalencias y abundancias superiores durante el 2°-5° año PI (Fuentes et al., 2007a); mientras que en el 2°-10°, 2°-12° y 2°-14° año PI (Fuentes et al., 2009, 2010; Sainz-Elipe, 2009) se observó una importante disminución, acercándose a los valores del presente periodo de estudio. Además, en el último de los periodos estudiados también se reportaron influencias similares de los factores intrínsecos y extrínsecos sobre la población de *A. annulosa* en ambas zonas.

### **Bioindicadores**

- La fluctuación anual en las zonas quemadas de las prevalencias y las abundancias anuales se postula como bioindicador de la influencia estacional sobre la embrionación del huevo en el medio ambiente y sobre la variabilidad de la población del hospedador intermediario en las zonas en regeneración.
- La mayor agregación de *A. annulosa* en las zonas quemadas a lo largo del estudio, y, por tanto, menor capacidad desestabilizadora de la población del ratón de campo, se muestra como bioindicador del mayor asentamiento de este capilarino como especie componente de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en las zonas afectadas por el incendio forestal.
- La influencia del periodo PI sobre la prevalencia y la abundancia, solamente en las zonas quemadas, se postula como bioindicador de la mayor fragilidad de las poblaciones helmintianas y sus hospedadores en las zonas quemadas, como consecuencia del proceso de regeneración postincendio.



### 7.2.5.- Nematodos geohelminetos: *Heligmosomoides polygyrus*

*H. polygyrus* es el único nematodo con ciclo de tipo geohelminto de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en el PN de la Serra Calderona, también detectado como parásito del intestino delgado del ratón mediterráneo, *M. spretus*, y de la rata negra, *R. rattus*, en este enclave (Fuentes et al., 2000; Sainz-Elipe et al., 2007). Los huevos procedentes de la hembra grávida son emitidos al medio ambiente con las heces del hospedador, donde eclosionan y se desarrollan dos estadios larvarios que se alimentan de bacterias fecales y del suelo. Después de la última muda, la larva de tercer estadio, envainada y que no se alimenta, migra a la superficie del sustrato desde donde será ingerida por un potencial hospedador. Esta larva muda de nuevo en el lumen del intestino, migra a través de la mucosa, y se enquista en el músculo de la pared intestinal. Tras una muda final, el joven helminto adulto vuelve al lumen intestinal donde se aparea y se produce la oviposición. El ciclo entero de huevo a huevo puede completarse entre 13-15 días (Spurlock, 1943; Keymer, 1985, Gregory et al., 1990).

Esta especie de nematodo ha sido citada frecuentemente como componente en la comunidad helmintiana del ratón de campo en la Península Ibérica, y ha sido reportada, generalmente con elevadas prevalencias, en casi todos los enclaves peninsulares analizados durante los últimos años: 69% en la Serra da Malcata, Portugal (Fuentes et al., 2003); 71% en el PN de Doñana (Torres et al., 2003); 18% en la Sierra de Espuña, Murcia (Fuentes et al., 2004a); 65% en la Sierra de Gredos, Ávila (Fuentes et al., 2004b); 54% en Dunas de Mira, Portugal (Eira et al., 2006); 78% en el Valle del río Erro, Navarra (Debenedetti et al., 2015).

Las prevalencias y las abundancias anuales de *H. polygyrus* en las zonas quemadas son, con la excepción del 2º y 3º año PI, inferiores a las globales de las zonas testimonio, llegando incluso a desaparecer este nematodo durante el 7º-9º año PI, coincidiendo con las anualidades de menor densidad poblacional y las de mayor sequía en las zonas en regeneración. Sin duda, el ciclo de tipo geohelminto, con larvas libres en el medio ambiente muy sensibles a las condiciones climáticas sobre todo, pero también al pH ácido del suelo (Abu-Madi et al., 1998), es el responsable

de estas diferencias, causadas por el proceso de regeneración en las zonas quemadas, permaneciendo durante los dos primeros años de estudio prevalencias y abundancias elevadas que decrecen drásticamente a lo largo de todo el estudio anual. La larva infestante de este geohelminto vive en el medio ambiente y se ve severamente afectada por los cambios climáticos, y consecuentemente por la diferente cobertura vegetal que protege los estadios de vida libre en las zonas quemadas, pero no en las zonas testimonio que permanecen más estables (Fuentes et al., 2007a).

El efecto de los incendios forestales sobre el pH del suelo en ecosistemas mediterráneos produce un incremento del pH, disminuyendo su acidez (Sanroque & Rubio, 1982; Canadell & Fontanillas, 1987; Pardini, 2002), pero este aumento de la alcalinidad es de corta duración y se va atenuando progresivamente, siendo inapreciable a los pocos años postincendio (Perrinet, 1987; Alcañiz et al., 1996). Este aumento en el pH del suelo podría favorecer el mantenimiento de las prevalencias de *H. polygyrus* en las zonas quemadas, con el aporte de estadios infestantes a partir de ratones colonizadores y/o supervivientes al incendio forestal, y su pérdida provocar la caída de la parasitación a partir del 4º año PI, con la disminución del pH que volvería a sus valores anteriores o incluso podría ser más ácido, contribuyendo a la mortalidad de las larvas del nematodo (Abu-Madi et al., 1998).

La distribución de la población de *H. polygyrus* en las zonas testimonio es totalmente agregada, mientras que en las zonas quemadas se observa una importante variabilidad de ésta, con agregación elevada durante siete anualidades, pero con valores cercanos a una distribución al azar (Poisson) durante otras cinco anualidades, llegando a ser una distribución binomial positiva en dos de ellas. Esta pérdida de la agregación, detectada incluso en el 16º año, supone un cambio en el comportamiento de la población de este nematodo como consecuencia del proceso de regeneración postincendio y un aumento de su capacidad de desestabilización sobre la población de *A. sylvaticus* en las zonas quemadas, propiedad demostrada matemáticamente por Anderson (1978, 1980), Anderson & May (1978, 1979) y May & Anderson (1978, 1979), experimentalmente, entre otros, por Scott (1987, 1990), Gregory et al. (1990),

Gregory (1991) y Keymer et al. (1990), y reportada en este mismo proceso por Fuentes et al. (2009).

Es conocida la influencia negativa de ciertas características medioambientales sobre la transmisión parasitaria en general y sobre las larvas de *H. polygyrus* en particular (Abu-Madi et al., 2000). Entre los factores que influyen negativamente se encuentran algunas variables climáticas que pueden dar lugar a situaciones extremas para la supervivencia de las larvas. Sin embargo, sorprende la ausencia de correlaciones de la prevalencia y la abundancia de *H. polygyrus* en las zonas quemadas con las variables climáticas o la densidad poblacional del hospedador. En las zonas testimonio se observa correlación positiva de la prevalencia con la temperatura máxima y negativas de la prevalencia y abundancia con la temperatura mínima, reflejando la influencia directa de estas sobre la evolución de las larvas del nematodo libres en el medio ambiente. En las zonas quemadas otros factores diferentes a los climáticos, como la pérdida de nutrientes y de alcalinidad del suelo como consecuencia del impacto del fuego y del proceso de regeneración, podrían estar ejerciendo una influencia más importante, tal y como reflejan Fuentes et al. (2009) durante su estudio en el periodo 2º-12º año PI, en el cual reportan la importancia del índice de vegetación NDVI relacionado con la cobertura vegetal, la cual a su vez depende del pH del suelo y de la presencia de nutrientes.

El sexo del hospedador influye de forma diferente en ambas zonas de estudio. En las zonas quemadas la prevalencia es generalmente superior en los machos, mientras que la abundancia es superior en las hembras durante los primeros años y en los machos durante las últimas anualidades analizadas. Estas diferencias no se ven reflejadas en los resultados de la RLB y del ANOVA. En las zonas testimonio el sexo no parece jugar ningún papel importante, no habiéndose detectado diferencias entre machos y hembras en la población helmintiana de *H. polygyrus*. La influencia de este factor intrínseco ha sido reportada en numerosas ocasiones y con efectos bien diferenciados. Al igual que se observa en las zonas testimonio, otros autores como Abu-Madi et al. (1998), Gregory (1992), Gregory et al. (1992), Eira et al. (2006) y Debenedetti et al. (2015) no detectan diferencias a nivel de la prevalencia y/o la

abundancia de *H. polygyrus* a nivel del sexo de *A. sylvaticus*. Sin embargo, otros estudios, como los llevados a cabo por Gregory et al. (1990) y Ferrari et al. (2007), reportaron mayores prevalencias y/o abundancias entre la subpoblación de machos del ratón de campo, de forma similar a lo ocurrido, en parte, en las zonas quemadas.

Ferrari et al. (2007) profundizan en el análisis del efecto del sexo del ratón de campo sobre las poblaciones de *H. polygyrus*, proponiendo varias explicaciones a las mayores cargas parasitarias en los machos:

- los mecanismos que afectan a la transmisión deben residir en las diferencias a nivel de sexo de las interacciones hospedador/parásito antes que en las diferencias cuantitativas de la carga parasitaria (Skorping & Jensen, 2004);
- la conducta diferente entre sexos puede afectar la transmisión parasitaria y determinar la diferente contribución a la persistencia del parásito; los machos pueden ser más efectivos en la transmisión de parásitos si los estadios infestantes que producen están expuestos a un mayor número de hospedadores, y las hembras tienen más hábitos higiénicos y tienden a defecar lejos de las madrigueras o interactuar solo con un bajo número de machos;
- puede haber diferencias en la habilidad de propagar los estadios de vida libre parasitarios debido incluso a cambios en la inmunidad o el comportamiento del hospedador, enfatizando que además de los efectos sobre la susceptibilidad, el sexo del hospedador puede influenciar profundamente en las dinámicas de las interacciones hospedador/parásito.

La influencia del factor edad sigue el patrón habitual en ambas zonas, a excepción de las abundancias en las zonas quemadas que no son muy diferentes entre las subpoblaciones adulta y subadulta. Los resultados tanto de la RLB como del ANOVA corroboran la importante influencia de este factor intrínseco sobre la población de *H. polygyrus* en ambas zonas, con la excepción de las abundancias en las zonas testimonio. La mayor carga parasitaria a medida que aumenta la edad del ratón de campo ha sido también reportada con anterioridad en varias ocasiones (Abu-Madi et al., 1998; Behnke et al., 1999; Eira et al., 2006), mostrando al factor edad como uno de los factores dominantes que afectan a las cargas parasitarias. *H. polygyrus*

es un parásito de larga vida y uno de los que provoca una escasa inmunidad en su hospedador, acumulándose las cargas parasitarias con el tiempo a medida que los animales crecen (Gregory et al., 1990; Abu-Madi et al., 1998). Sin embargo, Gregory et al. (1992) reportaron una mayor carga parasitaria entre los ratones jóvenes de unos ocho meses y una disminución en los más mayores.

En ambas zonas, la prevalencia se ve influenciada por el año PI y por la edad del hospedador. Sin embargo, la abundancia se ve afectada, también en las dos zonas, por el periodo PI, en mayor medida en las zonas quemadas, lo cual no sorprende teniendo en cuenta la variabilidad estacional del ecosistema y su efecto sobre la supervivencia de las larvas; reflejando una vez más la importancia del proceso de regeneración postincendio y su influencia sobre las poblaciones helmintianas, sobre todo en la de los geohelminos que sin duda se verán más afectadas en las zonas en continuo cambio y no en las zonas testimonio, mucho más estables. Montgomery & Montgomery (1990) postulan que la ecología del hábitat, con la variación cualitativa y cuantitativa de los recursos asequibles, puede ser responsable de un importante papel en la influencia de las cargas parasitarias en comunidades de ratones específicas.

Al igual que la influencia de otros factores, la variabilidad estacional de las cargas parasitarias también ha sido reportada frecuentemente en la población de *H. polygyrus* del ratón de campo, siendo éstas, en ocasiones, cíclicas y predecibles por su gran estacionalidad (Montgomery & Montgomery, 1988, 1990; Gregory et al., 1990, 1992; Abu-Madi et al., 1998, 2000; Eira et al., 2006; Debenedetti et al., 2015). Además, Behnke et al. (1999) reportaron no únicamente variaciones estacionales sino también anuales en el sur de Inglaterra.

A lo largo de los estudios llevados a cabo anteriormente sobre el proceso de regeneración postincendio se ha ido observando la variabilidad en la población de *H. polygyrus* sobre todo en las zonas quemadas. A nivel de las prevalencias, durante el periodo 2º-5º año PI (Fuentes et al., 2007a) era prácticamente igual en ambas zonas, distanciándose a partir del periodo 2º-10º año PI (Fuentes et al., 2010) y confirmándose estas claras diferencias a favor de las zonas testimonio durante los

siguientes periodos analizados (Fuentes et al., 2009; Sainz-Elipe, 2009). Además, y para ratificar la gran variabilidad de esta población helmintiana durante el proceso de regeneración, la influencia reportada tanto de los factores extrínsecos como intrínsecos ha ido cambiando de unos estudios a otros, y no necesariamente han sido coincidentes con las reportadas en el presente periodo.

### **Bioindicadores**

- Las grandes diferencias en las prevalencias y abundancias de *H. polygyrus* en las zonas quemadas a lo largo de las anualidades analizadas, como consecuencia de la mayor vulnerabilidad de las larvas de vida libre de este nematodo, se postulan como bioindicador de la mayor sensibilidad a los cambios estacionales e interanuales de la zona afectadas por el incendio forestal.
- La pérdida de la agregación, y por tanto el aumento de la capacidad de desestabilización de *H. polygyrus* sobre la población de *A. sylvaticus* a lo largo de todo el periodo de estudio en las zonas quemadas se muestra como bioindicador del cambio en el comportamiento de la población helmintiana como consecuencia del proceso de regeneración postincendio en las zonas quemadas.
- Las diferencias en la influencia, fundamentalmente, del factor sexo y, en menor medida, del factor edad del hospedador entre las áreas quemadas y las áreas testimonio se postula como bioindicador de un cambio en el comportamiento tanto de la población helmintiana como de la población hospedadora o en la capacidad inmunomoduladora de *H. polygyrus* o en la capacidad de respuesta inmunitaria de *A. sylvaticus* en las zonas en regeneración.
- La variabilidad de factores reportados como influyentes a lo largo de los diferentes periodos de estudio de este proceso de regeneración postincendio se muestran como bioindicadores de los importantes cambios que se han ido produciendo en la zona afectada por el incendio y que a su vez han ido influyendo sobre la población hospedadora y sobre la población helmintiana.

### 7.2.6.- Nematodos ageohelminetos: *Syphacia stroma* y *Syphacia frederici*

*S. stroma* y *S. frederici* son los dos nematodos ageohelminetos específicos del género *Apodemus*, parásitos de su intestino delgado y de su intestino grueso y ciego, respectivamente. El ciclo es totalmente directo, con la deposición de los huevos, infestantes a las pocas horas, en los márgenes perianales de su hospedador, produciéndose las infestaciones por contacto social y durante la época de reproducción y cría, fundamentalmente por contacto directo entre los ratones y por la dispersión de los huevos ya embrionados en las madrigueras y con las heces. Además, en ambas especies se conoce tanto la autoinfestación, sobre todo durante las tareas de aseo individual (Sharpe, 1964), como la retroinfestación, por eclosión del huevo y entrada de las larvas a través del orificio anal. También es conocida la capacidad de las hembras, en ausencia de machos, de producir huevos haploides que dan lugar únicamente a machos que las fecunden (Adamson, 1989; Morand et al., 2006).

Ambas especies forman parte de la comunidad helmintiana de *A. sylvaticus* en la Península Ibérica y han sido ampliamente reportadas. En los estudios llevados a cabo recientemente en varios enclaves peninsulares, su detección ha sido habitual con prevalencias variables: 4% *S. stroma* y 50% *S. frederici* en el PN de l'Albufera de València (Portolés et al., 2000); 21% *S. stroma* y 38% *S. frederici* en la Serra da Malcata, Portugal (Fuentes et al., 2003); 25% *S. stroma* y 46% *S. frederici* en el PN de Doñana (Torres et al., 2003); 18% *S. stroma* y 19% *S. frederici* en la Sierra de Espuña, Murcia (Fuentes et al., 2004a); 10% *S. stroma* y 28 % *S. frederici* en la Sierra de Gredos, Ávila (Fuentes et al., 2004b); 33% *S. stroma* y 26% *S. frederici* en Dunas de Mira, Portugal (Eira et al., 2006); 29% *S. stroma* y 19 % *S. frederici* en el Valle del río Erro, Navarra (Debenedetti et al., 2015).

En las zonas quemadas, a diferencia de lo observado en la mayoría de los estudios anteriores, la prevalencia y la abundancia de *S. stroma* son claramente superiores. En las zonas testimonio estos valores son superiores en *S. frederici*. Sin embargo, los dos oxiúridos no presentan un patrón claro de su prevalencia y generalmente se comportan en ambas zonas como especies componentes, a excepción

de *S. frederici* en las zonas quemadas en las cuales desaparece durante el 12° año PI y pierde de forma importante su prevalencia hasta el 4% en el 8° año PI. Además, destaca la enorme prevalencia de *S. stroma* en las zonas quemadas, en las cuales es >50% durante 9 anualidades y alcanza su máximo, 85%, durante el 14° año PI. Este mayor éxito de *S. stroma* en su infestación con respecto a *S. frederici* en las zonas quemadas contrasta, como se ha comentado anteriormente, con los resultados de otros enclaves peninsulares y también con las zonas testimonio, y por tanto podría deberse a un cambio en el comportamiento de la población helmintiana del oxiúrido parásito del intestino delgado o a una mayor susceptibilidad de la población de *A. sylvaticus*, durante el proceso de regeneración postincendio.

La agregación global, también reportada en la mayoría de los anteriores estudios peninsulares, es clara en ambas zonas, con valores de L cercanos a 1, si bien en el caso de *S. frederici* en las zonas quemadas se produce un descenso durante el 8° y sobre todo durante el 9° año PI. Este hecho corrobora la gran adaptación de *S. stroma* a la población hospedadora del ratón de campo en las zonas quemadas y las dificultades que encuentra *S. frederici* para establecerse totalmente en las zonas en regeneración.

No sorprende la correlación positiva en las zonas quemadas de las prevalencias y abundancias de *S. stroma* tanto con variables climáticas como las temperaturas y los días de lluvia, como sobre todo con la densidad poblacional del hospedador. Esta última correlación ya fue reportada por Abu-Madi et al. (2000) en el ratón de campo del sudeste de Inglaterra y por Montgomery & Montgomery (1990) en Irlanda del Norte. El mayor tamaño de la población hospedadora favorece las especies con un ciclo biológico simple y directo, hospedador a hospedador, como las dos especies de *Syphacia* (Arneberg et al., 1998), las cuales aumentan sus prevalencias y abundancias a lo largo del proceso de regeneración (Fuentes et al., 2007a, 2009). Sin embargo, destaca por una parte la no influencia de la densidad poblacional en las zonas testimonio sobre la población de *S. stroma*, y por otra parte la ausencia de correlaciones de la población de *S. frederici* en ambas zonas. La mayor agregación de la población hospedadora en las zonas quemadas podría estar favoreciendo la mayor



infestación de *S. stroma* durante el proceso de regeneración postincendio, dando lugar a un importante cambio únicamente en la población de este oxiúrido.

El sexo parece jugar un llamativo y sorprendente papel en la determinación de las prevalencias y de las abundancias de ambas especies, con influencias opuestas entre la misma especie en ambas zonas y entre las dos especies de oxiúridos. Concretamente, *S. stroma* presenta mayores prevalencias y abundancias entre la subpoblación de machos en las zonas quemadas y entre la de hembras en las zonas testimonio, y *S. frederici* mayor en hembras en las zonas quemadas y en machos en las zonas testimonio. Esta influencia, sin embargo, no se ve corroborada por los resultados de la RLB y del ANOVA, si bien había sido previamente reportado en *S. stroma* por Behnke et al. (1999), Eira et al. (2006) y Debenedetti et al. (2015) entre otros, y siempre con valores superiores entre los machos, como ocurre en las zonas quemadas. Behnke et al. (1999) sugieren como causa de estas diferencias que los machos adultos presentan mayor exposición a la infestación y/o que éstos tienen una menor inmunocompetencia que las hembras. En todo caso, es de destacar el diferente comportamiento, como se ha comentado ya anteriormente, de las dos especies de oxiúrido en ambas zonas.

El factor edad no ejerce influencia alguna en cuanto a la prevalencia de ambas especies en ambas zonas de estudio. No obstante, la abundancia en los dos oxiúridos es mayor entre la subpoblación adulta. Los resultados de la RLB no revelan influencia alguna de la edad sobre la prevalencia, corroborando los resultados obtenidos, mientras que los resultados del ANOVA, también negativos, no confirman las diferencias observadas según la edad del hospedador. Behnke et al. (1999) observaron este mismo patrón en *S. stroma* en el sur de Inglaterra, proponiendo que las infestaciones por este nematodo tienden a hacerse crónicas y por tanto las cargas parasitarias tienden a ser mayores con la edad del hospedador. Eira et al. (2006) reportaron que la prevalencia sigue el típico patrón de la edad tanto para *S. stroma* como para *S. frederici* en Dunas de Mira, Portugal.

Las variaciones estacionales y anuales son más evidentes en las zonas quemadas, en las cuales la influencia no es únicamente estacional sino también

interanual, sobre todo de la abundancia, como reflejan los resultados del ANOVA. La influencia estacional y anual sobre las poblaciones de estos dos ageohelminthos no se ejerce realmente sobre los estadíos presentes en el medio externo, sino más bien sobre el crecimiento de la población hospedadora, regulado también por los recursos disponibles, las épocas de cría, etc., y sobre su comportamiento en ambas zonas, el cual sí puede ser diferente como consecuencia del proceso de regeneración postincendio. Abu-Madi et al. (2000) en el sureste de Inglaterra para *S. stroma*, y Eira et al. (2006) en Portugal para *S. stroma* y *S. frederici*, reportan diferencias estacionales en las poblaciones helmintianas. Montgomery & Montgomery (1988, 1990) también encuentran diferencias, pero muy débiles, a nivel estacional en las poblaciones de *S. stroma*.

A lo largo de los anteriores estudios llevados a cabo sobre este proceso de regeneración postincendio se ha ido reportando una variable prevalencia de ambas especies de nematodos ageohelminthos, así como una influencia cambiante de los factores intrínsecos y extrínsecos sobre sus poblaciones en ambas zonas de estudio, si bien en todos ellos la elevada agregación ha sido siempre la pauta. Respecto a los resultados del presente estudio: Fuentes et al. (2007a) para el 2º-5º año PI reportan menores prevalencias de *S. stroma* y mayores de *S. frederici* tanto en las zonas quemadas como en las testimonio, así como la influencia tanto del año como del periodo PI en ambas especies solamente en las zonas quemadas; Fuentes et al. (2009, 2010) reportan para el 2º-12º y 2º-10º año PI, respectivamente, menores prevalencias de ambas especies en las zonas quemadas; y Sainz-Elípe (2009) para el 2º-14º año PI reporta prevalencias muy similares, a las del periodo actual, de ambos oxiúridos en ambas zonas, así como correlaciones muy parecidas entre la prevalencia y la abundancia de las dos especies, sobre todo de *S. stroma* en las zonas quemadas y la ausencia total en *S. frederici*. Sin embargo, destaca la ausencia de influencias como el año y el periodo PI tanto sobre *S. stroma* como sobre *S. frederici* en las zonas quemadas, así como la influencia de la edad sobre la prevalencia de *S. frederici* en las zonas quemadas y del factor conjunto año/periodo/sexo/edad sobre la abundancia de *S. frederici* en las zonas testimonio. Las diferencias observadas entre el actual

periodo de estudio y los analizados con anterioridad muestran importantes cambios, sobre todo, en las zonas quemadas en la influencia de los factores intrínsecos y extrínsecos analizados como consecuencia de la continua evolución del proceso de regeneración postincendio.

### **Bioindicadores**

- El gran éxito de infestación de *S. stroma* y las dificultades de *S. frederici* en las zonas quemadas, así como la diferente influencia del sexo en ambas especies se muestran como bioindicadores del cambio de comportamiento de los dos ageohelminthos y/o una diferente susceptibilidad para infestarse de la población del ratón de campo a lo largo y como consecuencia del proceso de regeneración postincendio de este ecosistema mediterráneo.
- La correlación entre la prevalencia de *S. stroma* y la densidad poblacional del ratón de campo solamente en las áreas quemadas se postula como bioindicador del favorecimiento de la parasitación en las zonas quemadas de algunas especies de transmisión totalmente directa como consecuencia de la mayor agregación de *A. sylvaticus* en las zonas en regeneración.
- Las variaciones detectadas a lo largo de todo el periodo de estudio en las poblaciones de ambas especies, fundamentalmente, en las zonas quemadas se muestran como bioindicador de la continua evolución e influencia sobre las poblaciones helmintianas del proceso de regeneración postincendio incluso 18 años después.

### 7.2.7.- *Mastophorus muris*

*M. muris* es un nematodo espirúrido de ciclo obligatoriamente diheteroxeno, con un roedor como hospedador definitivo, y un invertebrado artrópodo como hospedador intermediario, entre los cuales se han implicado de forma experimental: sifonápteros, como las pulgas, ortópteros, como saltamontes y grillos, dermópteros, como las tijeretas, diciópteros, como las cucarachas, y escarabajos tenébridos (Beaucournu & Chabaud, 1963; Shogaki et al., 1972; Quentin, 1979; Schutgens et al., 2013). En el PN de la Serra Calderona, además de en el ratón de campo, se ha citado como parásito de la rata negra, *R. rattus* y del ratón mediterráneo, *M. spretus*, (Fuentes et al., 2000; Sainz-Elipe et al., 2007). El hospedador definitivo se infesta al ingerir el artrópodo parasitado, albergando los dos últimos estadios larvarios, que en menos de un mes darán lugar a los helmintos adultos en su estómago. Los huevos eliminados por el hospedador definitivo con sus heces serán ingeridos por el artrópodo hospedador intermediario, el cual albergará, también en menos de un mes, las larvas L<sub>3</sub> infestantes, enquistadas en su tejido adiposo.

Esta especie ha sido citada frecuentemente entre los helmintos parásitos del ratón de campo en la Península Ibérica, y en varios de los recientes estudios sobre enclaves peninsulares con prevalencias dispares: 5% en el PN de l'Albufera de València (Portolés et al., 2000), 7% en el PN de Doñana (Torres et al., 2003) y 1% en la Sierra de Espuña, Murcia (Fuentes et al., 2004a). Los valores de prevalencia y de abundancia obtenidos en global tanto en las zonas quemadas como en las zonas testimonio, siendo en ambas especie componente de la comunidad helmintiana, están por encima de los valores reportados en otros enclaves peninsulares. Además, cabe resaltar que la prevalencia en las zonas testimonio es, frecuentemente, superior a las anuales de las zonas quemadas, en las cuales no presenta ningún patrón anual aparente.

Este nematodo espirúrido presenta una distribución de frecuencias entre la población de *A. sylvaticus* con variaciones anuales importantes, con una baja agregación, a veces muy cercana a la distribución al azar, durante algunos años PI, y

en la gran mayoría de ellos menor a la agregación global observada en las zonas testimonio. Este cambio y, en general, pérdida interanual de la agregación puede tener una importante capacidad desestabilizadora de la población del ratón de campo en las zonas quemadas, y por tanto, junto a la patología producida por el helminto en el estómago del ratón, contribuir a la regulación poblacional de su hospedador definitivo a lo largo de los sucesivos años de regeneración postincendio.

No se observa ninguna correlación entre las variables climáticas y la densidad poblacional de *A. sylvaticus* con la prevalencia y la abundancia de *M. muris* en las zonas quemadas. En las zonas testimonio se observan correlaciones negativas de la prevalencia con la temperatura media del año anterior a la captura y de la abundancia con la precipitación del año de la captura, lo cual podría reflejar, como en el caso de otros helmintos analizados, la influencia directa de estas variables sobre la evolución de las poblaciones de los artrópodos que actúan como hospedador intermediario.

La influencia del sexo del hospedador sigue un patrón diferente en ambas zonas, con prevalencias y abundancias ligeramente superiores en las hembras de las zonas quemadas, y con prevalencias superiores también en las hembras, pero con abundancias superiores en los machos, en las zonas testimonio. Sin embargo, ni los resultados de la RLB ni del ANOVA reflejaron la influencia directa o indirecta del factor sexo en ninguna de las zonas de estudio. No obstante, estudios llevados a cabo en el topillo rojo, reflejaron la clara influencia del sexo sobre la población de *M. muris*, más prevalente y abundante, en ciertas estaciones del año, en las hembras (Ribas et al., 2009; Gryzbeck et al., 2015).

El factor edad tampoco sigue el mismo patrón en ambas zonas, con mayores prevalencias y abundancias entre la subpoblación adulta en las zonas quemadas, y sin diferencias entre adultos y subadultos en las zonas testimonio, siendo mayor la presencia del nematodo entre la subpoblación juvenil en las zonas quemadas. El patrón típico de la edad se ve corroborado en las zonas quemadas por la influencia de este factor observada tanto en los resultados de la RLB como del ANOVA, no apreciándose ninguna influencia de este factor intrínseco en las zonas testimonio.

La influencia del periodo PI sobre la prevalencia y la abundancia en las zonas quemadas, y únicamente sobre la prevalencia en las zonas testimonio, muestra la influencia de los cambios estacionales sobre la población de los artrópodos hospedadores intermediarios en ambas zonas. Esta influencia fue reportada con anterioridad en los estudios llevados a cabo sobre *M. glareolus* en el PN del Montseny (Ribas et al., 2009).

En comparación con los estudios anteriores sobre este proceso de regeneración (Fuentes et al., 2007a, 2009, 2010; Sainz-Elipe, 2009), no existen prácticamente diferencias, ya que en todos ellos se reportaron prevalencias superiores en las zonas testimonio, con variaciones interanuales importantes en las zonas quemadas, así como la influencia de los mismos factores extrínsecos e intrínsecos, y sobre todo la variación interanual de la agregación, con mayor tendencia a su pérdida, en las zonas quemadas.

### **Bioindicadores**

- La fluctuación tanto de las prevalencias como de las abundancias anuales en las zonas quemadas, así como la mayor prevalencia y abundancia, en general, en las zonas testimonio, se muestran como bioindicadores de la variabilidad de la población de los artrópodos hospedadores intermediarios en las zonas afectadas por el incendio forestal y de la mayor fragilidad de éstas.
- La variabilidad de la agregación interanual, con tendencia a la pérdida, de *M. muris* en las zonas quemadas, y, como consecuencia, el aumento de la capacidad desestabilizadora de la población de *A. sylvaticus*, se postula como bioindicador del cambio de comportamiento de este nematodo espirúrido en las zonas en regeneración postincendio.
- La influencia del factor edad, y en menor medida del factor sexo, solamente en las zonas quemadas sobre la prevalencia y la abundancia de *M. muris* puede ser bioindicador de un cambio en el comportamiento de las subpoblaciones del hospedador determinadas por estos factores intrínsecos como consecuencia del proceso de regeneración postincendio.

### 7.3.- DISCUSIÓN FINAL

De forma general puede afirmarse que 18 años después del incendio forestal que afectó una buena parte del Parc Natural de la Serra Calderona, el proceso de regeneración postincendio sigue en plena actividad, tal y como se desprende de la mayoría de los resultados obtenidos, de las observaciones presentadas en el presente estudio y de los bioindicadores que a partir de ellas se postulan.

El área en regeneración sigue siendo más sensible a los cambios estacionales y anuales, debidos a factores extrínsecos como la climatología, la regeneración vegetal y los puntuales, pero continuos, impactos ambientales de tipo, fundamentalmente, antrópico.

El análisis comparativo global entre las zonas quemadas y las zonas testimonio sigue mostrando algunas diferencias:

- a nivel cualitativo, las zonas quemadas siguen albergando una comunidad helmintiana del ratón de campo con dos especies más, *H. straminea* y *G. arfaai*;
- a nivel cuantitativo, tanto las prevalencias y abundancias generales como a nivel de poblaciones helmintianas componentes en las zonas quemadas, si bien la tendencia hacia la similitud parece tomar fuerza, siguen siendo mayores a las observadas en las zonas testimonio;
- a nivel de la bioecología de la comunidad helmintiana, los ciclos de tipo FES siguen siendo más prevalentes en las zonas quemadas;
- y a nivel de la biodiversidad, tanto la riqueza de especies como la diversidad helmintiana, también siguen siendo mayores en las zonas en regeneración.

El análisis de las poblaciones componentes de la comunidad helmintiana del ratón de campo en ambas zonas, permite agrupar y resumir el total de los 27 bioindicadores propuestos en los siguientes 9 postulados:

- el proceso de regeneración postincendio en el Parc Natural de la Serra Calderona sigue activo y patente 18 años después del paso del incendio forestal; postulado a partir de las observaciones realizadas en la población

- de micromamíferos analizados y las poblaciones helmintianas de *P. matovi*, *S. lobata* y *H. polygyrus*;
- las zonas en regeneración postincendio siguen siendo más sensibles a los cambios ambientales periódicos que afectan este ecosistema de bosque mediterráneo; postulado a partir de las observaciones realizadas en la bioecología y la biodiversidad de la comunidad helmintiana y las poblaciones helmintianas de *P. matovi*, *S. lobata*, *T. muris*, *E. bacillatus* y *H. polygyrus*;
  - las zonas quemadas presentan una mayor riqueza y diversidad helmintiana; postulado a partir de las observaciones realizadas en la biodiversidad de la comunidad helmintiana;
  - las poblaciones de hospedadores, fundamentalmente invertebrados pero también vertebrados, intermediarios y definitivos, presentan mayor variabilidad y susceptibilidad a cualquier cambio en las zonas quemadas; postulado a partir de las observaciones realizadas en *T. parva*, *P. matovi*, *S. lobata*, *A. annulosa*, *S. stroma*, *S. frederici* y *M. muris*;
  - algunas especies helmintianas componentes son capaces de cambiar su comportamiento dentro de la población hospedadora, perdiendo o ganando agregación, y por tanto cambiando su capacidad de desestabilización sobre la población del ratón de campo en las zonas en regeneración; postulado a partir de las observaciones realizadas en *T. parva*, *P. matovi*, *S. lobata*, *T. muris*, *H. polygyrus*, *S. stroma*, *S. frederici* y *M. muris*;
  - en las zonas en regeneración se producen algunos cambios de comportamiento entre las subpoblaciones determinadas por el sexo del hospedador, y que podrían implicar, o estar causadas por un cambio en la respuesta inmunitaria de éste o en la capacidad inmunomoduladora del helminto; postulado a partir de las observaciones realizadas en *T. parva*, *T. muris*, *E. bacillatus*, *H. polygyrus* y *M. muris*;
  - las fluctuaciones estacionales y anuales de los helmintos con ciclo biológico de tipo pseudogeohelminto son mayores en las zonas quemadas como



consecuencia de la mayor fragilidad de éstas ante los cambios estacionales y anuales que se producen en el ecosistema; postulado a partir de las observaciones realizadas en la bioecología de la comunidad helmintiana y las poblaciones helmintianas de *T. muris* y *E. bacillatus*;

- durante los últimos años de estudio se aprecia una mayor similitud en el comportamiento de algunas especies helmintianas componentes entre las zonas quemadas y las zonas testimonio; postulado a partir de las observaciones realizadas en *T. muris* y *E. bacillatus*;
- ciertas especies helmintianas componentes se adaptan más y mejor a la población hospedadora presente en las zonas en regeneración en comparación con las zonas testimonio; postulado a partir de las observaciones realizadas en *A. annulosa* y *S. stroma*.

Cabe destacar que todas las observaciones y bioindicadores, que muestran las diferencias aún existentes entre ambas zonas como consecuencia del proceso de regeneración postincendio, están directamente relacionados con alguno de los factores analizados, siendo de destacar las variables climáticas, relacionadas con el año y el periodo PI, y la densidad poblacional, entre los factores extrínsecos, y el factor sexo entre los intrínsecos, el cual aparentemente parece tener poca influencia, pero los cambios observados pueden ser de gran relevancia.

Prácticamente todas las especies componentes presentan de alguna manera variaciones en su agregación dentro de la población del ratón de campo en las zonas quemadas respecto a las zonas testimonio, y, además, algunas de ellas presentan cambios en diferente dirección, volviendo a recuperar la agregación perdida. Éste es uno de los efectos del proceso de regeneración postincendio más llamativos, ya que muestra como una misma especie parásita, en un mismo enclave en continuo cambio, es capaz de modificar su capacidad de desestabilización de la población hospedadora. Otros cambios, como los observados a nivel de las subpoblaciones determinadas por el sexo, y probablemente relacionadas con aspectos inmunológicos del propio hospedador o inmunomoduladores del propio parásito, no dejan de ser, como ya se ha

comentado, de gran relevancia, pero cuya explicación escapa a los objetivos específicos de este estudio.

De nuevo, queda demostrado el importante papel que tanto el ratón de campo como sus helmintos parásitos juegan como bioindicadores del proceso de regeneración postincendio en ecosistemas mediterráneos, pudiéndose postular que el análisis del estado de regeneración de estos procesos debe tener en cuenta de forma conjunta los aspectos relacionados con: la regeneración del ecosistema, fundamentalmente a nivel de la sucesión y de la cobertura de la vegetación, de la evolución y de la composición de la fauna, tanto de invertebrados como de vertebrados, y de las condiciones climáticas a lo largo de todo el proceso; la población hospedadora analizada, evolución de la dinámica y estructura poblacional; y el comportamiento de la comunidad helmintiana, análisis de la evolución anual de las especies helmintianas componentes y de la influencia de los factores intrínsecos y extrínsecos sobre éstas.

## **CAPÍTULO OCTAVO**

## **CONCLUSIONES**





## 8.- CONCLUSIONES

El análisis de la dinámica poblacional del ratón de campo, *A. sylvaticus*, de la evolución anual de su comunidad helmintiana, y de la influencia sobre ésta de factores intrínsecos (dinámica poblacional, sexo y edad del hospedador) y extrínsecos (variables climáticas, enclave, año y periodo de captura), en las zonas en regeneración postincendio del Parc Natural de la Serra Calderona, durante el periodo 2º-18º año PI, y su comparación con las zonas testimonio utilizadas como control, ha hecho posible postular un conjunto de bioindicadores de este proceso.

El análisis conjunto de estos bioindicadores ha permitido formular las siguientes conclusiones sobre este proceso de regeneración postincendio:

- 1.- el proceso de regeneración postincendio sigue activo y patente 18 años después del paso del incendio forestal;
- 2.- las zonas en regeneración postincendio siguen siendo más sensibles a los cambios ambientales;
- 3.- la población del ratón de campo en las zonas en regeneración sigue siendo mayor y su distribución es más agregada que en las zonas testimonio;
- 4.- las poblaciones de hospedadores, tanto vertebrados como invertebrados, presentan mayor variabilidad y susceptibilidad en las zonas quemadas;
- 5.- la composición de la comunidad helmintiana del ratón de campo en las zonas quemadas es cualitativamente similar a la de las zonas testimonio, con la excepción de *H. straminea* y *G. arfaai*, ausentes hasta el momento en las zonas no afectadas por el incendio forestal;

- 6.- las prevalencias y abundancias anuales, tanto globales como a nivel de la mayoría de las poblaciones helmintianas componentes, siguen siendo superiores en las zonas en regeneración postincendio;
- 7.- la parasitación por helmintos con ciclo biológico de tipo FES, especialmente los ageohelmintos, se ve favorecida como consecuencia, fundamentalmente, de la agregación del ratón de campo en las zonas quemadas;
- 8.- las fluctuaciones estacionales y anuales de los helmintos con ciclo biológico de tipo pseudogeohelminto son mayores en las zonas quemadas;
- 9.- la riqueza de especies y la diversidad helmintiana anual en las zonas en regeneración es aún superior a las de las zonas testimonio;
- 10.- algunas especies componentes de la comunidad helmintiana cambian su agregación parasitaria en las zonas quemadas respecto a las zonas testimonio, cambiando consecuentemente su capacidad reguladora sobre la población del ratón de campo;
- 11.- todos los factores intrínsecos y extrínsecos analizados tienen capacidad de influencia sobre la evolución anual de las poblaciones componentes de la comunidad helmintiana, tanto en las zonas quemadas como en las zonas testimonio, si bien los efectos sobre las zonas en regeneración son mayores y más evidentes;
- 12.- en las zonas en regeneración se producen algunos cambios de comportamiento entre las subpoblaciones determinadas por el sexo del hospedador, y que podrían implicar o estar causadas por un cambio en la respuesta inmunitaria de éste o en la capacidad inmunomoduladora del helminto;

- 13.- durante los últimos años de estudio se aprecia una mayor similitud en el comportamiento de algunas especies helmintianas componentes entre las zonas quemadas y las zonas testimonio, evidenciando el avance positivo del proceso de regeneración postincendio;
- 14.- ciertas especies helmintianas componentes se adaptan más y mejor a la población hospedadora presente en las zonas en regeneración en comparación con las zonas testimonio;
- 15.- el análisis del estado de regeneración debe incluir de forma conjunta los aspectos relacionados con la regeneración del ecosistema, la población hospedadora y la comunidad helmintiana.

Como conclusión final se postula que:

“tanto el ratón de campo, *A. sylvaticus*, como los helmintos componentes de su comunidad helmintiana se confirman como válidos bioindicadores del proceso de regeneración postincendio en ecosistemas de bosque mediterráneo”.





## **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**



**REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

**Abu-Madi MA, Behnke JM, Lewis JW & Gilbert FS, 1998.** Descriptive epidemiology of *Heligmosomoides polygyrus* in *Apodemus sylvaticus* from three contrasting habitats in south-east England. *Journal of Helminthology*, 72: 93-100.

**Abu-Madi MA, Behnke JM, Lewis JW & Gilbert FS, 2000.** Seasonal and site specific variation in the component community structure of intestinal helminths in *Apodemus sylvaticus* from three contrasting habitats in south-east England. *Journal of Helminthology*, 74: 7-15.

**Adamson ML, 1989.** Evolutionary biology of the Oxyurida (Nematoda): biofacies of a haplodiploid taxon. *Advances in Parasitology*, 28: 175-228.

**Alcañiz JM, Serrasolsas I & Vallejo R, 1996.** Efectes dels incendis forestals sobre el sòl. In: *Ecologia del Foc*. Terrades J, coord. Edicions Proa S.A., Barcelona: 111-130.

**Anderson RC, 2000.** *Nematode parasites of vertebrates: their development and transmission*. 2<sup>nd</sup> edition. CAB International Publishing, Wallingford, 650 pp.

**Anderson RM, 1978.** The regulation of host population growth by parasitic species. *Parasitology*, 76: 119-157.

**Anderson RM, 1980.** Depression of host population abundance by direct life cycle macroparasites. *Journal of Theoretical Biology*, 82: 283-231.

**Anderson RM & May RM, 1978.** Regulation and stability of host-parasite population interactions. I. Regulatory processes. *Journal of Animal Ecology*, 47: 219-247.

**Anderson RM & May RM, 1979.** Population biology of infectious diseases. I. *Nature*, 280: 316-367.

**Arcenegui V, 2011.** El foc sobre el sòl. *Mètode*, 70: 78-81.

- Arianoutsou M, 2006.** *Wildland fires impacts: a state of the art; final version. D-04-12.* Euro-Mediterranean Wildland Fire Laboratory, a “wall-less” Laboratory for Wildland Fire Sciences and Technologies in the Euro-Mediterranean Region, 96 pp.
- Arneberg P, 2001.** An ecological law and its macroecological consequences as revealed by studies of relationships between host density and parasite prevalence. *Ecography*, 24: 352-358.
- Arneberg P, Skorping A, Grenfell B & Read AF, 1998.** Host densities as determinants of abundance in parasite communities. *Proceedings of The Royal Society of London, Series B, Biological Sciences*, 265: 1283-1289.
- Arrizabalaga A & Llimona F, 1996.** Efectes de foc sobre la fauna i recuperaci de la fauna desprs del foc. In: *Ecologia del Foc*. Terrades J, coord. Edicions Proa, Barcelona: 173-188.
- Arrizabalaga A & Uribe F, 1988.** *Zoologia. Instruccions per als recol·lectors de mamífers. Preparació i documentació.* Generalitat de Catalunya, Departament de cultura, Barcelona, 19 pp.
- Arrizabalaga A, Montagud E & Fons R, 1993.** Post-fire succession in small mammal communities in the Montserrat Massif (Catalonia, Spain). In: *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Trabaud L & Prodon R, eds. Commission of the European Communities, Brussels: 281-291.
- Athias-Binche F, Briad J, Fons R & Sommer F, 1987.** Study of ecological influence of fire on fauna in Mediterranean ecosystems (soil and above-ground layer). Pattern of post-fire recovery. *Ecologia Mediterranea*, 13: 135-154.
- Aznar FJ, Fernández N, Radun MA & Barona J, 2012.** Els mamfers. In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catal JA, coord. Universitat de València, València: 240-243.
- Baer JG & Tenora F, 1970.** Some species of *Hymenolepis* (Cestoidea) from Rodents and from Primates. *Acta Scientiarium Naturalium Brno*, 4: 1-32.

- Beaucournu JC & Chabaud AG, 1963.** Infestation spontanée de puces par le spiruride *Mastophorus muris* (Gmelin). *Annales de Parasitologie Humaine et Comparée*, 38: 931-934.
- Behnke JM & Wakelin D, 1973.** The survival of *Trichuris muris* in wild populations of its natural hosts. *Parasitology*, 67: 157-164.
- Behnke JM, Ali NMH & Jenkins SN, 1984.** Survival to patency of low level infections with *Trichuris muris* in mice concurrently infected with *Nematospiroides dubius*. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology*, 78: 509-517.
- Behnke JM, Lewis JW, Mohd Zain SN & Gilbert FS, 1999.** Helminth infections in *Apodemus sylvaticus* in southern England: interactive effects of host-age, sex and year on prevalence and abundance of infections. *Journal of Helminthology*, 73: 31-44.
- Behnke JM, Barnard CJ, Bajer A, Bray D, Dinmore J, Frake K, Osmond J, Race T & Siński E, 2001.** Variation in the helminth community structure in bank voles (*Clethrionomys glareolus*) from three comparable localities in the Mazury Lake District region of Poland. *Parasitology*, 123: 401-414.
- Behnke JM, Gilbert ES, Abu-Madi MA & Lewis JW, 2005.** Do the helminth parasites of wood mice interact? *Journal of Animal Ecology*, 74: 982-993.
- Behnke JM, Bajer A, Harris PD, Newington L, Pidgeon E, Rowlands G, Sheriff C, Kulis-Malkowska K, Siński E, Gilbert FS & Barnard CJ, 2008.** Temporal and between-site variation in helminth communities of bank voles (*Myodes glareolus*) from N.E. Poland. 1. Regional fauna and component community levels. *Parasitology*, 135: 985-997.
- Belda C, Urios V & Fuenmayor JL, 1991.** La Calderona: una serra tatuada de pistes. *La Casa Verda butlletí*, 67: 8-9.
- Bernard J, 1961.** Quelques espèces d'helminthes de micromamifères recoltés en France et Espagne. *Vie et Milieu*, 2: 125-149.

- Bernard J, 1963.** Études sur la faune parasitaire de Tunisie. I. Nématodes parasites des Muridae. *Archives de l'Institut Pasteur de Tunis*, 40: 5-64.
- Bernués A, Peris FJ, Bueno R, Falcó JV, Oltra MT & Jiménez R, 2012.** Els invertebrats. In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catalá JA, coord. Universitat de València, València: 224-247.
- Biocca E & Khalil LF, 1981.** Parasites as biological tags. In: *Reviews of Advances in Parasitology. Proceedings of the IV International Congress of Parasitology, ICOPA IV, Warszawa, August 1978*. Slusarski W, ed. Warszawa: 873-879.
- Boggs JF, Mcmurry ST, Leslie DM, Engle DM & Lochmiller RL, 1991.** Influence of habitat modification on the community of gastrointestinal helminths of cotton rats. *Journal of Wildlife Diseases*, 27: 584-593.
- Bombí A, Castell C, Guinart D, Llacuna S & Miño A, 2002.** Los planes de seguimiento en los parques naturales gestionados por la Diputación de Barcelona. *Ecosistemas*, 11: 1-12
- Bordes F, Morand S, Pilosof S, Claude J, Krasnov BR, Cosson JF, Chaval Y, Ribas A, Chaisiri K, Blasdell K, Herbreteau V, Dupuy S & Tran A, 2015.** Habitat fragmentation alters the properties of a host-parasite network: rodents and their helminths in South-East Asia. *Journal of Animal Ecology*, in press.
- Broza M & Izhaki I, 1997.** Post-fire arthropod assemblages in Mediterranean forest soils in Israel. *International Journal of Wildland Fire*, 7: 317-325.
- Broza M, Poliakov D, Weber S & Izhaki I, 1993.** Soil microarthropods on post-fire pine forest on mount Carmel, Israel. *Water Science and Technology*, 27: 533-538.
- Bush AO, Lafferty KD, Lotz JM & Shostak AW, 1997.** Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* revisited. *Journal of Parasitology*, 83: 575-583.
- Calvo-Macho JM, 1993.** Efectos de los incendios forestales sobre las aves. *Quercus*, 92: 13-15.

- Camarasa A, 2012.** Hidrologia superficial: producció d'escolament i generació de crescudes. In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catalá JA, coord. Universitat de València, València: 212-215.
- Canadell J & Fontanillas I, 1987.** Els efectes del foc sobre el sòl i els nutrients de l'ecosistema. In: *Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres perturbacions. Quaderns d'Ecologia Aplicada, 10*. Terrades J, coord. Diputació de Barcelona, Barcelona: 145-156.
- Cañas J, Llimona F, Arrizabalaga A & Matheu E, 1990.** Rehabilitació tras el fuego: el caso de los incendios forestales de Montserrat. *Quercus*, 53: 12-17.
- Cerdà A, 2011.** Incendis, gestió i investigació. *Mètode*, 70: 51-55.
- Cerezuela AM, 2000.** *Los helmintos de insectívoros y roedores de la Serra Calderona (Comunidad Valenciana) y su papel como bioindicadores de la perturbación ocasionada por un incendio forestal*. Tesis Doctoral, Universitat de València, 496 pp.
- Clarck DR & Bunck CM, 1991.** Trends in North American small mammals found in common barn-owl (*Tyto alba*) dietary studies. *Canadian Journal of Zoology*, 69: 3093-3102.
- Combes C, 1987.** *ABC de Parasitologie, probabilité et statistique*. U.A. CNRS 698, Paris, 160 pp.
- Costa M, 1987.** *La vegetació al País Valencià*. Publicacions de la Universitat de València, València, 240 pp.
- Costa M, 1992.** Pisos bioclimáticos y series de vegetación en el área valenciana. *Cuadernos de Geografía*, 31: 129-142.
- Costa M, Peris JB, Figuerola JB & Stübing G, 1985.** Los alcornocales valencianos. *Doc Phytosociol*, 9: 301-313.
- Costa M, Peris JB & Stübing G, 1986.** Notas corológicas levantinas, VI. *Studia Botanica*, 5: 123-125.

- Crespo-Villalba MB, 1989.** *Contribución al estudio florístico, fitosociológico y fitogeográfico de la Serra Calderona.* Tesis Doctoral, Universitat de València, 521 pp.
- Crist EP & Cicone RC, 1984.** A physically-based transformation of Thematic Mapper data-the TM Tasseled Cap. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 22: 256-263.
- Debenedetti AL, Sáez-Durán S, Sainz-Elipe S, Galán-Puchades MT, Fuentes MV, 2014.** Hepatic parasitosis in two wood mice, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae), due to *Aonchotheca annulosa* (Nematoda: Trichuridae), and *Eucoleus bacillatus* (Nematoda: Trichuridae). Erratic parasitism or post mortem migration? *Acta Parasitologica*, 59: 610-614.
- Debenedetti AL, Sainz-Elipe S, Sáez-Durán S, Galicia D, Imaz A, Galán-Puchades MT & Fuentes MV, 2015.** The helminth community of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* from the Erro River valley, Navarre, Spain. *Journal of Helminthology*, in press.
- Dobson AP, 1988.** The population biology of parasite-induced changes in host behaviour. *Quarterly Review of Biology*, 63: 139-165.
- Dobson AP & Hudson PJ, 1992.** Regulation and stability of a free-living host-parasite system: *Trychostrongylus tenuis* in red grouse. II. Population models. *Journal of Animal Ecology* 61: 487-498.
- Docavo I (coord.), 1987.** *La entomofauna del monte de Porta-Coeli.* Edicions Alfons el Magnànim, Institut Valencià d'Estudis i Investigacions, València, 228 pp.
- Doménech-Campos A, 1992.** *Descripción y dibujos de la Sierra Calderona.* Centre Excursionista de València, València, 185 pp.
- Durette-Desset MC, 1968.** Les systèmes d'arêtes cuticulaires chez les Nématode Héligmosomes. III. Étude de set espèces parasites de Rongeurs néarctiques et rétablissement du genre *Heligmosomoides* Hall, 1916. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 40: 186-209.



- Eira C, Torres J, Vingada J & Miquel J, 2006.** Ecological aspects influencing the helminths of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* in Dunas de Mira, Portugal. *Acta Parasitologica*, 51: 300-308.
- EPYPSA, 1992.** *Memoria inicial para la redacción de un Plan de Ordenación de Recursos Naturales de la Serra Calderona*. Estudios, Planificaciones y Proyectos, S.A., València, ined., 26 pp.
- Esteban JG, 1983.** *Contribución al conocimiento de la helmintofauna de micromamíferos (Insectívoros y Roedores) de las Islas Gimnéticas y Pitiusas (Archipiélago Balear, España)*. Tesis Doctoral, Universitat de València, 656 pp.
- Esteban JG, Fuentes MV, Muñoz-Antolí C, Sáez S & Trelis M, 2004.** First report of *Gongylonema pithyusensensis* (Nematoda: Gongylonematidae) in continental Europe. *Helminthologia*, 41: 171-173.
- Faulkner BC & Lochmiller RL, 2000.** Ecotoxicity revealed in parasite communities of *Sigmodon hispidus* in terrestrial environments contaminated with petrochemicals. *Environmental Pollution*, 110: 135-145.
- Faus FV, 1990.** Los mamíferos de l'Albufera de Valencia: datos preliminares. *Medi Natural*, 2: 113-128.
- Feliu C, 1980.** *Contribución al conocimiento de la helmintofauna de micromamíferos ibéricos. Helminths de Gliridae y Muridae (Rodentia)*. Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona, 556 pp.
- Feliu C, Fons R, Mas-Coma S, Galán-Puchades MT, Fuentes MV, Blasco S & Grabulosa I, 1993.** The helminth parasites as markers on the dynamics of micromammals recolonisation after fire. In: *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Traub L & Prodon R, eds. Commission of the European Communities, Brussels: 271-279.
- Feliu C, Renaud F, Catzefelis F, Hugot JP, Durand P & Morand S, 1997.** A comparative analysis of parasite species richness of Iberian rodents. *Parasitology*, 115: 453-466.

- Ferrari N, Cattadori IM, Nespereira J, Rizzoli A & Hudson PJ, 2004.** The role of host sex in parasite dynamics: field experiments on the yellow-necked mouse *Apodemus flavicollis*. *Ecology Letters*, 7: 88-94.
- Ferrari N, Rosà R, Pugliese A & Hudson PJ, 2007.** The role of sex in parasite dynamics: model simulations on transmission of *Heligmosomoides polygyrus* in populations of yellow-necked mice, *Apodemus flavicollis*. *International Journal for Parasitology*, 37: 341-349.
- Fons R, 1984.-** Impact écologique du feu sur les micromammifères. Dynamiques du repeuplement. In: *Modalités de la cicatrisation des écosystèmes méditerranéens après l'incendie. Evolution de la macro et microfaune en fonction de la régénération de la végétation*. Rapport Ministère de l'Environnement. Convention de Recherche n° 81376, Offset, Laboratoire Arago, Banyuls-sur-Mer: 115-153.
- Fons R, 1986.** Modalités de cicatrisation des écosystèmes méditerranéens après l'incendie: evolution et dynamique du repeuplement des micromammifères. In: *Impact des feux de forêts en région méditerranéenne: modalités de cicatrisation de la faune et des écosystèmes. Proposition pour une gestion scientifique de paysages et de la faune*. Contrat CEE/CNRS n° ENV-B04-F (RS), Offset, Laboratoire Arago, Banyuls-sur-Mer, 29 pp.
- Fons R, Grabulosa I, Saint-Girons MC, Galán-Puchades MT & Feliu C, 1988.** Incendie et cicatrisation des écosystèmes méditerranéens. Dynamique de repeuplement en micromammifères. *Vie et Milieu*, 38: 259-280.
- Fons R, Grabulosa I, Feliu C, Mas-Coma S, Galán-Puchades MT & Comes AM, 1993.** Postfire Dynamics of a Small Mammal Community in a Mediterranean Forest (*Quercus suber*). In: *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Traub L & Prodon R, eds. Commission of the European Communities, Brussels: 259-270.
- Font JM, 1989.** Lepidópteros y otros insectos. In: *Guía de la Naturaleza de la Comunidad Valenciana*. Sanchis Moll EJ, dir. Editorial Levante-El Mercantil Valenciano, València: 35-60.

- Forteza J, Rubio JL & Sánchez J, 1995.** *Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana (Proyecto LUCDEME). Hojas de Sagunto y Villar del Arzobispo.* Generalitat Valenciana, Valencia.
- Fredensborg BL & Poulin R 2006.** Parasitism shaping host life-history evolution: adaptive responses in a marine gastropod to infection by trematodes. *Journal of Animal Ecology*, 75: 44-53.
- Fuentes ER & Campusano C, 1985.** Pest outbreaks and rainfall in the semi-arid region of Chile. *Journal of Arid Environments*, 8: 67-72.
- Fuentes MV, 1992.** *Ecología de los helmintos parásitos de roedores en las Islas Pitiusas de Ibiza y Formentera (Archipiélago Balear, Espana).* Tesis Doctoral, Universitat de Valencia, 393 pp.
- Fuentes MV, 2012.-** *Apodemus sylvaticus.* In: *Mamíferos de la Comunitat Valenciana.* Colección Biodiversidad, 19. Jiménez J, Monsalve MA & Raga JA, eds. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, Valencia: 264-267.
- Fuentes MV, 2014.** Els espais protegits al Camp de Túria com a patrimoni mediambiental. El cas especial de la Serra Calderona. In: *Segon Congrés Universitat de Valencia – Insitituts d'Estudis Comarcals. Medi ambient i desenvolupament territorial.* Universitat de Valencia, Valencia: 71-76.
- Fuentes MV & Catal JA (coords.), 2012.** El Parc Natural de la Serra Calderona. In: *La Universitat de Valencia i els seus entorns naturals.* Catal JA, coord. Universitat de Valencia, Valencia: 196-279.
- Fuentes MV & Galán-Puchades MT, 1994.** La recolonització dels petits mamífers en àrees cremades i llur paper com a bioindicadors de la regeneració postincendi. El cas de la Serra Calderona: primeres dades i aportacions. In: *Segon Congrés d'Estudis Comarcals.* Institut d'Estudis Comarcals del Camp de Túria, Benaguasil, Valencia: 104-113.

**Fuentes MV & Galán-Puchades MT, 1995.** Regeneració dels boscs i recolonització dels petits mamífers, dos processos postincendi d'evolució paral·lela: el cas de la serra Calderona. In: *Congrés Jaume I de Medi Ambient al País Valencià.. Acció Ecologista-Agró i Fundació Ausiàs March, València.*

**Fuentes MV, Galán-Puchades MT & Cerezuela AM, 1998.** Insectívoros y roedores de la Serra Calderona (Comunitat Valenciana). Dinámicas de recolonización y estudio helmintológico postincendio. *Galemys*, 10: 37-58.

**Fuentes MV, Cerezuela AM & Galán-Puchades MT, 2000.** A helminthological survey of small mammals (insectivores and rodents) in the Serra Calderona mountains (Valencian Community, Spain). *Research and Reviews in Parasitology*, 60: 25-35.

**Fuentes MV, Sáez S, Trelis M, Cruz J, Sarmento PE, Casanova JC, Torres J, Feliu C & Esteban JG, 2003.** Helminthfauna of small mammals (Insectivora, Rodentia) collected in the Serra da Malcata (Portugal). *Research and Reviews in Parasitology*, 63: 89-92.

**Fuentes MV, Sáez S, Trelis M, Galán-Puchades MT & Esteban JG, 2004a.** The helminth community of the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*, in the Sierra Espuña, Murcia, Spain. *Journal of Helminthology*, 78: 219-223.

**Fuentes MV, Sáez S, Trelis M, Muñoz-Antolí C & Esteban JG, 2004b.** The helminth community of *Apodemus sylvaticus* (Rodentia, Muridae) in the Sierra de Gredos (Spain). *Arxius de Miscel·lània Zoològica*, 2: 1-6.

**Fuentes MV, Sainz-Elipe S & Galán-Puchades MT, 2005a.** The helminth community of the common shrew in a post-fire regenerated Mediterranean ecosystem. *Helminthologia*, 42: 31-34.

**Fuentes MV, Sainz-Elipe S & Galán-Puchades MT, 2005b.** Comparative analysis of the helminth community of the common shrew, *Crocidura russula*, of three western Mediterranean enclaves and the inland of the Iberian Peninsula. *Research and Reviews in Parasitology*, 65: 37-42.

**Fuentes MV, Sainz-Elife S & Galán-Puchades MT, 2007a.** Ecological study of the wood mouse helminth community in a burned Mediterranean ecosystem in regeneration five years after a wildfire. *Acta Parasitologica*, 52: 403-413.

**Fuentes MV, Sainz-Elife S & Galán-Puchades MT, 2007b.** Geographic information systems as a new tool and methodology proposed for modelling mammal/helminth postfire regeneration. The example of Parc Natural de la Serra Calderona (Comunitat Valenciana, Spain). *Research and Review in Parasitology*, 67: 9-14.

**Fuentes MV, Sainz-Elife S, Sáez-Durán S & Galán-Puchades MT, 2009.** Helminth parasites of small mammals as biological indicators of the post-fire regeneration process in Mediterranean ecosystems and preliminary small mammal/helminth GIS models. *Revista Ibero-Latinoamericana de Parasitología*, 1: 46-55.

**Fuentes MV, Sainz-Elife S, Sáez-Durán S & Galán-Puchades, 2010.** The helminth community of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* in a Mediterranean ecosystem in regeneration ten years after the wildfire. *Journal of Helminthology*, 84: 39-48.

**Galán-Puchades MT, 1986.** *Contribución al conocimiento de la fauna de Plathelminfos parásitos de Crocidurinae (Insectivora: Soricidae) en el marco europeo continental e insular del Mediterráneo Occidental.* Tesis Doctoral, Universitat de València, 729 pp.

**Galán-Puchades MT & Fuentes MV, 1996.** Parasites and fire. *Parasitology Today*, 12: 327.

**Galán-Puchades MT, Fons R, Feliu C, Torregrosa M, Jiménez AM & Fuentes MV, 1990.** Etude bioécologique de l'helminthofaune d'*Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) dans les écosystèmes perturbés par l'incendie. *Vie et Milieu*, 40: 263-264.

**Galán-Puchades MT, Mas-Coma S, Fuentes MV, Jiménez AM & Fons R, 1992.** Dinámica de la comunidad helmintiana parásita de poblaciones del ratón de campo, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Muridae) en ecosistemas perturbados por el fuego. In: *"In Memoriam" al Profesor Doctor D. F. de P. Martínez Gómez*. Hernández S, ed. Servicio de Publicaciones Universidad de Córdoba, Córdoba: 467-480.

**Galán-Puchades MT, Fuentes MV, Cerezuela AM & Mas-Coma S, 1994.** New Record of *Dollfusinus frontalis* Biocca et Ferretti, 1958 (Trematoda: Brachylaimidae) in Continental Europe. *Research and Reviews in Parasitology*, 54: 249-254.

**Galán-Puchades MT, Fuentes MV, Cerezuela AM, Fons R & Mas-Coma S, 1998.** Host/parasite postfire responses: the helminths of *Apodemus sylvaticus* (Rodentia, Muridae) as bioindicators of its movements after fire. *Miscel·lània Zoològica*, 21: 35-43.

**Galán-Puchades MT, Fuentes MV, Cerezuela AM, Fons R & Mas-Coma S, 1999.** A proposed methodology for the use of helminth parasites as biological tags in the study of postfire ecosystem regeneration processes. *Vie et Milieu*, 49: 45-50.

**Garay P & Bastida J, 2012a.** Un aula de Geologia (I). In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catalá JA, coord. Universitat de València, València: 204-207.

**Garay P & Bastida J, 2012b.** Un aula de Geologia (II). In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catalá JA, coord. Universitat de València, València: 208-211.

**García-Fayos P, 1982.** *Estudio sobre la vegetación de los alcornoques de la Sierra Calderona*. Tesis de Licenciatura, Facultat de Ciències Biològiques, Universitat de València.

**García-Fayos P, 1991.** La vegetación silicícola de la Sierra Calderona (Comunidad Valenciana). *Lazaroa*, 12: 317-332.

- García-Fayos P & Molina-Doñate MJ, 1990.** Estructura del matorral mediterráneo en relación con un gradiente de ladera. *Studia Oecologica*, 7: 19-31.
- García-Fayos P & Molina-Doñate MJ, 1992.** Distribución de tipos morfológicos y funcionales del matorral mediterráneo en una ladera de materiales silíceos. *Studia Oecologica*, 9: 93-103.
- García-Fayos P, Aguilera A, Mansanet J & Mateo G, 1984.** Datos florísticos sobre la Serra Calderona. *Collectanea Botanica*, 15: 241-247.
- Gosálbez J, 1987.** *Insectívors i rosegadors de Catalunya. Metodologia d'estudi i catàleg faunístic*. Ketres Editora, Barcelona, 241 pp.
- Goüy de Belloch J, Morand S & Feliu C, 2002.** Patterns of parasite species richness of western Palaearctic: micro-mammals: island effects. *Ecography*, 25: 173-183.
- Goüy de Belloch J, Sarà M, Casanova JC, Feliu C & Morand S, 2003.** A comparison of the structure of helminth communities in the woodmouse, *Apodemus sylvaticus*, on islands of the western Mediterranean and continental Europe. *Parasitology Research*, 90: 64-70.
- Gregory RD, 1991.** Parasite epidemiology and host population growth: *Heligmosomoides polygyrus* (Nematoda) in enclosed wood mouse populations. *Journal of Animal Ecology*, 60: 805-821.
- Gregory RD, 1992.** On the interpretation of host-parasite ecology: *Heligmosomoides polygyrus* (Nematoda) in wild wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) populations. *Journal of Zoology*, 226: 109-121.
- Gregory RD, Keymer AE & Clarke JR, 1990.** Genetics, sex and exposure: the ecology of *Heligmosomoides polygyrus* (Nematoda) in the wood mouse. *Journal of Animal Ecology*, 59: 363-378.
- Gregory RD, Montgomery SSJ & Montgomery WI, 1992.** Population biology of *Heligmosomoides polygyrus* (Nematoda) in the wood mouse. *Journal of Animal Ecology*, 61, 749-757.

- Gryzbeck M, Bajer A, Behnke-Borowczyk J, Al-Sarraf M & Behnke JM, 2015.** Female host sex-biased parasitism with the rodent stomach nematode *Mastophorus muris* in wild bank voles (*Myodes glareolus*). *Parasitology Research*, 114: 523-533.
- Gutiérrez JR & Meserve RL, 2003.** El Niño effects on soil seed bank dynamics in north-central Chile. *Oecologia*, 134: 511-517.
- Haim A, 1993.** Resilience to fire of rodents in an east-Mediterranean pine forest on mount Carmel, Israel: the effects of different managements. In: *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Trabaud L & Prodon R, eds. Commission of the European Communities, Brussels: 293-301.
- Hall MC, 1916.** Nematode parasites of mammals of the orders Rodentia, Lagomorpha and Hyracoidea. *Proceedings of the United States National Museum*, 50: 1-258.
- Harrison A, Scantlebury M & Montgomery WI, 2010.** Body mass and sex-biased parasitism in wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Oikos*, 119: 1099-1104.
- Hugot JP, 1980.** Sur le genre *Aspiculuris* Schulz, 1924 (Nematoda, Heteroxyematidae), oxyures parasites de Rongeurs Muroidea. *Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 3: 723-735.
- Hunkeler P, 1974.** Les Cestodes parasites des petits mammifères (Rongeurs et Insectivores) de Côte-d'Ivoire et de Haute-Volta. *Revue Suisse de Zoologie*, 80: 809-930.
- IGME, 1974a.** *Mapa geológico de España. Esc. 1: 50.000. Hoja de Sagunto (668)*. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria.
- IGME, 1974b.** *Mapa geológico de España. Esc. 1: 50.000. Hoja de Villar del Arzobispo (667)*. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria.
- Jankovská I, Langrová I, Bejček V, Vadlejch J & Borovský M, 2005.** Comparison of helminth fauna of shrew (*Sorex araneus* and *Sorex minutus*) in ecosystems affected and non-affected by industrial emissions. *Helminthologia*, 42: 77-81.



- Jiménez J, 1989.** Los mamíferos. In: *Guía de la Naturaleza de la Comunidad Valenciana*. Sanchis Moll EJ, dir. Editorial Levante-El Mercantil Valenciano, València: 271-300.
- Jiménez J, Monsalve MA & Raga JA (eds.), 2012.-** *Mamíferos de la Comunitat Valenciana*. Colección Biodiversidad, 19. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient, Generalitat Valenciana, València, 299 pp.
- Kelt DA, Meserve PL Nabors K, Forister ML & Gutiérrez JR, 2004.** Foraging ecology of small mammals in semiarid Chile: the interplay of biotic and abiotic effects. *Ecology*, 85: 383-397.
- Keymer AE, Tarlton A, Hiorns RW, Lawrence CE & Pitchard DI, 1990.** Immunogenic correlates of susceptibility to infection with *Heligmosomoides polygyrus* in outbred mice. *Parasitology*, 101: 69-73.
- Kisielewska K, 1970.** Ecological organization of intestinal helminth groupings in *Clethrionomys glareolus* (Schreb.) (Rodentia). I. Structure and seasonal dynamics of helminth groupings in a host population in the Bialowieża National park. *Acta Parasitologica Polonica*, 18: 121-147.
- Kiss L & Magnin F, 2003.** The impact of fire on some land snail communities and patterns of post-fire recolonisation. *Journal of Molluscan Studies*, 69: 43-53.
- Kiss L & Magnin F, 2006.** High resilience of Mediterranean land snail communities to wildfires. *Biodiversity and Conservation*, 15: 2925-2944.
- Krasnov BR, Poulin R & Morand S, 2006.** Patterns of macroparasite diversity in small mammals. In: *Micromammals and macroparasites. From evolutionary ecology to management*. Morand S, Krasnov RB & Poulin R, eds. Springer-Verlag, Tokyo: 197-231.
- Lafferty KD, 1997.** Environmental Parasitology: What can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitology Today*, 13: 251-255.
- Lafferty KD & Kuris AM, 1999.** How environmental stress affects the impacts of parasites. *Limnology and Oceanography*, 44: 925-931.

- Langeron M, 1949.** *Précis de Microscopie*. Tomes I et II. Paris, 1430 pp.
- Langley R & Fairley JS, 1982.** Seasonal variations in infestations of parasites in a wood mouse *Apodemus sylvaticus* population in the west of Ireland. *Journal of Zoology*, 198: 249-261.
- Lefkovitch LP, 1966.** An index of spatial distribution. *Researches on Population Ecology*, 8: 89-92.
- Lima M, Juillard R, Stenseth NC & Jaksic F, 2001.** Demographic dynamics of a neotropical small rodent (*Phyllotis darwini*): feedback structure, predation and climatic factors. *Journal of Animal Ecology*, 70: 761-775.
- Llimona F, Matheu E & Prodon R, 1989.** La Dinámica de la Avifauna en Ecosistemas Mediterráneos afectados por el Fuego: Un Proceso con Respuestas diversas. *X Jornadas Ornitológicas, G.O.B.S.E.O.* (Calvià, Mallorca).
- Lloret F, 2004.** Régimen de incendios y regeneración. In: *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Valladares F, ed. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid: 101-126.
- Lluch J & Navarro P, 2012.** L'herpetofauna: ambifis i rèptils. In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catalá JA, coord. Universitat de València, València: 228-231.
- López B & Guitián J, 1988.** Evolución de las Comunidades de Aves después del Incendio en Pinares de Galicia Occidental. *Ardeola*, 35: 97-107.
- Mackenzie K, 1982.** Fish parasites as biological tags. *Scottish Fisheries Bulletin*, 47: 27-32.
- Mackenzie K, 1983.** Parasites as biological tags in fish population studies. *Advances in Applied Biology*, 7: 251-331.
- Mackenzie K, 1986.** Parasites as indicators of host populations. In: *Parasitology- Quo Vadit? Proceedings of the VI International Congress of Parasitology*. Howell MJ, ed. Australian Academy of Science, Canberra; 345-352.

**Mackenzie K, 2002.** Parasites as biological tags in population studies of marine organisms: an update. *Parasitology*, 124: S153-S163.

**Mackenzie K, Williams HH, Williams B, Mevcar AH & Siddall R, 1995.** Parasites as indicators of water quality and the potential use of helminth transmission in marine pollution studies. *Advances in Parasitology*, 35: 85-144.

**Macmahon JA, 1981.** Successional processes: comparison among biomes with special references to probable roles of and influences on animals. In: *Forest Succession. Concepts and Applications*. West DC, Shugart HH & Botkin DB, eds. Springer-Verlag, Berlin, 277-304 pp.

**Magurran AE, 1988.** *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, London, 129 pp.

**Marcogliese DJ, 2004.** Parasites: Small players with crucial roles in the ecological theater. *EcoHealth*, 1: 151-164.

**Marcogliese DJ, 2005.** Parasites of the superorganism: Are they indicators of ecosystem health? *Journal of Parasitology*, 35: 705-716.

**Marcogliese DJ & Cone DK, 1996.** On the distribution and abundance of eel parasites in Nova Scotia: influence of pH. *Journal of Parasitology*, 82: 389-399.

**Masalles RM & Vigo J, 1987.** La successió a les terres mediterrànies: sèries de vegetació. In: *Ecosistemes terrestres: la resposta als incendis i a d'altres pertorbacions*. Quaderns d'Ecologia Aplicada, 10. Servei del Medi Ambient, Diputació de Barcelona, Barcelona: 27-43.

**Mas-Coma S, 1976.** *Contribución al conocimiento de la helmintofauna de micromamíferos de España*. Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona, 527 pp.

**Mas-Coma S & Feliu C, 1984.** Helminthfauna from small mammals (insectivores and rodents) on the Pityusic Islands. In: *Biogeography and Ecology of the Pityusic Islands*. Kuhbier H, Alcover JA & Guerau d'Arellano Tur C, eds. Dr. W. Junk Publishers, The Hague: 469-525.

**Mas-Coma S, Feliu C & Beaucornu JC, 1984a.** Parasitofauna de micromamífers de les Illes Medes. In: *Els Sistemes Naturals de les Illes Medes*. Casassas i Simó E, ed. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona: 259-272.

**Mas-Coma S, Montoliu I & Valero MA, 1984b.** Méthodologie d'étude morphométrique de la variabilité intraspécifique chez les Digènes de la famille Brachylaimidae Joyeux et Foley, 1930. *Bulletin de la Société Neuchâteloise des Sciences Naturelles*, 107: 185-195.

**Mataix-Solera J, 2011.** Els efectes dels incendis al sòl. *Mètode*, 70: 56-57

**Mateo-Sanz G, 2012a.** La vegetació. In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catalá JA, coord. Universitat de València, València: 216-219.

**Mateo-Sanz G, 2012b.** Flora singular. In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catalá JA, coord. Universitat de València, València: 220-223.

**May RM & Anderson RM, 1978.** Regulation stability of host-parasite interactions. II. Destabilizing processes. *Journal of Animal Ecology*, 47: 249-268.

**May RM & Anderson RM, 1979.** Population biology of infectious diseases. II. *Nature*, 280: 455-461.

**Meserve PL, Yunger JA, Gutiérrez J, Contreras LC, Milstead WB, Lang BK, Cramer KL, Herrera S, Lagos VO, Silva SI, Tabilo EL, Torrealba MA & Jaksic FM, 1995.** Heterogeneous responses of small mammals to an El Niño event in north-central semiarid Chile and the importance of ecological scale. *Journal of Mammalogy*, 76: 580-595.

**Meserve PL, Kelt DA, Milstead WD & Gutiérrez JR, 2003.** Thirteen years of shifting top-down and bottom-up control. *BioScience*, 53: 633-646.

**Molina-Doñate MJ, 1987.** *Estudio Edafológico-Ambiental de las comarcas del norte de la provincia de València (Rincón de Ademuz, Serranos, Camp del Turia y Camp de Morvedre)*. Tesis Doctoral, Universitat de València.

- Monamy V & Fox BJ, 2000.** Small mammal successions is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. *Austral Ecology*, 25: 580-587.
- Monrs JS, Vera P, Arnal G & Piculo R, 2012.** Diversitat d'hbitats i avifauna. In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catal JA, coord. Universitat de València, València: 216-219.
- Montgomery SSJ & Montgomery WI, 1988.** Cyclic and non-cyclic dynamics in populations of the helminth parasites of wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Journal of Helminthology*, 62: 78-90.
- Montgomery SSJ & Montgomery WI, 1989.** Spatial and temporal variation in the infracommunity structure of helminths of *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae). *Parasitology*, 98: 145-150.
- Montgomery SSJ & Montgomery WI, 1990.** Structure, stability and species interactions in helminth communities of wood mice *Apodemus sylvaticus*. *International Journal for Parasitology*, 20: 225-242.
- Morand S, 2000.** Wormy world: comparative tests of theoretical hypotheses on parasite species richness. In: *Evolutionary biology of host-parasite relationships: theory meets reality*. Poulin R, Morand S & Skorping A, eds. Elsevier, Amsterdam: 63-79.
- Morand S, Bouamer S & Hugot JP, 2006.** Nematodes. In: *Micromammals and macroparasites. From evolutionary ecology to management*. Morand S, Krasnov RB & Poulin R, eds. Springer-Verlag, Tokyo: 63-79.
- Moravec F, 1982.** Proposal of a new systematic arrangement of Nematodes of the family Capillaridae. *Folia Parasitologica*, 29: 119-132.
- Moya D & De las Heras J, 2011.** Desprs de l'incendi. *Mètode*, 70: 72-77.
- Murai E & Tenora F, 1973.** Some Taeniid species (Cestoidea) parasitizing Vertebrates (Rodentia, Carnivora, Strigiformes) in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 19: 125-132.

- Murgui E, 1996.** Aproximación al conocimiento de la avifauna invernante de la Sierra Calderona. *El Serenet*, 1: 2-18.
- Nesemeri L & Hollo F, 1961.** *Diagnóstico parasitológico veterinario*. Zaragoza, 303 pp.
- Ordóñez JL & Retana J, 2004.** Early reduction of post-fire recruitment of *Pinus nigra* by post-dispersal seed predation in different time-since fire habitats. *Ecography*, 27: 449-458.
- Pardini G, 2002.** Effect of fire on soil erosion and nutrient depletion in a Mediterranean land use sequence (NE Spain). In: *Fire, landscape and biodiversity: an appraisal of the effects and effectiveness. Lectures from the 3<sup>rd</sup> International Summer School on the Environment*. Pardini G & Pinto J, eds. Universitat de Girona, Institut de Medi Ambient, Girona: 131-143.
- Pardini G & Pintó J (eds.), 2002.** *Fire, landscape and biodiversity: an appraisal of the effects and effectiveness. Lectures from the 3<sup>rd</sup> International Summer School on the Environment*. Universitat de Girona, Institut de Medi Ambient, Girona, 218 pp.
- Parker RE, 1981.** *Estadística para biólogos*. Ediciones Omega, Barcelona, 136 pp.
- Patrick MJ, 1991.** Distribution of enteric helminths in *Glaucomys volans* L. (Sciuridae): a test for competition. *Ecology*, 72; 755-758.
- Patterson JEH & Ruchstuhl KE, 2013.** Parasite infection and host group size: a meta analytical review. *Parasitology*, 140: 803-813.
- Pausas JG, 2011.** Incendis necessaris. *Mètode*, 70: 58-65.
- Pérez-Cueva AJ, 1994.** *Atlas climático de la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports, València, 205 pp.
- Perrinet M, 1987.** Resposta de la vegetació al foc a les landes de la muntanya catalana. In: *Ecosistemes terrestres. La resposta als incendis i a d'altres pertorbacions. Quaderns d'Ecologia Aplicada, 10*. Terrades J, coord. Diputació de Barcelona, Barcelona: 131-143.

- Petney TN & Andrews RH, 1998.** Multiparasite communities in animals and humans: frequency, structure and pathogenic significance. *International Journal for Parasitology*, 28: 377-393.
- Pietriock M & Marcogliese DJ, 2003.** Free-living endohelminth stages: at the mercy of environmental conditions. *Trends in Parasitology*, 19: 293-299.
- Pons P, 2002.** The population responses of birds to fires in Mediterranean ecosystems. In: *Fire, landscape and biodiversity: an appraisal of the effects and effectiveness. Lectures from the 3<sup>rd</sup> International Summer School on the Environment.* Pardini G & Pinto J, eds. Universitat de Girona, Institut de Medi Ambient, Girona: 57-68.
- Portolés E, Granell P & Esteban JG, 2000.** Helminthofaunistic analysis of *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Muridae) from the Albufera Natural Park (Valencia, Spain). *Research and Reviews in Parasitology*, 60: 17-23.
- Poulin R, 1996.** Sexual inequalities in helminth infections: a cost of being a male? *American Naturalist*, 147: 287-295.
- Prodon R, 1987.** Fire, bird conservation and land management in the North-Mediterranean area. *Ecologia Mediterranea*, 13: 127-133.
- Prodon R, Fons R & Peter AM, 1985.** L'impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les micromammifères dans les formations méditerranéennes des Pyrénées Orientales: Premiers resultats. *Revue d'Ecologie (la Terre et la Vie)*, 39: 129-158.
- Prodon R, Fons R & Athias-Binche F, 1987.** The impact of fire on animal communities in mediterranean area. In: *The role of fire in ecological systems.* Trabaud L, ed. SPB Academic Publishing, The Hague: 121-157.
- Puchades S (coord.), 1990.** *Redescobrir la Serra Calderona.* Centre Excursionista de València, València, 79 pp.

- Püttker T, Meyer-Lucht Y & Sommer S, 2008.** Effects of fragmentation on parasite burden (nematodes) of generalist and specialist small mammal species in secondary forest fragments of coastal Atlantic Forest, Brazil. *Ecological Research*, 23: 207-215.
- Quentin JC, 1970.** Morphogénèse larvaire du Spiruride *Mastophorus muris* (Gmelin, 1790). *Annales de Parasitologie Humaine et Comparée*, 45: 839-855.
- Quentin JC, 1971.** Morphologie comparée des structures céphaliques et génitales des Oxyures du genre *Syphacia*. *Annales de Parasitologie Humaine et Comparée*, 46: 15-60.
- Quentin JC, 1994.** Family Catenotaeniidae Spasskii, 1950. In: *Keys To the Cestode Parasite of Vertebrates* (Khalil LF, Jones A & Bray RA eds. CAB International, University Press, Cambridge: 367-374.
- Radea C & Arianoutsou M, 2000.** Cellulose decomposition rates and soil arthropod community in a *Pinus halepensis* Mill. forest of Greece after a wildfire. *European Journal of Soil Biology*, 36: 57-64.
- Reutter BA, Helfer V, Hirzel AH & Vogel P, 2003.** Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. *Journal of Biogeography*, 30: 581-590.
- Ribas A, Torre I, Feliu C, Arrizabalaga A & Casanova JC, 2009.** Helminth communities of the bank vole *Myodes glareolus* (Rodentia, Arvicolinae) in two populations: Montseny Natural Park (north-eastern Spain) and Pi Natural Reserve (French Pyrenees). *Revista Ibero-Latinoamericana de Parasitología*, 1: 73-81.
- Ridaura A, 2003.** *Epidemiología de las helmintiasis de pequeños mamíferos tras una catástrofe medioambiental: descripción de un modelo murino*. Tesis de Licenciatura, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, 145 pp.
- Robles F, 1989.** Moluscos continentales. In: *Guía de la Naturaleza de la Comunidad Valenciana*. Sanchis Moll EJ, dir. Editorial Levante-El Mercantil Valenciano, València: 61-80.



**Roman E, 1951.** Étude écologique et morphologique sur les Acanthocéphales et les Nématodes parasites des rats de la Région Lyonnaise. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 2: 49-270.

**Sainz-Elipe S, 2005.** *Helminths parásitos como marcadores biológicos. El caso del ratón de campo, Apodemus sylvaticus (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Muridae), en el Parc Natural de la Serra Calderona (Comunitat Valenciana), 12 años después de un incendio forestal.* Trabajo de Investigación - Diploma de Estudios Avanzado (DEA), Facultat de Farmàcia, Universitat de València, 113 pp.

**Sainz-Elipe S, 2009.** *Helminths parásitos del ratón de campo, Apodemus sylvaticus (Linnaeus, 1758), como bioindicadores de la regeneración postincendio en el Parc Natural de la Serra Calderona (C. Valenciana).* Tesis Doctoral, Universitat de València, 274 pp.

**Sainz-Elipe S, Galán-Puchades MT & Fuentes MV, 2007.** The helminth community of the Mediterranean mouse, *Mus spretus*, in a post-fire regenerated Mediterranean ecosystem. *Helminthologia*, 44: 107-111.

**Sainz-Elipe S, Sáez-Durán S, Galán-Puchades MT & Fuentes MV. 2012.** Small mammal (Soricomorpha and Rodentia) dynamics after a wildfire in a Mediterranean ecosystem. *Mammalia*, 76: 251-259.

**Sánchez S, Gómez F & Peiró S, 1989.** Peces continentales, anfibios y reptiles. In: *Guía de la Naturaleza de la Comunidad Valenciana*. Sanchis Moll EJ, dir. Editorial Levante-El Mercantil Valenciano, València: 81-126.

**Sanroque P & Rubio JL, 1982.** *El suelo y los incendios forestales.* Diputació de València, València, 63 pp.

**Santoyo-Ramírez A, 1986.** *Estudio Geoedafológico de la Provincia de València. Cartografía y Capacidad de Uso a Esc. 1: 200.000.* Tesis Doctoral, Universitat de València, 476 pp.

- Scheef G, Sures B & Taraschewski H, 2000.** Cadmium accumulation in *Moniliformis moniliformis* (Acanthocephala) from experimentally infected rats. *Parasitology Research*, 86: 688-691.
- Schutgens M, Cook B, Gilbert F & Behnke JM, 2013.** Behavioural changes in the flour beetle *Tribolium confusum* infected with the spirurid nematode *Protospirura muricola*. *Journal of Helminthology*, 89: 68-79.
- Scott ME, 1987.** Regulation of mouse colony abundance by *Heligmosomoides polygyrus*. *Parasitology*, 95: 111-124.
- Scott ME, 1990.** An experimental and theoretical study of the dynamics of mouse-nematode (*Heligmosomoides polygyrus*) interaction. *Parasitology*, 101: 75-92.
- Sendra A, Tormos J, Pérez C & Asís JD, 1989.** Artrópodos no insectos. In: *Guía de la Naturaleza de la Comunidad Valenciana*. Sanchis Moll EJ, dir. Editorial Levante-El Mercantil Valenciano, València: 1-34.
- Sgardelis SP & Margaris NS, 1993.** Effects of fire on soil microarthropods of a phryganic ecosystem. *Pedobiologia* 37: 83-94.
- Sgardelis SP, Pantis JD, Argyropoulou MD & Stamou GP, 1995.** Effects of fire on soil macroinvertebrates in a Mediterranean of phryganic ecosystem. *International Journal of Wildland Fire*, 5: 113-121.
- Sharpe GI, 1964.** The helminth populations of some small mammal communities. I. The parasites and their hosts. *Parasitology*, 54: 145-154.
- Shaw DJ & Dobson AP, 1995.** Patterns of macroparasite abundance and aggregation in wildlife populations: a quantitative review. *Parasitology*, 111: S111-S133.
- Shogaki Y, Mizuno S & Itoh H, 1972.** On *Protospirura muris* (Gmelin) a parasitic nematode of the brown rat in Nagoya City. *Japanese Journal of Parasitology*, 21: 28-38.
- Skorping A & Jensen KH, 2004.** Disease dynamics: all caused by males? *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 219-220.

- Sokal RR & Rohlf FJ, 1981.** *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research.* 2nd Edition. W.H. Freeman and Co, New York, 859 pp.
- Spratt DM, 1987.** Helminth communities in small mammals in Southeastern New South Wales. *International Journal for Parasitology*, 17: 197-202.
- Spurlock GM, 1943.** Observations on host-parasite relations between laboratory mice and *Nematospiroides dubius*. *Journal of Parasitology*, 29: 303-311.
- Squeo FA, Tracol Y, López D, Gutiérrez JR, Cordova AM & Ehleringer JR, 2006.** ENSO effects on primary productivity in Southern Atacama Desert. *Advances in Geosciences*, 6: 273-277.
- Sures B, Franken M & Taraschewski H, 2000a.** Element concentrations in the archiacanthocephalan *Macracanthorhynchus hirudinaceus* compared with those in the porcine host from a slaughterhouse in La Paz, Bolivia. *International Journal for Parasitology*, 30: 1071-1076.
- Sures B, Jürgues G & Taraschewski H, 2000b.** Accumulation and distribution of lead in the acanthocephalan *Moniliformis moniliformis* from experimental infected rats. *Parasitology*, 121: 427-433.
- Tenora F, 1967.** The helminthfauna of small rodents of the Rohacská Dolina Valley (Liptovské Hole Mts., Slovakia). *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Brno*, 1: 29-68.
- Tenora F & Mas-Coma S, 1978.** Records of *Gallegoides arfaai* (Mobedi et Ghadirian, 1977) n. comb. (Cestoda: Anoplocephalidae) in *Apodemus sylvaticus* L. from Western Europe. Proposition of *Gallegoides* nov. gen. *Säugetierkundliche Mitteilungen*, 40: 222-226.
- Tenora F & Meszaros F, 1975.** Nematodes of the genus *Syphacia* Seurat, 1916 (Nematoda), parasites of rodents (Rodentia) in Czechoslovakia and Hungary. *Acta Universitatis Agriculturae*, 23: 537-554.

- Tenora F & Zavadil R, 1967.** A contribution to the evaluation of Capillariid Nematodes found in rodents in Czechoslovakia. *Acta Universitatis Agriculturae*, 15: 357-368.
- Tenora F, Mas-Coma S, Murai E & Feliu C, 1980.** The System of Cestodes of the Suborder Catenotaeniata Spassky, 1963. *Parasitologia Hungarica*, 13: 39-57.
- Terrades J (coord.), 1987.** *Ecosistemes terrestres: la resposta als incendis I a d'altres pertorbacions*. Quaderns d'Ecologia Aplicada, 10. Servei del Medi Ambient, Diputació de Barcelona, Barcelona, 205 pp.
- Terrades J (coord.), 1996.** *Ecologia del foc*. Edicions Proa, Barcelona, 270 pp.
- Torre I, 2004.** *Distribution, population dynamics and habitat selection of small mammals in Mediterranean environments: the role of climate, vegetation structure, and predation risk*. Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona, 171 pp.
- Torre I & Arrizabalaga A, 2000.** Aspectes ecològics de les comunitats de petits mamífers del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. In: *IV Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Monografies 29*. Diputació de Barcelona, Barcelona, 127-131.
- Torre I & Arrizabalaga A, 2002.** Efectes del règim climàtic sobre la dinmica de població dels petits mamífers al Montseny. In: *V Trobada d'estudiosos del Montseny. Monografies 33*. Diputació de Barcelona, Barcelona, 75-79.
- Torre I & Díaz M, 2004.** Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? *Acta Oecologica*, 25: 137-143.
- Torre I, Tella JL & Arrizabalaga A, 1996.** Environmental and geographic factors affecting the distribution of small mammals in an isolated Mediterranean mountain. *Zeitschrift für Sugetierkunde*, 61: 365-375.
- Torre I, Flaquer C & Arrizabalaga A, 2001.** Distribució i abundància de petits mamífers al Parc Natural del Montnegre i el Corredor. In: *III Trobada d'estudiosos del Montnegre i el corredor. Monografies 32*. Diputació de Barcelona, Barcelona, 55-58.

- Torre I, Arrizabalaga A & Díaz M, 2002.** Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758). *Galemys*, 14: 1-26.
- Torre I, Arrizabalaga A, Feliu C & Ribas A, 2013.** The helminth infracommunities of the Wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) two years after the fire in Mediterranean forests. *Helminthologia*, 50: 27-38.
- Torres J, Blasco S, Feliu C, Arrizabalaga A & Montagud E, 1992.** Las helmintofaunas de micromamíferos (insectívoros y roedores) como indicadores del grado de recuperación del macizo de Montserrat (Cataluña, España) después del incendio forestal. *Circular Farmacéutica*, 313: 77-88.
- Torres J, Trelis M, Espert A, Ribas A, Toledo R, Casanova JC, Roman J, Arrizabalaga A, Esteban JG & Feliu C, 2003.** Helminth fauna of small mammals (insectívoros and rodents) in Doñana (southeastern Iberian Peninsula). *Revista Ibérica de Parasitología*, 63: 23-29.
- Torres J, De Lapuente J, Eira C & Nadal J, 2004.** Cadmium and lead concentrations in *Gallegoides arfaai* (Cestoda: Anoplocephalidae) and *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) from Spain. *Parasitology Research*, 94: 468-470.
- Torres J, Peig J, Eira C & Borrás M, 2006.** Cadmium and lead concentrations in *Skrjabinotaenia lobata* (Cestoda: Catenotaeniidae) and in its host, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) in the urban dumping site of Garraf (Spain). *Environmental Pollution*, 143: 4-8.
- Trabaud L, 1981.** Man and fire: Impacts on Mediterranean vegetation. In: *Mediterranean-type shrublands*. Di Castri F, Goodall W & Specht RL, eds. Elsevier, Amsterdam: 523-537.
- Valero MA, 1986.** *Revisión sistemática de la familia Brachylaimidae Joyeux et Foley, 1930 (Trematoda: Digenea: Brachylaimoidea), con aportaciones al conocimiento de la variabilidad intraespecífica de los adultos de sus especies representantes*. Tesis Doctoral, Universitat de València, 908 pp.

- Vaucher C, 1971.** Les Cestodes parasites des Soricidae d'Europe. Étude anatomique, révision taxonomique et biologie. *Revue Suisse de Zoologie*, 78: 1-113.
- Vera-García P & Giménez-Ripoll M, 2012a.** Les aus rapinyaires. In: *La Universitat de València i els seus entorns naturals. El Parc Natural de la Serra Calderona*. Catalá JA, coord. Universitat de València, València: 236-239.
- Wahl E, 1967.** Étude parasito-écologique des petits mammifères (Insectivores et Rongeurs) du Val de l'Allondon (Génève). *Revue Suisse de Zoologie*, 74: 129-188.
- Wells K, Smales LR, Kalko EKV & Pfeiffer M, 2007.** Impact of rain-forest logging on helminth assemblages in small mammals (Muridae, Tupaiidae) from Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, 23: 35-43.
- Wertheim G, 1962.** A study of *Mastophorus muris* (Gmelin, 1790) (Nematoda: Spiruridae). *Transactions of the American Microscopical Society*, 81: 274-279.
- Williams HH, Mckenzie K & Mccarthy AM, 1992.** Parasites as biological indicators of the population biology, migrations, diet, and phylogenetics of fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2: 144-176.
- Zar JH, 2010.** *Biostatistical analysis*. 5th edition. Pearson Education International, Upper Saddle River, NJ, 944 pp.
- Zwolak R & Foresman KR, 2007.** Effects of a stand-replacing fire on small mammal communities in montane forest. *Canadian Journal of Zoology*, 85: 815-822.

## **ANEXO**





Artículo Original

## Helminth parasites of small mammals as biological indicators of the post-fire regeneration process in Mediterranean ecosystems and preliminary small mammal/helminth GIS models

MÀRIUS VICENT FUENTES, SANDRA SAINZ-ELIPE, SANDRA SÁEZ-DURÁN  
and MARÍA TERESA GALÁN-PUCHADES

Departament de Parasitologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés Estellés s/n, 46100 Burjassot-València, Spain.

### ABSTRACT

At the end of the 1980s a new line of research was initiated with the aim of shedding light on the role that helminth parasites of small mammals play as biological indicators in the post-fire regeneration process of Mediterranean forest ecosystems. This project continued from on the 1990s in the Serra Calderona Natural Park, a Valencian mountain range, which suffered a devastating wildfire in 1992. This Mediterranean forest ecosystem has been studied from the 2<sup>nd</sup> year after the wildfire. The analysis of the helminth parasites of the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*, the Mediterranean mouse, *Mus spretus*, and the common shrew, *Crocidura russula*, has been carried out through seasonal surveys of burned areas and non-burned areas used as control. Helminth community analyses offer information about the evolution of the regeneration process of the enclave and its host and helminth populations. This study has been complemented by a Geographic Information System (GIS) based on data of the analysed period, obtained through seasonal surveys, monthly climate data, thematic maps and images from the NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) satellite. Preliminary GIS models of *A. sylvaticus*/*Helymosomoides polygyrus* and *Syphacia* spp in the context of the post-fire regeneration process in this Mediterranean ecosystem are presented.

**Key words:** Helminth community, Small mammals, GIS models, Post-fire, Mediterranean ecosystems, Serra Calderona, Spain.

### RESUMEN

A finales de los años 80 se inició una nueva línea de investigación con el objetivo de ofrecer más información sobre el papel que los helmintos parásitos de pequeños mamíferos juegan como marcadores biológicos en procesos de regeneración postincendio de ecosistemas forestales mediterráneos. Este proyecto

Received: 7 April 2009, Accepted: 2 June 2009.

Corresponding: Màrius V. Fuentes, Departament de Parasitologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés Estellés s/n, 46100 Burjassot (València, Spain).  
Telephone 34-96-354-42-98; Fax 34-96-354-47-69.  
E-mail: mario.v.fuentes@uv.es;

continuó en los años 90 en el Parque Natural de la Serra Calderona, una cadena montañosa valenciana que sufrió un devastador incendio en 1992. Este ecosistema forestal mediterráneo ha sido estudiado desde el segundo año después del incendio forestal. El análisis de los helmintos parásitos del ratón de campo, del ratón mediterráneo y de la musaraña común se ha llevado a cabo mediante el muestreo de áreas quemadas y de áreas no quemadas utilizadas como control. El análisis de las comunidades de helmintos ofrece información sobre la evolución del proceso de regeneración del enclave y de sus poblaciones de hospedadores y helmintos. Este estudio ha sido complementado con un Sistema de Información Geográfica (SIG) basado en datos del periodo analizado, obtenidos a través de muestreos estacionales, datos climáticos mensuales, mapas temáticos e imágenes del satélite NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). Se presentan modelos SIG preliminares de *Apodemus sylvaticus*/*Heligmosomoides polygyrus* y *Syphacia* spp correspondientes al proceso de regeneración postincendio en este ecosistema mediterráneo.

**Palabras clave:** Helmintos, Pequeños mamíferos, modelos SIG, Postincendio, Ecosistemas mediterráneos, Serra Calderona, España.

## INTRODUCTION

Helminth parasites are recognized as biological markers (as defined by MacKenzie y Abaunza, 1998), of some environmental impacts. However, this feature has been verified only in marine mammals and fish (MacKenzie y Abaunza, 1998), while this aspect has not been frequently analysed or sufficiently considered with respect to terrestrial mammals after an environmental catastrophe, such as a wildfire.

After a wildfire the majority of invertebrate fauna (molluscs, arthropods, helminths...) disappears or remains severely weakened, which leads a great loss of diversity. With the recuperation of the vegetal cover, the helminth mammals -those which remain or return along with their recolonizing hosts- have the best chances to re-establish their life cycles successfully, which is mainly due to the renewed presence of their adequate intermediate hosts and/or to the recuperation of the necessary soil conditions. After a period of five to eight years, the post-fire area can usually be considered sufficiently regenerated at a qualitative level, i.e. the recuperation of the majority of vegetal and animal species has taken place, but not at a quantitative level. However, the analysis of the helminth-fauna shows that the regeneration at both levels has merely started. This type of ecological studies has to be carried out simultaneously in the post-fire area as well as in a control area analysing the population dynamics of parasites and their hosts (Galán-Puchades et al, 1999).

Similar studies concerning terrestrial mammals were previously carried out in Australia and the eastern Pyrenees, located between Spain and France. In the case of the Australian study (Spratt, 1987), the use of helminths of terrestrial mammals as biological tags of the post-fire regeneration process was postulated. Concerning the Pyrenean area, in the mid-1980s, a research team of Centre d'Écologie Méditerranéenne de l'Observatoire Océanologique de Banyuls, Laboratoire Arago-Université de Paris VI (France) and the Parasitology Departments of the Universitat de Barcelona and the Universitat de València (Spain) initiated the study of the use of helminth parasites as biological tags of the post-fire regeneration process of their hosts. This research team was the first to study the recolonization process of small mammals after a wildfire in a Mediterranean ecosystem. The results obtained in the eastern Pyrenees confirm Spratt's postulation and also constitute the basis of a preliminary model in which the wood mouse, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), is considered the most suitable species for the analysis of the small mammal recolonization process and one of its helminths, *Heligmosomoides polygyrus* (Dujardin, 1845), as the best fitting biological tag of the global post-fire regeneration process (Fons, 1984, 1986; Fons et al, 1988, 1993; Galán-Puchades et al, 1992, 1998, 1999; Feliu et al, 1993; Galán-Puchades and Fuentes, 1996). The choice of the wood mouse as the most appropriate host was due to its great colonization capacity in forest habitats, even after a wildfire. While

the helminth chosen, a geohelminth requires the complete soil and vegetal cover recuperation as well as the recovery of the most important climatic variables of the area (mainly temperature, humidity and evapotranspiration). In this study area, the model allows to differentiate between two distant Mediterranean forest areas which have had a very distinct post-fire evolution as a consequence of their different climatic conditions during the first post-fire years.

In 1994, as a consequence of a devastating fire which in 1992 affected a great part of the Serra Calderona Natural Park, the PAF (Parasites and Fire) research group of Universitat de València started its studies on this Mediterranean forest enclave, comparing the post-fire regeneration process of the burned area with an unburned area used as control. The main objectives of these studies were to analyse: i) the population dynamics of small mammals; ii) the small mammal helminth community structure and composition; and iii) the role played by small mammals and their helminth parasites as biological tags of the post-fire regeneration process in Mediterranean ecosystems. Recently, this research group has incorporated new tools and methodologies with the aim to create a Geographic Information System (GIS) to model the small mammal/helminth post-fire regeneration process (Fuentes et al, 2007 a).

Along the study period, the most important results of this multidisciplinary project have been reported in scientific articles as well as in national and international meetings. Consequently, the helminth community of the common shrew, *Crocidura russula* (Hermann, 1780), and the Mediterranean mouse, *Mus spretus* Lataste, 1883, has been almost completely analysed (Fuentes et al., 2005; Sainz-Elife et al, 2007 a). Moreover, the helminth community of the wood mouse, *A. sylvaticus*, concerning the 2<sup>nd</sup>-5<sup>th</sup> post-fire year (PFY) period (Fuentes et al, 2007 b) and the 2<sup>nd</sup>-10<sup>th</sup> PFY period (Fuentes et al, 2009) has been also analysed. Additionally, results on the small mammal population dynamics were reported preliminary by Fuentes et al, (1998) and have been completed more recently by Sainz-Elife et al, (2005, 2007 b). Following the previous helminthoecological studies carried out in this Mediterranean enclave, this article reviews and updates the evolution of the helminth communities of *A. sylvaticus* after

12 PFYs and of *C. russula* and *M. spretus* after 14 PFYs. Moreover, this article presents the first preliminary GIS small mammal/helminth models, using some of the helminth species which best reflect the post-fire evolution in the wood mouse, with the aim to validate these global models to be extrapolated to other Mediterranean forest areas affected by wildfires or other environmental disasters.

## MATERIAL AND METHODS

### Zoological and helminthological procedures

The study area is located in the Serra Calderona Natural Park, between the provinces of Castelló and València (Valencian Community, Spain). This area suffered a devastating wildfire in the summer of 1992 which affected approximately 9500 ha of Mediterranean forest and untended land. The study initiated in 1994, the 2<sup>nd</sup> PFY, is based on the survey of various enclaves, situated within the burned area as well as in a non-burned area used as control, following the methodology proposed by Fuentes et al, (1998) and Galán-Puchades et al, (1999). These enclaves have been studied using mainly seasonal (square plot/quadrante technique) but also punctual surveys. The three enclaves studied seasonally are: Rebalsadors and Barranc de la Saladilla in the burned area and Les Llomes in the control area. Moreover, a total of 64 enclaves have been surveyed sporadically: 29 of which situated in the burned area and 35 situated in the control area.

All surveys were carried out by capturing alive small mammals (insectivores and rodents) in hand-made wire-mesh traps. Cotton wool was placed inside each trap to provide shelter for the animal and pieces of bread dipped in oil were used as bait. In the seasonally surveyed enclaves, 110 trap (until the 6<sup>th</sup> PFY) and 55 traps (after the 7<sup>th</sup> PFY) were placed within a distance of 10-15 m forming a square and distributed in distinct lines. The trapping took place during three consecutive days checking each trap every 24 hours, which was done periodically three times per year.

The small mammals captured alive in these biotopes were marked and released on the spot after their specific identification and weight, sex as well as their sexual activity were also assessed. This capture/recapture method makes it possible to

carry out the analysis of population dynamics of the small mammal species present in the study area. Although small mammal population dynamics are of great interest, its analysis is included in a separate part of this multidisciplinary project.

The animals found dead in the seasonally studied enclaves as well as those captured in the sporadically studied enclaves were parasitologically analysed in the laboratory following the usual helminthological techniques, i.e. all organs of the animals were dissected, the helminth parasites were extracted and specifically identified (Fuentes et al, 2000). The number of the three host species studied, including their area of origin, as well as the period analysed are included in Table 1.

#### Helminth community analyses

The helminthoecological study for the three host species was carried out analysing: helminth prevalences and mean abundances according to Bush et al, (1997); helminth biological cycle, distinguishing between species with free environmental stages (FES) and without free environmental stages (No FES) as the infective form for the small mammal host according to Fuentes et al, (2007 b); and the helminth aggregation in the host, calculating the Lefkovich index (L) according to Lefkovich (1966), by which  $L = (1/45) \text{tang}^{-1}(\text{variance/mean}) - 1$  ranging from -1 (positive binomial or uniform distribution), 0 (Poisson or random distribution) and +1 (negative binomial or aggregated distribution).

Moreover, results obtained from the burned and control areas were compared.

Whenever possible, standard non-parametric chi-squared ( $\chi^2$ ) test was applied (Sokal y Rohlf, 1981).

#### The GIS project

To complete the helminthoecological analysis, a GIS project based on multidisciplinary data, using specialised Arc View GIS software and following the proposal of Fuentes et al, (2007 a) was developed. A digital chart of the world and local orthophotographs (1:5,000) were used as the base map, on which each geographic point in the study area was marked with its exact geographic coordinates. The incorporation of several thematic layers of the multidisciplinary GIS database makes it possible to visualise and analyse the complete

information compiled for each point of the study area:

- geographic and field data (coordinates, soil types, hydrology, vegetation, vegetal regeneration, orography etc);
- climate data of seven meteorological stations of the Instituto Nacional de Meteorología located within the study area (monthly and annual development of mean, maximum and minimum temperatures, rainfall, rainy days, potential evapotranspiration and relative humidity);
- remote sensing data obtained from 1.1 Km resolution images of NOAA -National Oceanic and Atmospheric Administration- satellite (seasonal/annual values of NDVI -Normalized Difference Vegetation Index, which reflect indirectly the quantity of rainfall by showing the general response of vegetation to rainfall);
- zoological data (seasonal data of the captured small mammal species -population, sex, age etc);
- and helminthological data on the helminth community analyses.

The influence of the capture percentage of *A. sylvaticus*, climatology and the evolution of vegetation (NDVI) were analysed by means of linear regressions both in the post-fire as well as in the control area considering as dependent variables the logarithmic transformation of the annual prevalence of the two oxyurid species, *Syphacia stroma* (Linstow, 1884) and *S. frederici* Roman, 1945, and the geohelminth *H. polygyrus*. Moreover, to determine which other extrinsic factors or which combination of factors influence the transmission of these three helminth species a binary logistic regression was developed using helminth prevalence (infected = 1; uninfected = 0), as dependent variable, and the enclave and the period of capture (i.e. season of capture associated with the year of capture) as independent variables

StatView 5.0 -SAS Institute Inc- and SPSS 15.0 -SPSS Inc- for Windows were the software packages used for statistical analyses, and statistical significance was established at  $P < 0.05$ .

## RESULTS

#### Helminth community analyses

After the analysis of 74 individuals, the

helminth community of *Crocidura russula* consists of a total of 16 helminth species (two trematodes, five tapeworms and nine nematodes), without remarkable differences between the burned and control areas (Table 2). The capillarid *Aonchotheca europaea* Mas-Coma and Galán-Puchades, 1985 and the hymenolepidid *Staphylocystis biliarius* Villot, 1877 are the most prevalent and the most abundant species in both areas (Table 3). Concerning global helminth prevalences and the percentage of individuals parasitized by FES and No FES species no significant differences were detected between both areas. Also, in both areas, the percentage of individuals with No FES species was more than double that of individuals with FES species (Table 4).

The helminth community of *Mus spretus*, after the analysis of 121 individuals, consists of a total of ten helminth species (two trematodes, two tapeworms and six nematodes), without remarkable differences between the burned and control areas (Table 2). The oxyurid *S. obvelata* (Rudophhi, 1802) is the most prevalent as well as the most abundant species in both areas (Table 3). No statistical differences were detected between both areas concerning global helminth prevalences and the hosts parasitized by FES and No FES species. Moreover, the percentage of individuals with FES species is significantly higher than that of those with No FES species in both areas (Table 4) ( $\chi^2 = 15.992$ ,  $P < 0.0001$  in the burned area, and  $\chi^2 = 16.908$ ,  $P < 0.0001$  in the control area). However, as reported by Sainz-Elipse et al, (2007 a), prevalence of *S. obvelata* is determined by the PFY in the burned area only ( $\chi^2 = 26.836$ ,  $df = 12$ ,  $P < 0.0008$ ).

The helminth community of *A. sylvaticus* in the entire Natural Park of Serra Calderona, after the analysis of 667 individuals, consists of a total of 17 helminth species (one trematode, seven tapeworms and nine nematodes). In the burned area, a total of

16 helminth species was detected, with an overall prevalence of 85.4%, while a total of 15 helminth species was detected in the control area, with a total prevalence of 75.7% (Table 2). The total prevalence in the burned area was significantly higher than in the control one ( $\chi^2 = 8.492$ ,  $P < 0.0036$ ). *S. stroma* was the most prevalent and most abundant species in the burned area, while *S. frederici* was the most prevalent and most abundant species in the control area (Table 3).

The percentage of individuals parasitized by FES species was significantly higher than that of individuals with No FES species in both areas (Table 4) ( $\chi^2 = 115.168$ ,  $P < 0.0001$  in the burned area, and  $\chi^2 = 22.897$ ,  $P < 0.0001$  in the control area). Moreover, the percentage of individuals parasitized by FES species was higher in the burned than in the control area, and this difference was statistically significant ( $\chi^2 = 12.551$ ,  $P < 0.0004$ ).

Comparing the component helminth species of the two areas analysed, significant differences were found between the prevalences of *Skrjabinotaenia lobata* (Baer, 1925) ( $\chi^2 = 5.777$ ,  $P = 0.0162$ ), *Trichuris muris* (Schrank, 1788) ( $\chi^2 = 9.714$ ,  $P = 0.0018$ ), *Eucoleus bacillatus* Eberth, 1863 ( $\chi^2 = 4.042$ ,  $P = 0.0444$ ), *Aonchotheca annulosa* (Dujardin, 1843) ( $\chi^2 = 11.997$ ,  $P = 0.0005$ ), *H. polygyrus* ( $\chi^2 = 26.286$ ,  $P < 0.0001$ ), *S. stroma* ( $\chi^2 = 37.588$ ,  $P < 0.0001$ ), *S. frederici* ( $\chi^2 = 9.863$ ,  $P = 0.0017$ ) and *Mastophorus muris* (Gmelin, 1790) ( $\chi^2 = 11.806$ ,  $P = 0.0006$ ). However, if prevalences of all catenotaenids -*Pseudocatenotaenia matovi* (Genov, 1971), *S. lobata* and unidentifiable individuals- as well as the two oxyurids species are grouped in each area, with the aim to minimize the differences found, results show that there are not significant differences between prevalences of catenotaenids in both areas. Furthermore, the prevalence of all oxyurids was higher in the burned area (62.6%) than in the control area (45.1%), and this difference was statistically significant ( $\chi^2 =$

Table 1. Host species, PFY period and number of individuals analysed according to their area of origin

Host species	PFY period	N° of individuals		
		Total	Burned	Control
<i>Crocidura russula</i>	2nd-14th	74	36	38
<i>Apodemus sylvaticus</i>	2nd-12th	667	474	193
<i>Mus spretus</i>	2nd-14th	121	66	55

**Table 2. Number of helminth species and global helminth prevalences of the three host species analysed according to their area of origin**

Host species	N <sup>o</sup> of helminth species			Global helminth prevalences (%)		
	Total	Burned	Control	Total	Burned	Control
<i>Crocidura russula</i>	16	13	15	94.6	94.4	94.7
<i>Apodemus sylvaticus</i>	17	16	15	82.6	85.4	75.7
<i>Mus spretus</i>	10	9	8	54.6	62.1	45.5

**Table 3. Helminth species with the highest prevalence and abundance of the three host species analysed according to their area of origin**

Host species	Species with the highest prevalence		Species with the highest mean abundance	
	Burned	Control	Burned	Control
<i>Crocidura russula</i>	<i>A. annulosa</i> (72.2%)	<i>A. annulosa</i> (79.0%)	<i>S. biliarus</i> (18.9%)	<i>S. biliarus</i> (35.8%)
<i>Apodemus sylvaticus</i>	<i>S. stroma</i> (49.0%)	<i>S. frederici</i> (28.5%)	<i>S. stroma</i> (31.6%)	<i>S. frederici</i> (34.3%)
<i>Mus spretus</i>	<i>S. obvelata</i> (43.9%)	<i>S. obvelata</i> (29.1%)	<i>S. obvelata</i> (27.2%)	<i>S. obvelata</i> (22.2%)

**Table 4. Number of FES and No FES helminth species and % of individuals parasitized by FES and No FES helminth species of the three host species analysed according to their area of origin**

Host species	FES species		% of individuals		with FES species		% of individuals	
	Burned	Control	No FES species		Burned	Control	with No FES species	
			Burned	Control			Burned	Control
<i>Crocidura russula</i>	2	4	11	12	37.5	40.5	93.8	91.9
<i>Apodemus sylvaticus</i>	8	8	8	7	77.0	63.2	42.6	38.4
<i>Mus spretus</i>	5	4	4	4	53.0	43.6	18.2	9.1

16.643,  $P < 0.0001$ ).

Moreover, some helminth species are able to change their behaviour within the host population, i.e. increasing or decreasing their aggregation in the burned area: *S. lobata*, *E. bacillatus* and *M. muris* increase their aggregation, while *Taenia parva* Baer, 1926 larvae and *T. muris* decrease their aggregation (Table 5).

#### **Preliminary *Apodemus sylvaticus*/helminth models of post-fire regeneration**

Based on the GIS project, various preliminary models have been devised using the helminth species which best reflect the post-fire evolution of the wood mouse. Three component helminth species were chosen as biological tags of the recuperation process, the geohelminth *H. polygyrus* and the oxyurids *S. stroma* and *S. frederici*. The influence

of the various intrinsic and extrinsic factors on the helminth community has been analysed to determine the factors which best reflect the post-fire regeneration process. The results will have to be incorporated into definitive small mammal/helminth models.

In the case of *H. polygyrus*, total prevalence of this geohelminth in the Serra Calderona is determined by the PFY ( $\chi^2 = 73.875$ ,  $df = 10$ ,  $P < 0.0001$ ) and the combination of the PFY and the enclave, burned or control, ( $\chi^2 = 93.724$ ,  $df = 11$ ,  $P < 0.0001$ ). Moreover, climatic variables, NDVI and the host population dynamics influence the helminth population only in the burned area. Annual prevalence correlates positively with mean annual temperature ( $R^2 = 0.799$ ,  $P = 0.048$ ), maximum annual temperature ( $R^2 = 0.947$ ,  $P = 0.001$ ), and mean annual NDVI ( $R^2 = 0.481$ ,  $P =$

**Table 5. Prevalence and Lefkovitch index values of helminth component species of *Apodemus sylvaticus* according to their area of origin**

Helminth species	Prevalence (%)		Lefkovitch index	
	Burned	Control	Burned	Control
<i>Taenia parva</i> larvae	5.9	9.8	0.20	0.58
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	8.2	11.4	0.88	0.81
<i>Skrjabinotaenia lobata</i>	9.5	3.6	0.96	0.62
<i>Trichuris muris</i>	16.9	7.3	0.55	0.86
<i>Eucoleus bacillatus</i>	13.7	7.8	0.98	0.76
<i>Aonchotheca annulosa</i>	24.3	11.9	0.99	0.91
<i>Heligmosomides polygyrus</i>	10.8	26.9	0.98	0.92
<i>Syphacia stroma</i>	49.0	22.8	1.00	0.99
<i>S. frederici</i>	17.3	28.5	1.00	1.00
<i>Mastophorus muris</i>	8.7	18.7	0.91	0.72

0.025), while it correlates negatively with the host capture percentage ( $R^2 = 0.692$ ,  $P = 0.010$ ).

Concerning the two oxyurid species, the type of enclave is the factor which most strongly determines the transmission of *S. stroma* ( $\chi^2 = 40.625$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0.0001$ ). Moreover, analysing each area separately, the period of capture is the factor which best explains the prevalence of both species in the burned area only: *S. stroma* ( $\chi^2 = 108.166$ ,  $df = 30$ ,  $P = 0.0001$ ) and *S. frederici* ( $\chi^2 = 99.141$ ,  $df = 30$ ,  $P = 0.0001$ ). Climatology and NDVI do not influence their transmission, but there is a positive correlation between prevalence of *S. stroma* and the annual capture percentage of its host in the burned area only ( $R^2 = 0.557$ ,  $P = 0.006$ ).

## DISCUSSION

The analysis of the helminth community of *C. russula* and *M. spretus* after 14 PFYs reveals different roles played by the helminth parasites of both species as biological tags after a perturbation of their biocenoses. Thus, although Fuentes *et al.* (1998) proposed the study of the common shrew population dynamics as a biological tag of the quality of ecosystem-post-fire regeneration, the lack of significant differences between the helminth communities of the burned and control areas makes it possible to assume that the helminth community of *C. russula* is not a suitable biological tag of the post-fire regeneration process, as postulated by Fuentes *et al.* (2005). However, according to the

significant differences found when comparing the helminth communities of the Mediterranean mouse from the two enclaves we can postulate that the helminth community of *M. spretus* is a suitable biological tag of the post-fire regeneration process (Sainz-Elipe *et al.*, 2007 a).

The analysis of the helminth community of the wood mouse after 12 PFYs proves once again, according to Fuentes *et al.* (2007 b, 2009), that some of its component helminth species are suitable biological tags of the post-fire regeneration process.

The higher level of aggregation of almost all component helminth species in the burned area seems to be related to a variety of factors, such as heterogeneities in host populations and/or infection pressure, according to Wilson *et al.* (2001), but is not related to the helminth life cycle, as suggested by Morand y Krasnov (2008). Thus, and considering that each helminth species has an optimal distribution in its stabilized host population, the loss or the increase of aggregation must be considered as another effect of the wildfire, related to the post-fire regeneration process. Moreover, as low-level aggregation is associated with the destabilization of the host-parasite relationship (Dobson, 1988; Dobson y Hudson, 1992; Shaw y Dobson, 1995), *T. parva* larvae and *T. muris* contribute to the regulation of the *A. sylvaticus* population in the burned area.

### Preliminary GIS models

The GIS analysis shows correlations between the three monoxenous helminth species of *A. sylvaticus* considered and some independent

variables, which allows for the creation of the first preliminary GIS models concerning the post-fire regeneration process, in which the relationships between helminth population dynamics and intrinsic and extrinsic factors are expressed.

*Helymosomoides polygyrus*: The evolution of the prevalence of parasitism in *H. polygyrus*, a helminth species going through a larval stage in the environment, is influenced, only in the burned area, by climatology and the recovery of vegetation (as expressed by the NDVI values). Climatology clearly determines the regeneration process, while NDVI shows the evolutionary degree of this process. Moreover, the negative correlation between its prevalence and the size of the host population (as expressed by the capture percentage) shows the potential regulatory effect of this geohelminth species on the wood mouse population, yet again in the burned area only, as experimentally confirmed by Scott (1987).

*Syphacia* spp.: In the case of the two *Syphacia* species, the transmission is completely direct, eggs are infective once shed (ageohelminths), and therefore climatic factors do not directly affect their transmission. However, the aggregation of their host population favours their transmission, reflected in the increase of their parasitic prevalences, a phenomenon which occurs more pronouncedly in the enclave in regeneration. Moreover, the fact that climatology and NDVI do not influence the transmission of oxyurids further explains the positive correlation between the prevalence of *S. stroma* and the annual capture percentage of its host in the burned area, where the increasing host population favours transmission.

Considering the aforementioned postulations, the intrinsic and extrinsic factors which influence the helminth transmission of *H. polygyrus*, *S. stroma* and *S. frederici*, particularly in the burned area, constitute the preliminary GIS models capable of explaining the post-fire regeneration process at a global level, and especially with regard to the wood mouse population. However, these GIS models should be considered provisional since more environmental variables and new helminthological data will be included in future studies.

#### **Global analysis**

Carrying out a global analysis of the results obtained, and those corresponding to previous studies by Fuentes et al, (2005, 2007 b, 2009) and

Sainz-Elize et al, (2007 a), it can be hypothesized that the biological predictors of the regeneration process are:

- the higher overall prevalence of parasitism in the burned areas;
- the positive effect on the transmission of ageohelminths;
- the negative effect on species with an indirect cycle, especially those transmitted by invertebrates;
- the unaltered population distribution of helminth species which were dominant before the perturbation;
- the greater helminth diversity in perturbed areas.

This global analysis makes it possible to conclude that the behaviour of helminths after an environmental perturbation is not only the response to the direct effects of the disaster but also to the repercussions on the behaviour of their hosts, and the climatic conditions during the regeneration process. Thus, four factors contribute to the regulation of the helminthfauna after the wildfire:

- the direct effect of the fire, i.e. the destruction of the vegetal cover, the alteration of the soil conditions and the decrease of host, both intermediate and definitive, populations (mammals and invertebrates);
- changes in host population dynamics, in which the remarkable population increase during some years stands out;
- changes in the infection pressure of certain helminth species which alter their epidemiological patterns;
- climatic conditions of the ecosystem affected, in which the temperature influences the burned ecosystem more strongly, which is more unstable and in a process of continuous evolution.

Once the most influential factors concerning mammals and their helminth parasites have been identified, global models of both the small mammal recolonization in Mediterranean forest areas affected by a wildfire and the recuperation process will be created. These small mammal/helminth models are being created using the helminth species which best reflect the post-fire evolution in their hosts. These global models will then be extrapolated to other Mediterranean forest areas affected by wildfires or other environmental disasters. Moreover, the small



mammal models could be used in the study of environmental catastrophes affecting human beings aiming at their application as an epidemiological tool in public health.

### REFERENCES

1. BUSH AO, LAFFERTY KD, LOTZ JM, SHOSTAK AW. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *J Parasitol* 83: 575-83.
2. DOBSON AP. 1988. The population biology of parasite-induced changes in host behaviour. *Q Rev Biol* 63: 139-65.
3. DOBSON AP, HUDSON PJ. 1992. Regulation and stability of a free-living host-parasite system: *Trychostrongylus tenuis* in red grouse. II. Population models. *J Anim Ecol* 61: 487-98.
4. FELIU F, FONS R, MAS-COMA S, GALÁN-PUCHADES MT, FUENTES MV, BLASCO S MAS-COMA S. 1993. The helminth parasites as markers on the dynamics of micromammals recolonisation after fire. In: *Fire in Mediterranean Ecosystems* (L. Traubaud & R. Prodon Ed.). Commission of the European Communities, Brussels, 271-9.
5. FONS R. 1984. Impact écologique du feu sur les micromammifères. Dynamique du repeuplement. In: *Modalités de la cicatrization des écosystèmes méditerranéens après l'incendie. Evolution de la macro et microfaune en fonction de la régénération de la végétation. Rapport Ministère de L'Environnement, Convention de Recherche n° 81376, Offset, Laboratoire Arago, Banyuls-sur-Mer, 115-53.*
6. FONS R. 1986. Modalités de cicatrization des écosystèmes méditerranéens après l'incendie: Evolution et dynamique du repeuplement des Micromammifères. In: *Impact des feux de forêts en région méditerranéenne: modalités de cicatrization de la faune et des écosystèmes. Proposition pour une gestion scientifique des paysages et de la faune. Contrat CEE/CNRS n° ENV-BO4-F(RS), Offset, Laboratoire Arago, Banyuls-sur-Mer, 29 pp.*
7. FONS R, GRABULOSA I, SAINT-GIRONS MC, GALAN-PUCHADES MT, FELIU C. 1988. Incendie et cicatrization des écosystèmes méditerranéens. Dynamique de repeuplement en micromammifères. *Vie Milieu* 38: 259-80.
8. FONS R, GRABULOSA I, FELIU C, MAS-COMA S, GALAN-PUCHADES MT, COMES AM. 1988. Postfire Dynamics of a Small Mammal Community in a Mediterranean Forest (*Quercus suber*). In: *Fire in Mediterranean Ecosystems* (L. Traubaud & R. Prodon Ed.). Commission of the European Communities, Brussels, 259-70.
9. FUENTES MV, CEREZUELA AM, GALÁN-PUCHADES MT. 2000. A helminthological survey of small mammals (insectivores and rodents) in the Serra Calderona mountains (Valencian Community, Spain). *Res Rev Parasitol* 60: 25-35.
10. FUENTES MV, GALÁN-PUCHADES MT, CEREZUELA AM. 1998. Insectívoros y roedores de la Serra Calderona (Comunitat Valenciana). Dinámicas de recolonización y estudio helmintológico postincendio. *Galemys* 10: 37-58.
11. FUENTES MV, SÁEZ S, TRELIS M, GALÁN-PUCHADES MT, ESTEBAN JG. 2004. The helminth community of the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*, in the Sierra Espuña, Murcia, Spain. *J Helminthol* 78: 219-23.
12. FUENTES MV, SAINZ S, GALÁN-PUCHADES MT. 2005. The helminth community of the common shrew in a postfire regenerated Mediterranean ecosystem. *Helminthologia* 42: 31-4.
13. FUENTES MV, SAINZ S, GALÁN-PUCHADES MT. 2007 a. Geographic information systems as a new tool and methodology proposed for modeling mammal/helminth postfire regeneration. The example of Parc Natural de la Serra Calderona (Comunitat Valenciana, Spain). *Res Rev Parasitol* 67: 9-14.
14. FUENTES MV, SAINZ S, GALÁN-PUCHADES MT. 2007 b. Ecological study of the wood mouse helminth community in a burned Mediterranean ecosystem in regeneration five years after a wildfire. *Acta Parasitol* 52: 403-13.
15. FUENTES MV, SAINZ-ELIPE S, SÁEZ-DURÁN, GALÁN-PUCHADES MT. 2009. The helminth community of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* in a Mediterranean ecosystem in regeneration ten years after a wildfire. *J Helminthol* in press.
16. GALÁN-PUCHADES MT, FUENTES MV. 1996. Parasites and Fire. *Parasitol Today* 12: 327.
17. GALÁN-PUCHADES MT, FUENTES MV, CEREZUELA AM, FONS R, MAS-COMA S. 1998. Host/parasite postfire responses: the helminths of *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae) as bioindicators of its movements after fire. *Misc Zool* 21: 35-43.
18. GALÁN-PUCHADES MT, FUENTES MV, CEREZUELA AM, FONS R, MAS-COMA S. 1999. A proposed methodology for the use of helminth parasites as biological tags in the study of postfire ecosystem regeneration processes. *Vie Milieu* 49: 45-50.
19. GALAN-PUCHADES MT, MAS-COMAS, FUENTES MV, JIMENEZ AM, FONS R. 1992. Dinámica de la comunidad helmintiana parásita de poblaciones del ratón de campo, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Muridae) en ecosistemas perturbados por el fuego. In: "In Memoriam" al Profesor Doctor D. F. de P. Martínez Gómez (S. Hernández Ed.) Servicio de Publicaciones Universidad de Córdoba, Córdoba, 467-80.
20. LEFKOVITCH LP. 1966. An index of spatial distribution. *Res Pop Ecol* 8: 89-92.
21. MACKENZIE K, ABAUNZA P. 1998- Parasites as biological tags for stock discrimination of marine fish: a guide to procedures and methods. *Fish Res* 38: 45-56.
22. MORAND S, KRASNOV B. 2008. Why apply ecological laws to epidemiology? *Trends Parasitol* 24: 304-9.
23. SAINZ-ELIPE S, FUENTES MV, GALÁN-PUCHADES MT. 2005. Insectívoros y roedores del Parc Natural de la Serra Calderona (C. Valenciana): influencia de la regeneración postincendio y el clima en su dinámica poblacional. In: VII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. Va-

- lencia, Spain, 194.
24. SAINZ-ELIPE S, GALÁN-PUCHADES MT, FUENTES MV. 2007 b. Análisis de la influencia del proceso de regeneración postincendio sobre la dinámica poblacional de *Apodemus sylvaticus* en un ecosistema mediterráneo. In: VIII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. Huelva, Spain, 169.
  25. SAINZ-ELIPE S, GALÁN-PUCHADES MT, FUENTES MV. 2007 a. The helminth community of the Mediterranean mouse, *Mus spretus*, in a post-fire regenerated Mediterranean ecosystem. *Helminthologia* 44: 107-11.
  26. SCOTT ME. 1987. Regulation of mouse colony abundance by *Heligmosomoides polygyrus*. *Parasitology* 95: 111-24.
  27. SOKAL RR, ROHLF FJ. 1981. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. 2nd edition. W.H. Freeman and Co. New York.
  28. SHAW DJ, DOBSON AP. 1995. Patterns of macroparasite abundance and aggregation in wildlife populations: a quantitative review. *Parasitology* 111: S111-S133.
  29. SPRATT DM. 1987. Helminth communities in small mammals in southeastern New South Wales. *Int J Parasitol* 17: 197-202.
  30. WILSON K, BJØRNSTAD ON, DOBSON AP, MERLER S, POGLAYEN G, RANDOLPH SE, READ AF, SKORPING A. 2001. Heterogeneities in macroparasite infections: patterns and processes. In: *The ecology of wildlife diseases* (P.J. Hudson, A. Rizzoli, B.T. Grenfell, H. Heesterbeek and A.P. Dobson, Ed.). Oxford University Press, Oxford, UK, 6-44.

**Acknowledgments:** This study has been supported by: Projects CGL2007-61173/BOS, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid, Spain; GV05/001, CPE/073, Conselleria d'Empresa, Universitat i Ciència, Generalitat Valenciana, Spain; Institució Valenciana d'Estudis i Investigació, València, Spain; UV-AE 20060233 and UV97-2216 of the Universitat de València, Spain. S. Sainz-Elipe received a personal postgraduate scholarship from the Fundació La Caixa, Barcelona, Spain.

# The helminth community of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* in a Mediterranean ecosystem in regeneration ten years after a wildfire

M.V. Fuentes\*, S. Sainz-Elipe, S. Sáez-Durán  
and M.T. Galán-Puchades

Departament de Parasitologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés Estellés s/n, 46100 Burjassot, València, Spain

(Accepted 19 March 2009; First Published Online 7 July 2009)

## Abstract

This study was carried out 10 years after a wildfire in the Spanish Serra Calderona Natural Park, following a previous analysis comprising the first 5 years after the fire. Its primary aim was to elucidate the impact of this perturbation on the population biology of the wood mouse *Apodemus sylvaticus*, and the repercussions on its helminth community in this regenerating Mediterranean ecosystem. Second, confirmation of the ability of the parasites to tolerate environmental stressors and the effects on their transmission strategies was sought. Five hundred and sixty-four individuals of *A. sylvaticus* were studied in a 9-year period, from the second to the tenth post-fire year: 408 mice from the burned area and 156 from the control – non-burned – area. The helminth community for both areas and the effect of intrinsic (host age and sex) and extrinsic (site, period and year of capture) factors on helminth prevalence, abundance and diversity, and species richness were analysed. Our findings show that, after an environmental disaster, the behaviour of helminth species might be related to their pre-catastrophe presence, their biological cycles, the host's immunological condition, the change of host dynamics, the direct effects of the perturbation, and the processes related to the re-establishment of the ecological balance of a devastated ecosystem.

## Introduction

In the past five decades a large number of helminth-ecological studies have been carried out on the interaction of intrinsic factors, mainly host susceptibility, and extrinsic factors, mainly host exposure, with the helminth community of small mammals. In the case of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* (Rodentia, Muridae) these studies have been conducted primarily in European countries, starting with that of Lewis (1968) to those of Abu-Madi *et al.* (2000) and Behnke *et al.* (2005) in the UK,

or that of Fuentes *et al.* (2004) and Eira *et al.* (2006) in the Iberian Peninsula. However, none of these studies has considered any extrinsic effects concerning ecosystem perturbations, either naturally or deliberately induced. Until now, only the studies carried out by the PAF (parasites and fire) research group of Universitat de València have analysed the dynamics of the helminth parasite population in small mammals (insectivores and rodents) captured in Mediterranean ecosystems affected by wildfires (Galán-Puchades & Fuentes, 1996; Galán-Puchades *et al.*, 1998, 1999; Fuentes *et al.*, 2005, 2007; Sainz-Elipe *et al.*, 2007). These studies have shed more light on the use of helminth community dynamics of the wood mouse as an indicator of two processes,

\*Fax: + 34 96 354 47 69  
E-mail: mario.v.fuentes@uv.es

namely host recolonization and ecosystem regeneration after a wildfire.

In the burned area, the fire erases the shrub vegetation which, in turn, alters the soil conditions and decreases vertebrate and invertebrate populations. Moreover, during the post-fire regeneration process various changes of the wood mouse population and its helminth community have to be expected, mainly concerning the host population dynamics and the infection pressure of certain parasite species, including a possible loss of host immunity. Consequently, the direct effects of the fire and the changes produced in the burned area during the regeneration process may alter the host/parasite relationship, reinforcing the proposal by Poulin (1998) and Combes (2001) that parasites play important roles in the regulation of populations and communities of their hosts.

In this sense, the study by Fuentes *et al.* (2007), carried out in the Spanish Serra Calderona Natural Park 5 years after the wildfire, postulated various features of the helminth community dynamics of the wood mouse as biological tags (as defined by MacKenzie & Abaunza, 1998) of the environmental impact of a wildfire and the regeneration process, as previously proposed by Galán-Puchades & Fuentes (1996) and Galán-Puchades *et al.* (1998, 1999) in the eastern Pyrenees.

Following the methodology proposed by Galán-Puchades *et al.* (1999), the aims of this study were: (1) to continue the study by Fuentes *et al.* (2007) on the impact of a great wildfire and its repercussions on the wood mouse population biology and its helminth community in the Spanish Serra Calderona Natural Park – a Mediterranean ecosystem in regeneration 10 years after a wildfire; and (2) to confirm that these conditions prove the ability of the parasites to tolerate environmental stressors and the effects on their transmission strategies. The prevalence, mean abundance, aggregation and diversity of helminthiasis among mice captured from control (non-burned) and impact (burned) sites have been analysed to correlate host population alterations in perturbed zones with possible changes in the structure of its helminth community, to determine how affected sites recover by means of an 'impact level-by-time' study, and to establish the possible use of helminths as biological tags in this regeneration process.

## Materials and methods

The study area, a Mediterranean ecosystem, the Serra Calderona Natural Park, is located in the Valencian Community, Spain (39°35'–39°51'N, 0°15'–0°43'W). This mountain range, which comprises approximately 52,000 ha of forests and cultivated land which had been left untended, suffered a large wildfire at the end of the summer of 1992, devastating a total of 9500 ha.

In February 1994, the winter of the second post-fire year (PFY), a multidisciplinary project concerning the post-fire recolonization dynamics of small mammals and the study of their helminth parasites as biological tags in the process of post-fire regeneration was initiated.

### *Zoological and helminthological procedures*

Three trapping stations were set up within the study area for annual–seasonal follow-ups, two in the burned area and one in the control area. The control area presents the same ecological conditions as the burned areas before the fire and is situated in a straight line about 6 km away from the burned areas in order to minimize nearness effects resulting from the mobility of the small mammals. The two burned biotopes are considered as one, because both enclaves are very close and have a great ecological similarity. Thus, the negative effect of the sampling method for the helminthological study is minimized. A comprehensive description of the trapping method and study procedures was previously provided by Fuentes *et al.* (1998, 2000) and Galán-Puchades *et al.* (1999). The trapping method used to capture small mammals was based on the square plot (quadrant) technique, using hand-made wire-mesh traps and the capture-release method. On a seasonal basis, i.e. four times annually at intervals of no more than 3 months, 55 traps were placed at night within a distance of 10–15 m, forming a square in each of the three study biotopes. The trapping took place during three consecutive days, checking each trap every 24 h. The captured animals were identified at species level and weighed, sexual activity was determined and the animals were then released at the place of capture.

The annual capture percentage of the wood mouse in each area (burned and control) was analysed to determine possible differences due to the post-fire regeneration process.

Dead individuals and fewer than 10% of specimens captured alive were dissected and used for the helminthological study. All helminths were collected, preserved and studied as previously described by Fuentes *et al.* (2000). Their specific identification was based on their morphology and morphometry. However, a number of specimens could not be specifically classified due to their limited development.

Five hundred and sixty-four wood mice, captured prior to September 2002, the summer of the tenth PFY, were studied. Four hundred and eight individual hosts originated from the burned area and 156 from the control area. Capture year of the hosts, their age and sex, for the burned and the control areas, are summarized in table 1.

### *Helminth community analysis*

A global comparison of the burned and the control area was conducted. The analysis of the helminth community composition and structure for both areas was carried out considering each particular biological cycle and calculating the prevalence, mean abundance, median intensity and range.

As proposed by Fuentes *et al.* (2007), two different biological cycles for helminths were considered: helminths classified as FES, which have a free-environmental infectious stage for the wood mouse, and helminths classified as no-FES, which have at least one invertebrate as intermediate host. The analysis takes into account the number of hosts parasitized by at least one FES or no-FES helminth species.

Table 1. The number of *Apodemus sylvaticus* analysed in Serra Calderona from the burned and the control area, from the second to the tenth post-fire year.

Post-fire year	Juvenile		Sub-adult		Adult		Total
	Male	Female	Male	Female	Male	Female	
Burned area							
Second	–	1	5	8	4	3	21
Third	2	2	4	5	6	–	19
Fourth	5	8	12	18	10	8	61
Fifth	1	2	20	14	11	3	51
Sixth	6	2	40	19	27	13	107
Seventh	–	–	19	16	14	4	53
Eighth	–	1	7	4	10	4	26
Ninth	1	4	7	2	2	1	17
Tenth	1	5	14	9	16	8	53
Control area							
Second	–	–	4	2	5	–	11
Third	1	1	8	5	9	3	27
Fourth	1	–	1	2	3	1	8
Fifth	2	1	2	5	4	5	19
Sixth	6	8	8	16	9	3	50
Seventh	–	–	2	7	2	–	11
Eighth	3	1	1	1	5	–	11
Ninth	2	–	4	1	1	–	8
Tenth	3	1	1	2	4	–	11

According to Bush *et al.* (1997): prevalence is the number of hosts infected with one or more individuals of a particular parasite species divided by the number of hosts examined for that parasite species, and it is expressed as a percentage; mean abundance is the total number of individuals of a particular species in a sample of a particular host species divided by the total number of hosts of that species examined, including both infected and uninfected hosts, i.e. the average abundance of a parasite species among all members of a particular host population; median intensity is the median number of individuals of a particular species in a single infected host, i.e. the median number of individuals in an infrapopulation. As Aznar *et al.* (1998) proposed, median intensity values are provided to maximize the amount of meaningful, non-redundant data about infection statistics, particularly because some species are aggregated among hosts.

Where possible, standard non-parametric tests – chi-squared ( $\chi^2$ ) and Mann–Whitney ( $U$ ) tests – were applied (Sokal & Rohlf, 1981), and statistical significance was established at  $P < 0.05$ .

The analysis of the helminth community components was carried out by means of calculating the frequency of occurrence of the number of helminth species, the abundance index (excluding those parasite species for which the wood mouse acts as an intermediate host) (Bush, 1973; Pence & Eason, 1980), as well as the frequency distribution of helminths, and distinguishing between 'component' species (prevalence  $\geq 10\%$ ) and 'rare' species (prevalence  $< 10\%$ ) (Bush *et al.*, 1990).

The frequency distribution of helminth species was calculated by means of two indices: the Lefkovitch index ( $L$ ), calculated according to Lefkovitch (1966), ranging from  $-1$  (positive binomial or uniform distribution),  $0$  (Poisson or random distribution) to  $+1$  (negative

binomial or aggregated distribution); and Poulin's index of Discrepancy ( $D$ ), calculated according to Poulin (1993), ranging from a minimum value of  $0$ , when there is not aggregation, to a maximum of  $1$ , when aggregation is at its theoretical maximum.

Helminth community diversity describes the composition of a community in terms of the number of species present and some factor that weights the relative evenness of distribution of each species (Bush *et al.*, 1997). Its analysis was completed using the Shannon index ( $H'$ ) (Pielou, 1975; Magurran, 1988), Simpson index ( $D'$ ) (Simpson, 1949), expressed as  $1 - D'$  (Magurran, 1988), Berger–Parker index ( $d$ ) (Berger & Parker, 1970; May, 1975), expressed as  $1 - d$  (Magurran, 1988), and Shannon evenness ( $E$ ) (Pielou, 1969; Magurran, 1988). A  $t$ -test was used to compare statistical differences between the values of Shannon index in both areas (Magurran, 1988), and statistical significance was established at  $P < 0.05$ .

The helminth infracommunity structure study was established through the analysis of the number of helminths, number of helminth species, the Brillouin index ( $HB$ ) (Pielou, 1975; Magurran, 1988), Brillouin index for infected hosts only and percentage of infected hosts.

The role played by intrinsic (host age and sex) and extrinsic (site, season and year of capture) factors in determining the species richness (expressed through the number of helminth species), the helminth community diversity (expressed by the Brillouin index) and worm burden (expressed by the helminth abundance) was analysed.

The period of capture (i.e. season of capture associated with the year of capture) was considered as an independent variable as seasonal effects are strongly related to each PFY. Also, the analysis was undertaken

individually for each area because, in this way, the effect of the fire and regeneration process can be regarded from another point of view, i.e. showing the influence of intrinsic and extrinsic factors on each area separately.

The analysis of the global helminth prevalence, as dependent variable, was carried out using a binary logistic regression (infected = 1; uninfected = 0) and intrinsic and extrinsic factors as independent variables. The analysis of species richness, helminth diversity and helminth abundance was performed using a multi-factorial general linear model (GLM). As the number of helminths was highly aggregated, the helminth abundance of each infracommunity was normalized by the  $\ln(x + 1)$  transformation for this GLM analysis.

Statistical analyses were carried out using StatView 5.0 (SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, USA), SPSS 15.0 for Windows (SPSS Inc., Chicago, Illinois, USA) and QP 3.0 (Rózsa *et al.*, 2000) software packages.

## Results

The annual evolution of the wood mouse population is very similar in both areas, fluctuating in tandem. However, the wood mouse capture percentage in the burned area was always higher than in the control area, with statistically significant differences in five out of nine study years (4th, 5th, 7th, 8th and 10th PFYs).

In Serra Calderona as a whole, 471 of a total of 564 (83.5%) wood mice analysed were parasitized with 17 helminth species (table 2). Nine of the helminth species were classified as FES, while eight were classified as no-FES; 73.4% of the individuals analysed were infected with FES helminths, whereas 42.4% were infected with no-FES helminths. This difference was

statistically significant ( $\chi^2 = 110.103$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0.0001$ ). The mean species richness (average number of parasite species/host) was 1.74 (SE = 0.06), and the values of the diversity indices of the helminth community were  $H' = 1.31$ ,  $1 - D' = 0.63$ ,  $1 - d = 0.53$  and  $E = 0.45$ .

### The helminth community in the burned area

In the burned area, 350 of a total of 408 individual hosts analysed (85.8%) were parasitized by 16 species: one trematode, seven cestodes and eight nematodes (table 2). *Syphacia stroma* was the helminth with the highest prevalence and mean abundance, while *S. frederici* presented the highest individual infrapopulation values. Of the individuals analysed, 76.2% were infected with FES helminths, and 43.1% were infected with no-FES helminths. This difference was statistically significant ( $\chi^2 = 91.448$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0.0001$ ).

More than 50% of hosts were parasitized by one or two helminth species, with infracommunities of up to seven species (fig. 1). Moreover, the frequency in the number of different helminth species in each host differs from an aggregated distribution ( $L = 0.09$ ;  $D = 0.41$ ).

The analysis of the abundance index (table 3) makes it possible to establish the following helminth community structure: *S. stroma*, *S. frederici*, *Aonchotheca annulosa* and *Eucoleus bacillatus* as dominant species; *Heligmosomoides polygyrus*, *Skrjabinotaenia lobata*, *Mastophorus muris*, *Trichuris muris* and *Pseudocatenotaenia matovi* as co-dominant species; and *Aspiculuris tetraptera*, *Brachylaima* spp., *Hymenolepis straminea* and *Gallegoides arfaai* as successful immigrant species. The three cestode larval stages are not considered in this study as the wood mouse acts as an intermediate host.

Table 2. Selected characteristics of the helminth fauna of all wood mice in the burned and in the control area. CI, confidence interval; SE, standard error; LC, life cycle; F, FES; NF, no-FES; I, intestine; BC, body cavity; S, stomach.

Helminth species	Site	LC	Prevalence (95% CI)		Mean abundance (SE)		Median intensity (range)	
			Burned	Control	Burned	Control	Burned	Control
<i>Brachylaima</i> spp.	I	NF	1 (0–3)	1 (0–4)	0.05 (0.04)	0.01 (0.01)	1 (1–17)	1 (1)
<i>Taenia parva</i> larvae	BC	F	7 (5–10)	11 (7–17)	0.1 (0.02)	0.2 (0.1)	1 (1–3)	1 (1–6)
<i>T. martis</i> larvae	BC	F	2 (1–4)	1 (0–4)	0.03 (0.01)	0.01 (0.01)	1 (1–3)	1 (1)
<i>Mesocestoides</i> sp. larvae	BC	NF	1 (0–3)	1 (0–4)	0.4 (0.3)	0.3 (0.3)	8 (4–136)	52 (52)
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	I	NF	9 (7–12)	12 (8–18)	0.3 (0.1)	0.4 (0.1)	1 (1–29)	1 (1–15)
<i>Skrjabinotaenia lobata</i>	I	NF	9 (7–12)	4 (2–8)	0.6 (0.2)	0.1 (0.04)	2 (1–83)	1 (1–5)
<i>Catenotaeniinae</i> gen. sp	I	NF	4 (4–6)	4 (2–8)	0.3 (0.2)	0.1 (0.04)	2 (1–82)	2 (1–4)
<i>Hymenolepis straminea</i>	I	NF	1 (0–3)	–	0.01 (0.01)	–	2 (1–3)	–
<i>Gallegoides arfaai</i>	I	NF	1 (0–3)	–	0.01 (0.01)	–	1 (1)	–
<i>Trichuris muris</i>	I	F	17 (14–21)	8 (4–13)	0.3 (0.1)	0.2 (0.1)	1 (1–9)	1 (1–16)
<i>Eucoleus bacillatus</i>	S	F	14 (11–18)	9 (5–15)	1.3 (0.5)	0.4 (0.1)	3 (1–171)	4 (1–9)
<i>Aonchotheca annulosa</i>	I	NF	25 (21–29)	13 (8–19)	5.0 (1.3)	0.7 (0.2)	3 (1–291)	3 (1–22)
<i>Heligmosomoides polygyrus</i>	I	F	11 (8–14)	29 (22–37)	1.0 (0.4)	1.5 (0.4)	2 (1–113)	3 (1–43)
<i>Syphacia stroma</i>	I	F	46 (41–51)	24 (18–31)	24.6 (4.7)	7.5 (2.3)	10 (1–1140)	10 (1–212)
<i>S. frederici</i>	I	F	18 (15–22)	27 (20–35)	19.9 (7.3)	40.3 (18.6)	14 (1–2646)	67 (1–2846)
<i>Aspiculuris tetraptera</i>	I	F	2 (1–7)	3 (1–7)	0.06 (0.03)	1.0 (1.0)	2 (1–11)	2 (1–152)
<i>Mastophorus muris</i>	I	NF	9 (7–12)	19 (13–26)	0.4 (0.1)	0.4 (0.1)	2 (1–35)	1 (1–14)
Nematoda gen. sp. larvae	I	F	–	1 (0–4)	–	0.01 (0.01)	–	1 (1)

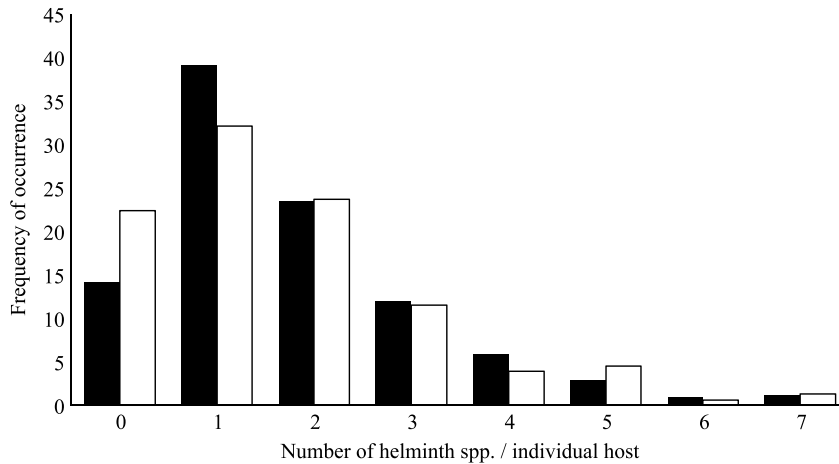


Fig. 1. Frequency of occurrence of the number of helminth species present in each specimen of *Apodemus sylvaticus* in the burned (black bars) and in the control (white bars) area.

All dominant and almost all co-dominant species present a frequency distribution corresponding to an aggregated distribution, as expressed by their values of the Lefkovich index and Poulin's index of Discrepancy (table 4).

The values of the Shannon, Simpson, Berger–Parker and Shannon evenness indices (table 5) reflect the diversity of the helminth community.

Table 6 shows the diversity of the infracommunities (determined by the Brillouin index), values for each infracommunity in the study, and values for infected hosts only.

#### The helminth community in the control area

In the control area, 121 of a total of 156 individual hosts analysed (77.6%) were parasitized by 15 species: one trematode, five cestodes and nine nematodes (table 2). The absence of *H. straminea* and *G. arfaai*, when compared

with the burned area, deserves mentioning. The global prevalence of parasitism was lower than in the burned area, and this difference was statistically significant ( $\chi^2 = 4.957$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0.026$ ). *Heligmosomoides polygyrus* was the helminth with the highest prevalence, while *S. frederici* presented the highest mean abundance and the highest individual values for infrapopulations. The FES helminth infection rate was 66.0% for the individuals analysed, whereas 40.4% were infected with no-FES helminths. This difference was statistically significant ( $\chi^2 = 19.580$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0.0001$ ). Moreover, the difference between the FES helminth infection rates in the two areas was statistically significant ( $\chi^2 = 5.503$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0.0188$ ). Comparing the helminth species of the two areas analysed, statistically significant differences were found between the prevalences of *T. muris* ( $\chi^2 = 6.011$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0.014$ ), *A. annulosa* ( $\chi^2 = 8.843$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0.003$ ), *H. polygyrus* ( $\chi^2 = 27.065$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0.0001$ ), *S. stroma* ( $\chi^2 = 21.273$ ;  $df = 1$ ;  $P < 0.0001$ ), *S. frederici* ( $\chi^2 = 4.808$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0.028$ ) and *M. muris* ( $\chi^2 = 9.620$ ;  $df = 1$ ;  $P = 0.002$ ), and the mean abundance of *T. muris* ( $U = 28,960.0$ ;  $P = 0.007$ ), *A. annulosa* ( $U = 27,907.0$ ;  $P = 0.002$ ), *H. polygyrus* ( $U = 25,852.5$ ;  $P < 0.001$ ), *S. stroma* ( $U = 24,827.5$ ;  $P < 0.001$ ), *S. frederici* ( $U = 28,661.0$ ;  $P = 0.010$ ) and *M. muris* ( $U = 28,778.0$ ;  $P = 0.002$ ).

Similar to the burned area, almost 50% of hosts presented either one or two helminth species, with infracommunities of up to seven species (fig. 1). However, two differences were detected: the percentage of non-parasitized mice was clearly higher in the control area than in the burned area, and the frequency in the number of different helminth species was higher in the burned than in the control area, being closer to an aggregated distribution in the control than in the burned area ( $L = 0.21$ ;  $D = 0.47$ ).

The analysis of the abundance index values (table 3) makes it possible to establish a similar helminth community structure as the one found in the burned area. *Heligmosomoides polygyrus* and *A. tetraaptera* have

Table 3. Abundance index of the wood mouse helminth community in the burned and in the control area.

Helminth species	Burned	Control
<i>Brachylaima</i> spp.	0.05	0.01
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	0.26	0.35
<i>Skrjabinoetaenia lobata</i>	0.61	0.08
Catenotaeniinae gen. sp.	0.32	0.08
<i>Hymenolepis straminea</i>	0.01	–
<i>Gallegoidea arfaai</i>	0.01	–
<i>Trichuris muris</i>	0.34	0.19
<i>Eucoleus bacillatus</i>	1.27	0.36
<i>Aonchotheca annulosa</i>	5.04	0.65
<i>Heligmosomoides polygyrus</i>	0.99	1.52
<i>Syphacia stroma</i>	24.57	7.48
<i>S. frederici</i>	19.87	40.30
<i>Aspiculuris tetraaptera</i>	0.06	1.02
<i>Mastophorus muris</i>	0.35	0.42
Nematoda gen. sp. larvae	–	0

Table 4. Lefkovitch index and Poulin's index of Discrepancy of the wood mouse helminth community component species in the burned and in the control area.

Helminth species	Lefkovitch index		Poulin's index of Discrepancy	
	Burned	Control	Burned	Control
<i>Pseudocatenotaenia matovi</i>	0.88	0.82	0.96	0.93
<i>Skrjabinotaenia lobata</i>	0.96	0.64	0.97	0.97
<i>Trichuris muris</i>	0.56	0.86	0.89	0.95
<i>Eucoleus bacillatus</i>	0.98	0.76	0.96	0.93
<i>Aonchothea annulosa</i>	0.99	0.89	0.95	0.94
<i>Heligmosomoides polygyrus</i>	1.00	0.92	0.97	0.87
<i>Syphacia stroma</i>	1.00	0.99	0.89	0.92
<i>S. frederici</i>	1.00	1.00	0.96	0.92
<i>Mastophorus muris</i>	0.91	0.74	0.96	0.89

become dominant species, while *A. annulosa* and *E. bacillatus* have become co-dominant species, and *S. lobata* has become a successful immigrant species.

The analysis of the frequency distributions for the various helminth populations, as expressed by their values of the Lefkovitch index and Poulin's index of Discrepancy (table 4), shows changes in the aggregation of various species with respect to the burned area.

The lower helminth community diversity of the control area when compared with the burned area is reflected in the values of the diversity indices (table 5). Moreover, the value of  $H'$  was significantly different in the two areas ( $t = 3626$ ;  $df = 246$ ;  $P < 0.001$ ).

The study of the infracommunity diversity (table 6) reveals a similar species richness and diversity (determined by the Brillouin value index) in the two areas studied, but with slightly higher values in the area affected by the fire.

#### Intrinsic and extrinsic factors

The analysis of the wood mouse sub-populations determined by host age presented the highest helminth prevalence, abundance and diversity, and species richness in adults, and the lowest in juveniles in both areas. The variation in the sub-populations determined by the period of capture showed fluctuations in both areas, which are more irregular in the burned area, reaching their highest and lowest values in the second and in the tenth PFY, respectively. Concerning host gender, no marked differences were detected. The binary logistic regression (table 7) and the multifactorial GLM analysis (tables 8 and 9) confirm several of the above-mentioned

Table 5. Diversity characteristics of the helminth community of *Apodemus sylvaticus* from Serra Calderona determined by areas of origin, burned and control.

	Burned	Control
Shannon index ( $H'$ )	1.35	0.92
Simpson index ( $1 - D'$ )	0.65	0.40
Berger-Parker index ( $1 - d$ )	0.55	0.24
Shannon evenness ( $E$ )	0.48	0.33

results. The PFY influences helminth prevalence, abundance and diversity, and species richness in the burned area more strongly than in the control area. Host age affects the variation in species richness and helminth diversity in both areas, while this factor affects helminth prevalence only in the control area and helminth abundance only in the burned area. Moreover, combinations of intrinsic and extrinsic factors analysed interacted significantly with the helminth community in both areas in other ways than those mentioned above.

#### Helminth community changes after the 2nd to 5th post-fire year period

When comparing the results of the present study with those obtained by Fuentes *et al.* (2007) in the period from the second to the fifth PFY in this Mediterranean enclave, some noteworthy changes in the helminth community of *A. sylvaticus* are detectable. In the burned area: (1) after ten PFYs, slight decreases, without statistical significances, of the helminth community diversity, of the global prevalence (85.8 versus 89.5%) as well as of the prevalence and the parasitic burden of the helminth population of component species; (2) the new report of the tapeworm *G. arfaai* and the reaffirmed dominance of *S. stroma*; (3) the frequency distribution of the helminth species in each individual host becomes more random, and the infracommunities of the wood mouse are more

Table 6. Diversity characteristics of the infracommunities of helminths of *Apodemus sylvaticus* (A.s.) from Serra Calderona determined by areas of origin.

		Burned	Control
Mean helminth abundance		54.3	53.0
	SE	9.4	19.9
Mean species richness		1.8	1.7
	SE	0.1	0.1
Brillouin index ( $HB$ )	X	0.22	0.21
	SE	0.02	0.02
	Max.	1.98	1.39
$HB$ infected A.s. only	X	0.26	0.27
	SE	0.02	0.03
% of A.s. infected		85.8	77.6



Table 7. Logistic regression models for global helminth prevalence of *Apodemus sylvaticus* from Serra Calderona burned and control areas by year and period of capture, host age and host sex, expressed by  $\chi^2$  values with associated probabilities (*P*) for the model created, including independent variables. Only statistically significant values are reported. df, degrees of freedom.

Independent variables included in the model	df	Burned		Control	
		$\chi^2$	<i>P</i>	$\chi^2$	<i>P</i>
Year and period of capture	25	66.062	<0.0001	–	–
Host age/year and period of capture	27	–	–	63.0027	<0.0001

often made up of one helminth species only; (4) the loss of dominance of *H. polygyrus*, which becomes a co-dominant species is the only change in the helminth community structure; (5) *M. muris* increases its aggregation, while *T. muris* decreases its aggregation. Changes in the control area after the fifth PFY include: (1) the report of *T. martis* larvae; (2) the slight decrease of the global prevalence, helminth burden and helminth diversity. The behaviour of the helminth populations remains unchanged during this new study period.

### Discussion

The annual evolution analysis of the wood mouse population shows a higher density of this host in the burned area, although these populations fluctuate in tandem in both areas. A fact which – after detailed studies of the host population dynamics – will reaffirm the role of *A. sylvaticus* as a post-fire colonizer in the regeneration process in this Mediterranean enclave, as postulated by Fuentes *et al.* (1998). However, while future zoological studies will confirm the role of the wood mouse in the post-fire regeneration process, this higher density of mice in the burned area will be reflected as a higher host aggregation in the perturbed area, which will affect host–helminth relationships.

The helminthfauna detected in *A. sylvaticus* in Serra Calderona Natural Park agrees, as reported by Fuentes *et al.* (2000, 2007), with the results of Feliu *et al.* (1997) for this host species in the Iberian Peninsula. The limited resources of this mountain range ecosystem, in

comparison with continental Spain on the whole, may explain the absence of certain helminths in this enclave. However, the number of helminth species detected, as well as the prevalence and species richness values, are higher than those reported from other enclaves recently studied in the Iberian Peninsula by Portolés *et al.* (2000), Fuentes *et al.* (2004) and Eira *et al.* (2006).

The absence of *H. straminea* and of *G. arfaai* in the control area, and the low prevalences and intensities in the burned area, stand out, because both species are generally more common in the Iberian Peninsula – a fact which can be explained by the low number of individual hosts analysed in the control area.

As Fuentes *et al.* (2007) postulated 5 years after the fire, differences detected between the two areas, analysed in terms of percentages and mean abundances of global parasitism as well as FES helminth species, suggest that the changes in these variables can be related to the post-fire regeneration process. According to Arneberg *et al.* (1998) and Arneberg (2001), the aggregation of hosts in the burned area leads both to the higher prevalence of parasitism in general and to the transmission of helminths with a direct life cycle in particular.

No significant differences were detected in mean species richness values and the helminth community components in both areas. Nevertheless, the elevated frequency of uninfected wood mice in the control area reflects once again the lower global prevalence in this area.

Table 8. Species richness and helminth diversity and abundance in *Apodemus sylvaticus* from Serra Calderona burned area by year and period of capture, host age and host sex, through a multifactorial general linear model (GLM), expressed by *F*-statistic values with associated probabilities (*P*). df, degrees of freedom. Only statistically significant values are reported.

Source of variation	df	Species richness		Helminth diversity		Helminth abundance	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Year of capture	8	5.757	0.0001	2.387	0.017	5.811	0.0001
Period of capture	16	2.294	0.004	–	–	3.170	0.0001
Host age	2	17.548	0.0001	6.772	0.001	10.820	0.0001
Period of capture/host age	15	2.153	0.008	1.883	0.025	1.760	0.040
Period of capture/host sex	11	–	–	2.061	0.023	1.975	0.031
Year of capture/host age/sex	11	1.916	0.037	–	–	–	–

Table 9. Species richness and helminth diversity and abundance in *Apodemus sylvaticus* from Serra Calderona control area by year and period of capture, host age and host sex, through a multifactorial general linear model (GLM), expressed by *F*-statistic values with associated probabilities (*P*). *df*, degrees of freedom. Only statistically significant values are reported.

Source of variation	df	Species richness		Helminth diversity		Helminth abundance	
		<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Year of capture	8	2.501	0.018	–	–	–	–
Period of capture	16	2.536	0.004	2.104	0.017	–	–
Host age	2	7.179	0.001	11.815	0.0001	–	–
Year of capture/host sex	8	–	–	2.553	0.015	–	–
Host age/host sex	11	–	–	–	–	3.148	0.048
Year of capture/host age/sex	11	4.059	0.021	3.546	0.033	–	–

The slight decrease of global prevalence, abundance and diversity of the helminth community of the wood mouse in both areas, burned and control, after ten PFYs, when compared with the study carried out by Fuentes *et al.* (2007) until the fifth PFY, may be explained by the larger number of individual hosts analysed. However, other observed changes in this helminth community in the burned area only, especially those concerning prevalences and parasitic burden, also reflect the fact that the burned area gradually resembles the control area.

The analysis of the frequency distribution of helminth species revealed, without significant differences between the two calculated indices (*L* and *D*), that dominant as well as co-dominant species, even 10 years after the wildfire, showed changed parameters reflecting the lasting environmental impact of the perturbation on the host population. The importance of these changes is related to the destabilizing capacity which each helminth species exercises on its host in the post-fire regeneration area. A high-level aggregation of parasites is associated with the stability of the host–parasite relationship, whereas low-level aggregation is associated with destabilization (Dobson, 1988; Dobson & Hudson, 1992; Shaw & Dobson, 1995). Thus, according to the results obtained in both areas, eight of the nine component species do not seem to contribute to the host population destabilization since their aggregation parameters increased in the burned area. *Trichuris muris* is the only helminth species suffering from a reduced aggregation and may thus be responsible for the destabilized wood mouse population in the burned area.

The higher level of aggregation of almost all component helminth species in the burned area may be caused, as Wilson *et al.* (2001) suggested, by a variety of factors, such as heterogeneities in host populations and/or infection pressure. On the other hand, the helminth transmission mode, in general, does not seem to affect the aggregation level, and the optimal distribution of helminths should reveal the co-evolutionary adaptive processes between parasites and hosts (Morand & Krasnov, 2008). Consequently, if the aggregation level is not related to the helminth life cycle and each helminth species has an optimal distribution in its stabilized host population, the changes in the frequency distribution of helminth species in the burned area, either the loss or the increase of aggregation level, can still be considered, even 10 years

after the fire, as another potential effect of the wildfire and the post-fire regeneration process, respectively.

The diversity analysis of *A. sylvaticus* in both areas, at helminth community level and at infracommunity level, presented a slightly higher diversity, abundance and species richness in the post-fire regeneration area. The values of the diversity indices, those biased towards species richness (*H'* and *HB*) as well as those biased towards dominance (*D'* and *d*), showed a higher diversity in the burned area. Also, the values of *E* showed a higher evenness, i.e. lower dominance and higher diversity, in the burned area. However, these diversity values were lower than those reported by Fuentes *et al.* (2007).

The burned area is less stabilized, which leads to a greater diversity and can, in turn, also be related to the post-fire succession of this Mediterranean forest ecosystem. A suppression of host defence systems is likely to occur during this regeneration process as a result of the helminth diversity increase, and subsequently favours a higher abundance and the presence of co-occurring species, an increase of species richness, as suggested by Krasnov *et al.* (2006).

However, the irregular but lasting decrease of the species richness and the helminth community diversity in the burned area, revealed by the analysis of the wood mouse infracommunities determined by year and period of capture, indicates once again that the burned area progressively resembles the control area. According to Arneberg *et al.* (1998) and Arneberg (2001), this loss of diversity in the helminth community seems to be related to the host population increase, a long-term development taking place in the burned area along the regeneration process.

The higher helminth prevalence, abundance and diversity, and species richness values in the adult sub-populations agree, as previously reported by Fuentes *et al.* (2007), with other studies concerning *A. sylvaticus* in the UK and the Iberian Peninsula, and with the hypothesis that host longevity (= host age) might also be an important factor that determines the diversity of parasites, as a consequence of the continued accumulation of parasites in long-lived hosts (Morand, 2000).

Host sex does not directly interact with the helminth community of the wood mouse. However, various combinations of intrinsic and extrinsic factors, including

host sex, have different effects determining helminth abundance and diversity, as well as species richness, in the two areas analysed.

The comparison between the results obtained from the burned area (after a 10-year regeneration process) and the control area, ecologically alike and located in the same enclave, strongly confirms that the differences found in the helminth community of the wood mouse are due to the wildfire and the post-fire regeneration process. The changes that took place during this period in the wood mouse population and its helminth community alter the host–helminth relationship in the burned area.

Our findings show that after an environmental disaster, which implies an alteration of the host population dynamics, the behaviour of helminth species might be related to: (1) their pre-catastrophe presence and their biological cycles; (2) the host's immunological condition as well as the potential change of the host dynamics; and (3) the direct effects of the perturbation and the processes related to the re-establishment of the ecological balance of a devastated ecosystem, strongly influenced by the climatic conditions in this period.

Simultaneous and periodical studies carried out in burned and control areas have been demonstrated to be appropriate when analysing the changes in helminth communities of small mammals caused by a perturbation. In this sense, and after the analysis of the second to the tenth PFY, the biological tags of the regeneration process after a wildfire in Mediterranean ecosystems, postulated by Fuentes *et al.* (2007), are corroborated: the higher total prevalence and helminth abundance in a burned area; the positive effect on the transmission of direct biological cycles, especially ageohelminths, as a consequence of a higher host aggregation; the unaltered population distribution of helminth species dominant before the perturbation; and the greater helminth diversity in the perturbed area.

To cast more light on the long-term regeneration process following environmental disasters, such as wildfires in Mediterranean ecosystems or similar ecological perturbations, future studies centred on the individual regeneration process of each component species of the helminth community, as well as analyses of host dynamics in perturbed and control areas, will have to be carried out.

### Acknowledgements

This study has been supported by projects CGL2007-61173/BOS and BOS 2000-0570-C02-02, Ministerio de Ciencia y Tecnología, PB87-0135 and PB92-0517-C02-01, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid, Spain; GV05/001, Conselleria d'Empresa, Universitat i Ciència, Generalitat Valenciana, Spain; UV-AE 20060233 and UV97-2216 of the Universitat de València, Spain; CPE/073, Institució Valenciana d'Estudis i Investigació, València, Spain. S.S.-E. received a personal postgraduate scholarship from the Fundació La Caixa, Barcelona, Spain. We would also like to thank the Conselleria de Medi Ambient de la Generalitat Valenciana, València (Spain) for permission to carry out field studies.

### References

- Abu-Madi, M.A., Behnke, J.M., Lewis, J.W. & Gilbert, F.S.** (2000) Seasonal and site specific variation in the component community structure of intestinal helminths from *Apodemus sylvaticus* from three contrasting habitats in south-east England. *Journal of Helminthology* **74**, 7–15.
- Arneberg, P.** (2001) An ecological law and its macro-ecological consequences as revealed by studies of relationships between host densities and parasite prevalence. *Ecography* **24**, 352–358.
- Arneberg, P., Skorping, A., Grenfell, B. & Read, A.F.** (1998) Host densities as determinants of abundance in parasite communities. *Proceedings of the Royal Society of London, Ser. B* **265**, 1283–1289.
- Aznar, F.J., Badillo, F.J. & Raga, J.A.** (1998) Gastrointestinal helminths of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean: constraints on community structure. *Journal of Parasitology* **84**, 474–479.
- Behnke, J.M., Gilbert, F.S., Abu-Madi, M.A. & Lewis, J.W.** (2005) Do the helminth parasites of wood mice interact? *Journal of Animal Ecology* **74**, 982–993.
- Berger, W.H. & Parker, F.L.** (1970) Diversity of planktonic Foraminifera in deep sea sediments. *Science* **168**, 1345–1347.
- Bush, A.O.** (1973) An ecological analysis of the helminth parasites of the white ibis in Florida. MS thesis, University of Florida.
- Bush, A.O., Aho, J.M. & Kennedy, C.R.** (1990) Ecological versus phylogenetic determinants of helminth parasite community richness. *Evolutionary Ecology* **4**, 1–20.
- Bush, A.O., Lafferty, K.D., Lotz, J.M. & Shostal, A.W.** (1997) Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* revisited. *Journal of Parasitology* **83**, 575–583.
- Combes, C.** (2001) *Parasitism. The ecology and evolution of intimate interactions*. Chicago, University of Chicago Press. 552 pp.
- Dobson, A.P.** (1988) The population biology of parasite-induced changes in host behaviour. *Quarterly Review of Biology* **63**, 139–165.
- Dobson, A.P. & Hudson, P.J.** (1992) Regulation and stability of a free-living host-parasite system: *Trypanosoma brucei* in red grouse. II. Population models. *Journal of Animal Ecology* **61**, 487–498.
- Eira, C., Torres, J., Vingada, J. & Miquel, J.** (2006) Ecological aspects influencing the helminth community of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* in Dunas de Mira, Portugal. *Acta Parasitologica* **51**, 300–308.
- Feliu, C., Renaud, F., Catzeffis, F., Hugot, J.P., Durand, P. & Morand, S.** (1997) A comparative analysis of parasite species richness of Iberian rodents. *Parasitology* **115**, 453–466.
- Fuentes, M.V., Galán-Puchades, M.T. & Cerezuola, A.M.** (1998) Insectívoros y roedores de la Serra Calderona (Comunitat Valenciana). Dinámicas de recolonización y estudio helmintológico postincendio. *Galemys* **10**, 37–58.
- Fuentes, M.V., Cerezuola, A.M. & Galán-Puchades, M.T.** (2000) A helminthological survey of small mammals (insectivores and rodents) in the Serra Calderona

- mountains (Valencian Community, Spain). *Research and Reviews in Parasitology* **60**, 25–35.
- Fuentes, M.V., Sáez, S., Trelis, M., Galán-Puchades, M.T. & Esteban, J.G.** (2004) The helminth community of the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*, in the Sierra Espuña, Murcia, Spain. *Journal of Helminthology* **78**, 219–223.
- Fuentes, M.V., Sainz-Elipe, S. & Galán-Puchades, M.T.** (2005) The helminth community of the common shrew in a post-fire regenerated Mediterranean ecosystem. *Helminthologia* **42**, 31–34.
- Fuentes, M.V., Sainz-Elipe, S. & Galán-Puchades, M.T.** (2007) Ecological study of the wood mouse helminth community in a burned Mediterranean ecosystem in regeneration five years after a wildfire. *Acta Parasitologica* **52**, 403–413.
- Galán-Puchades, M.T. & Fuentes, M.V.** (1996) Parasites and fire. *Parasitology Today* **12**, 327.
- Galán-Puchades, M.T., Fuentes, M.V., Cerezuela, A.M., Fons, R. & Mas-coma, S.** (1998) Host/parasite post-fire responses: the helminths of *Apodemus sylvaticus* (Rodentia, Muridae) as bioindicators of its movements after fire. *Miscel-lània Zoològica* **21**, 35–43.
- Galán-Puchades, M.T., Fuentes, M.V., Cerezuela, A.M., Fons, R. & Mas-Coma, S.** (1999) A proposed methodology for the use of helminth parasites as biological tags in the study of post-fire ecosystem regeneration processes. *Vie et Milieu* **49**, 45–50.
- Krasnov, B.R., Poulin, R. & Morand, S.** (2006) Patterns of macroparasite diversity in small mammals. pp. 197–231 in Morand, S., Krasnov, B.R. & Poulin, R. (Eds) *Micromammals and macroparasites. From evolutionary ecology to management*. Tokyo, Springer-Verlag.
- Lefkovitch, L.P.** (1966) An index of spatial distribution. *Research in Population Ecology* **8**, 89–92.
- Lewis, J.W.** (1968) Studies on the helminth parasites of the long-tailed field mouse, *Apodemus sylvaticus* from Wales. *Journal of Zoology, London* **154**, 287–312.
- MacKenzie, K. & Abaunza, P.** (1998) Parasites as biological tags for stock discrimination of marine fish: a guide to procedures and methods. *Fisheries Research* **38**, 45–56.
- Magurran, A.E.** (1988) *Ecological diversity and its measurement*. London, Croom Helm. 179 pp.
- May, R.M.** (1975) Patterns of species abundance and diversity. pp. 81–120 in Cody, M.L. & Diamond, J.M. (Eds) *Ecology and evolution of communities*. Cambridge, Massachusetts, Harvard University Press.
- Morand, S.** (2000) Wormy world: comparative tests of theoretical hypotheses on parasite species richness. pp. 63–79 in Poulin, R., Morand, S. & Skorpung, A. (Eds) *Evolutionary biology of host-parasite relationships: theory meets reality*. Amsterdam, Elsevier.
- Morand, S. & Krasnov, B.** (2008) Why apply ecological laws to epidemiology? *Trends in Parasitology* **24**, 304–309.
- Pence, D.B. & Eason, S.** (1980) Comparison of the helminth faunas of two sympatric top carnivores from the Rolling Plains of Texas. *Journal of Parasitology* **66**, 115–120.
- Pielou, E.C.** (1969) *An introduction to mathematical ecology*. New York, John Wiley & Sons. 250 pp.
- Pielou, E.C.** (1975) *Ecological diversity*. New York, John Wiley & Sons. 165 pp.
- Portolés, E., Granel, P. & Esteban, J.G.** (2000) Helmintho-faunistic analysis of *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Muridae) from the Albufera Natural Park (Valencia, Spain). *Research and Reviews in Parasitology* **60**, 17–23.
- Poulin, R.** (1993) The disparity between observed and uniform distributions: a new look at parasite aggregation. *International Journal for Parasitology* **23**, 937–944.
- Poulin, R.** (1998) *Evolutionary ecology of parasites: from individuals to communities*. London, Chapman and Hall. 212 pp.
- Rózsa, L., Reiczigel, J. & Majoros, G.** (2000) Quantifying parasites in samples of hosts. *Journal of Parasitology* **86**, 228–232.
- Sainz-Elipe, S., Galán-Puchades, M.T. & Fuentes, M.V.** (2007) The helminth community of the Mediterranean mouse, *Mus spretus*, in a post-fire regenerated Mediterranean ecosystem. *Helminthologia* **44**, 107–111.
- Shaw, D.J. & Dobson, A.P.** (1995) Patterns of macroparasite abundance and aggregation in wildlife populations: a quantitative review. *Parasitology* **111**, S111–S133.
- Simpson, E.H.** (1949) Measurement of diversity. *Nature* **163**, 688.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J.** (1981) *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. 2nd edn. New York, W.H. Freeman and Co. 859 pp.
- Wilson, K., Bjørnstad, O.N., Dobson, A.P., Merler, S., Pogliayen, G., Randolph, S.E., Read, A.F. & Skorpung, A.** (2001) Heterogeneities in macroparasite infections: patterns and processes. pp. 6–44 in Hudson, P.J., Rizzoli, A., Grenfell, B.T., Heesterbeek, H. & Dobson, A.P. (Eds) *The ecology of wildlife diseases*. Oxford, Oxford University Press.

# Small mammal (Soricomorpha and Rodentia) dynamics after a wildfire in a Mediterranean ecosystem

Sandra Sainz-Elipe, Sandra Sáez-Durán,  
M. Teresa Galán-Puchades and Màrius V. Fuentes\*

Departament de Parasitologia, Facultat de Farmàcia,  
Universitat de València, Av. Vicent Andrés Estellés s/n,  
46100 Burjassot (València), Spain,  
e-mail: mario.v.fuentes@uv.es

\* Corresponding author

## Abstract

Small-mammal dynamics after a wildfire were analysed in Serra Calderona Natural Park (Valencian Community, Spain) over a 11-year period. Burned and unburned sites were surveyed seasonally and the trapping success for *Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus* and *Crocidura russula* was analysed. Trapping success in both areas, burned and unburned, is influenced by certain climatic variables, namely minimum, average and maximum temperatures, precipitation and relative humidity. Moreover, in the case of *A. sylvaticus*, the most captured species along the entire study period, the influence on capture success of each type of site and the capture period were analysed. Twelve years after the wildfire, both areas presented the same qualitative and quantitative small-mammal composition. However, trapping success for *A. sylvaticus* was greater at the burned sites in 6 out of 11 study years, although with similar annual fluctuations in the two areas. The effect of the considered climatic variables on small-mammal species populations seems to be stronger in the burned area than in the unburned area, which is probably due primarily to the regeneration process after a wildfire.

**Keywords:** Mediterranean ecosystems; population dynamics; post-fire regeneration; Serra Calderona; small mammals.

## Introduction

Wildfires exert a great perturbation capacity in the ecosystems and in the history of life on Earth (Bowman et al. 2009, Pausas and Keeley 2009). Consequently, studying their effects as well as the related post-fire regeneration process of the affected ecosystems is of vital importance. When a wildfire takes place, many effects and repercussions directly or indirectly affect every geological and biological layer; soil, vegetation and fauna. Severe alterations in the succession and organisation of vegetational communities take place, modifying the physical conditions of the environment and provoking changes in the presence, distribution and density of certain species (Bowman et al. 2009). As with vegetation, fires affect

animals both directly and indirectly. Their response to a wildfire is complex, reflecting the varying food and shelter requirements of some species, their exposure to predation, and other factors (Letnic et al. 2005). After a fire, the vegetational and animal regeneration of the affected ecosystem start simultaneously in a highly variable manner depending on numerous external factors, such as edaphology, climate and vegetation (Fons et al. 1988, Fuentes et al. 2000, Torre and Díaz 2004).

Numerous studies have analysed the impact of wildfires on soil, vegetation, birds, invertebrates as well as small mammals in Mediterranean ecosystems in France (Prodon et al. 1984, 1987, Athias-Binche et al. 1987; Fons et al. 1988, 1993), Spain (Arrizabalaga et al. 1993, Fuentes and Galán-Puchades 1994, Arrizabalaga and Llimona 1996, Torre and Díaz 2004, Torre et al. 2005, Pons 2007, Santos et al. 2009), Israel (Haim 1993, Broza and Izhaki 1997) and Australia (Fox 1982, 1990, Fox et al. 2003, Letnic and Dickman 2005, Letnic et al. 2005) as well as in other types of ecosystems (e.g., Clark and Kaufman 1990, Brown et al. 1998, Vieira 1999, Fisher and Wilkinson 2005, Zwolak and Foresman 2007).

According to Bombí et al. (2002), small mammals (Soricomorpha and Rodentia) may be considered valuable indicators (biological tags) of changes in the productivity of an ecosystem as their response correlates with the degree of alteration and/or recuperation of forests. Their distribution and abundance are basically conditioned by the structure of their habitat and vegetational succession stands out as the main cause of the changes associated with the small-mammal community structure (MacMahon 1981, Meserve et al. 1995, Arrizabalaga and Llimona 1996, Monamy and Fox 2000). Soricomorphs and rodents depend on the availability of suitable microhabitats for protection, nesting and food supply, which, in turn, depend on the supportive capacity of the habitat. Consequently, forest fires may exert a strong influence on the structure and functioning of small-mammal communities (Zwolak and Foresman 2007). Also, small mammals play a vital part in the succession of any perturbed Mediterranean environment. They are the main source of food of many forest predators (thus representing a link between primary producers and secondary consumers), and they intervene in the process of seed dispersion and forest regeneration itself (Ordóñez and Retana 2004). For all these reasons, small mammals are a fundamental tool in the post-fire regeneration process since they reflect the gradual recuperation of invertebrates (in the case of insectivores), changes in vegetation (determining food availability and potential shelter), soil conditions (affecting the development of the vegetation) and climatic conditions which directly or indirectly affect their behaviour. Hence, the study of soricomorphs and rodents is, primarily, a direct analysis of

fauna regeneration and, secondarily, an indirect analysis of the regeneration conditions of the affected ecosystem.

The influence of climate on small-mammal population dynamics in disturbed areas has rarely been studied, in contrast to, for example, vegetation structure. However, as anticipated, the dynamics of each small-mammal species is influenced by climate variations, such as thermal and moisture variances, and other abiotic factors in the burned area, especially within the first years after the wildfire. In contrast, these effects are less important in the unburned sites, because they are buffered by existent vegetation structure against fluctuations in climate. To confirm this hypothesis, the present study analyses small-mammal dynamics along the post-fire period at burned and unburned sites of the same Mediterranean area.

## Materials and methods

### Study area

The study area, Serra Calderona Natural Park, is a Spanish Mediterranean ecosystem located between the provinces of Castelló and València, Valencian Community (39°35'–39°51'N, 0°15'–0°43'W) (Figure 1). This mountain range, with a total surface of approximately 52,000 ha, suffered a devastating wildfire at the end of the summer of 1992 affecting a total of 9500 ha including forests and cultivated land which had been left untended.

The climate is typically Mediterranean, with irregular rainfall and intense summer droughts. The eastern and meridional regions correspond to the thermomediterranean bioclimatic setting with a dry ombroclimate. In contrast, the westernmost and septentrional regions are included in the mesomediterranean bioclimate, with a little more rainfall but not fully qualifying as a subhumid ombroclimate (Perez-Cueva 1994). Chorologically, the vegetation corresponds to the western Mediterranean sub-region (Costa 1986, Garcia-Fayos 1991). As a consequence of the continuous degradation due to anthropisation (cultivation, charcoal production, grazing and building activities) and numerous wildfires, potential vegetation is largely restricted to various substitution stages, principally littoral kermes oak (*Quercus cocciferae*-*Pistacietum lentisci*) and continental kermes oak (*Rhamno lycioidis*-

*Quercetum cocciferae*), along with different types of shrubs and pastures.

### Zoological data

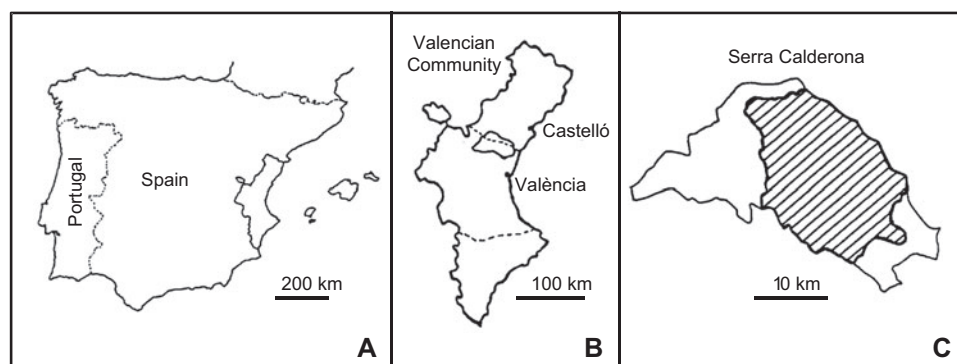
A multidisciplinary project on the post-fire dynamics of small mammals was initiated in February 1994, the winter of the 2nd post-fire year (PFY), and continued until 2004, the 12th PFY.

A trapping protocol was established to elucidate and compare the community dynamics and structures of small mammals within and between burned and unburned sites. A comprehensive description of the trapping method and study procedures was previously provided by Fuentes et al. (1998, 2000) and Galán-Puchades et al. (1999). This method is based on the square plot (quadrante) technique, on a seasonal basis, i.e., four times annually at intervals of 3 months, and depending on soil and climatic conditions. Fifty-five hand-made wire-mesh traps (sized 23×10×10 cm; using bread dipped in olive oil as bait) were placed at night within a distance of 10–15 m forming a square at each population study site, and the capture-release method was applied. Trapping took place on three consecutive days, traps were checked approximately every 24 h, and to minimise weather influence on the trapping success, trapping sessions were postponed on days with heavy rainfall or extreme temperatures. The captured animals were identified at species level and weighed, sexual activity was determined, they were marked with a lasting colourant on different parts of the abdomen and/or the thorax, and released at the place of capture.

Three trapping sites were set up in the study area: two in the burned area and one in the unburned area. The latter site presented similar ecological conditions as the burned sites before the fire and is situated in a straight line about 6 km away from them to minimise nearness effects resulting from the mobility of the small mammals. The two burned sites were considered as one, as both biotopes are very close and have a great ecological similarity, and their data were pooled.

### Climate and vegetation data

Data on daily maximum, minimum and mean temperatures in °C, mean monthly precipitation in mm, number of rainy days,



**Figure 1** Geographical setting of the study area in the (A) Iberian Peninsula, (B) in the Valencian Community and in (C) Serra Calderona.

monthly relative humidity values in%, as well as monthly total evaporation in mm, were compiled from three meteorological stations of the Agencia Estatal de Meteorología situated within Serra Calderona.

Vegetational recovery in the burned area was gradual and steady after the 2nd and 3rd PFY, when Mediterranean shrubs reappeared and substituted primary succession plants, especially grass (Gramineae). Successively, the land was re-covered by shrubs, reaching an average height of 60 cm between the 11th and 12th PFYs, while pine trees (the Aleppo pine, *Pinus halepensis*, and the maritime pine, *P. pinaster*) reappeared, reaching ca. 1.5 m at the end of the current study period. However, only vegetational changes related to changing seasons are noteworthy in the unburned area during the study period. Instead of a vegetation recovery index, annual NDVI (normalised difference vegetation index) data from the burned and the unburned sites were considered in the analysis as an independent variable. This index shows the general response of vegetation to rainfall, with values ranging from -1.0 to 1.0, where increasing positive values indicate increasing green vegetation and lesser values indicate non-vegetated surface features (Eidenshink and Faundeen 1997). The data were obtained at a resolution of 1 km from AVHRR images of the TIROS-NOAA satellite, following the methodology described by Fuentes et al. (2007). Climate and NDVI data compiled since 1991 (1 year before the wildfire) until Oct 2002 (10th PFY) were integrated into a multidisciplinary database, also including zoological data and other thematic layers.

### Analysis of small-mammal dynamics

Species-specific trapping success, climatic and NDVI variables, site and period of capture were evaluated to analyse and compare small-mammal dynamics at the burned and unburned sites. The number of individuals captured per 100 trap-nights at each site, year and season were analysed together with the relative abundance of each species (different individuals of each species captured/total number of individuals captured) at each site to determine possible differences along the post-fire regeneration process by means of the  $\chi^2$  or Pearson's test (Parker 1981). Moreover, linear trend,  $\chi^2_r$ , and  $\chi^2$  for departure from linear trend,  $\chi^2_d = \chi^2 - \chi^2_r$ , among the annual trapping success were calculated (Zar 2010).

To estimate the possible influence of climate and the vegetation recovery on the small mammals captured at the studied sites, simple and multiple linear regressions were carried out, using the stepwise method for multiple regressions (which includes or eliminates independent variables successively until the best model has been obtained). NDVI and climatic variables corresponding to the year of capture, as well as those of the previous year, were used as independent variables, and the annual number of individuals of each small-mammal species captured per 100 trap-nights, transformed using arc-sin (Zar 2010), was used as the dependent variable. Moreover, in the case of *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), the precipitation values corresponding to the period of April to October (spring/summer period) of the year of capture as well as those prior to the year of capture were also used as independent variables.

The influence exercised by site type (burned or unburned) and capture period on the number of individuals captured per 100 trap-nights of *Apodemus sylvaticus* was also analysed, using a 2- and 3-way ANOVA. Capture period refers to the seasonal period (autumn/winter or spring/summer) of each PFY. To establish which factors are a source of variation, and if these are determined by the post-fire regeneration process, the number of individuals captured per 100 trap-nights was analysed on a global level (considering captures at the burned and the unburned sites together) as well as separately.

Stat View 5.0 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA) and SPSS 15.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA) for Windows were used for statistical procedures, statistical significance was established at  $p < 0.05$ , co-linearity of the independent variables was examined and assumptions of normality, linearity, homoscedasticity and independence assessed.

## Results

### Small-mammal population dynamics

During the entire 11-year study period, 1830 small mammals (10.84% trapping success) of four species were captured: the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*, the Mediterranean mouse, *Mus spretus* (Lataste, 1883), the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula* (Hermann, 1780), and the black rat, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758). The most captured species was *A. sylvaticus* ( $n=1552$ ; 9.19 individuals per 100 trap-nights), followed by *M. spretus* ( $n=137$ ; 0.81 individuals per 100 trap-nights) and *C. russula* ( $n=130$ ; 0.77 individuals per 100 trap-nights), while *R. rattus* was the species with the lowest trapping success ( $n=11$ ; 0.07 individuals per 100 trap-nights).

At the burned sites, 1399 small mammals (12.38 individuals per 100 trap-nights) were captured. *Apodemus sylvaticus* ( $n=1213$ ; 10.73 individuals per 100 trap-nights) was the species with the highest capture percentage, followed by *Mus spretus* ( $n=96$ ; 0.86 individuals per 100 trap-nights) and *Crocidura russula* ( $n=80$ ; 0.71 individuals per 100 trap-nights).

At the unburned site, 431 small mammals (7.73 individuals per 100 trap-nights) were captured. Similar to the burned sites, *Apodemus sylvaticus* was the dominant species ( $n=339$ ; 6.08 individuals per 100 trap-nights), followed by *Crocidura russula* ( $n=50$ ; 0.90 individuals per 100 trap-nights) and *Mus spretus* ( $n=41$ ; 0.73 individuals per 100 trap-nights).

The trapping success for *Rattus rattus* was negligible at either site and is therefore not included in the study.

In general, trap mortality, always below 10%, was similar in both areas, although it was slightly greater at the burned sites in the first years.

***Apodemus sylvaticus*** The  $\chi^2$  analysis for the annual trapping success showed significant statistical differences between PFYs at burned ( $\chi^2_{[10]}=713.137$ ;  $p < 0.0001$ ) and unburned ( $\chi^2_{[10]}=309.448$ ;  $p < 0.0001$ ) sites, while the test for linear trend showed that there was no linear trend among the annual trapping success at burned ( $\chi^2_d = 294.014$ ;

$p < 0.0001$ ) and unburned ( $\chi^2_{d(9)} = 153.504$ ;  $p < 0.0001$ ) sites. However, when comparing each year with the previous one, the significant increase of the trapping success during various years in both areas stands out (Table 1). In the annual pairwise comparison between both areas, the dynamics of the annual trapping success for the wood mouse over time (Figure 2) were very similar. Nevertheless, the trapping success for this species at the burned sites was greater in each study year, except for the 3rd PFY, in which the trapping success was higher at the unburned site. Statistically significant differences were detected in 6 PFYs (Table 2).

**Mus spretus** At the burned sites, not only the non-detection of *M. spretus* until the 3rd PFY is remarkable, but also the increase of its trapping success during the 5th PFY ( $\chi^2_{(1)} = 4.174$ ;  $p = 0.0410$ ) and the 6th PFY ( $\chi^2_{(1)} = 11.012$ ;  $p = 0.0009$ ) as well as its non-detection in the 8th and the 9th PFY. However, it remained undetected at the unburned site in 6 of the 11 study years, i.e., from the 3rd to the 5th, and the 7th to the 9th PFY (Figure 3).

**Crocidura russula** At the burned sites, the detection of *C. russula* during the first study year (2nd PFY) was rather unusual. This soricomorph experienced an increase in the 5th PFY ( $\chi^2_{(1)} = 14.618$ ;  $p < 0.0001$ ), but remained undetected during the 7th PFY, and its trapping success remained also very low during the next years although slowly and gradually recovering. At the unburned site, its trapping success remained practically unchanged for a great part of the period analysed, although it remained undetected during the 8th and the 9th PFYs. In the first study years, the trapping success for *C. russula* was relatively similar in both areas (Figure 4), but its trapping success was higher at the burned sites during the 5th PFY ( $\chi^2_{(1)} = 5.675$ ;  $p = 0.0172$ ). Furthermore, greater trapping success at the unburned site during the 10th PFY ( $\chi^2_{(1)} = 9.183$ ;  $p = 0.0024$ ) and the 11th PFY ( $\chi^2_{(1)} = 10.859$ ;  $p = 0.0010$ ) was remarkable.

### Influence of abiotic factors on the trapping success

**Climate and vegetation recovery** The analysis of NDVI and climatic variables influencing small mammals in both areas (Tables 3 and 4) shows that accumulated precipitation

during the period prior to capture had a positive influence on the three species at the burned sites, but only on *Apodemus sylvaticus* and *Crocidura russula* at the unburned site. Mean and maximum temperature of the previous year exercised a great influence on the trapping success for *A. sylvaticus* at the burned sites only, while relative humidity influenced its trapping success in both areas. *Mus spretus* seemed to be influenced by the interaction of maximum and minimum temperatures at the burned sites only, however, there was no correlation with the variables considered at the unburned site, probably due to the low number of individuals captured.

**Site type, PFY and capture period** The PFY and the type of site had an important influence on the trapping success for *Apodemus sylvaticus*, as shown by the 3-way ANOVA analysis (Table 5). In contrast, the type of site and the PFY determined the impact of the capture period, which on its own did not seem to have any significant effect.

The aforementioned results are confirmed by the 2-way ANOVA analysis for each type of site (Table 6). At the burned sites, the trapping success for *Apodemus sylvaticus* was influenced by the PFY, the capture period and their interaction, while the only source of variation at the unburned site seem to be the PFY.

### Discussion

Limitations resulting from the population estimate have to be considered in the analysis of the results obtained in this study: first, sources of variation in capture probabilities of small mammals between burned and unburned sites in space and time can also be associated with the trapping effort and weather variations; and, second, as suggested by McKelvey and Pearson (2001), the use of a population index instead of a population-estimation model. Moreover, to interpret the influence of climate on the regeneration process, the stronger effects of climate variability on the burned sites, due to re-growing vegetation which still cannot buffer climate fluctuations, have to be considered.

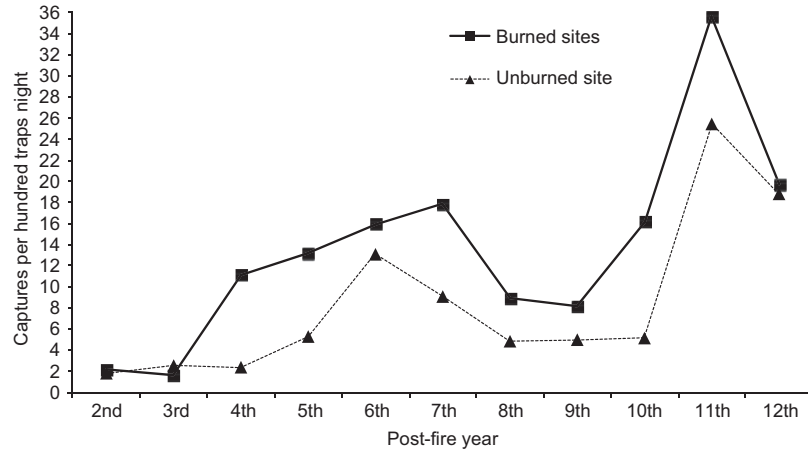
On a global level, *Apodemus sylvaticus* was the predominant species in both areas due to its wide distribution in Mediterranean forests, the wide range of food it consumes (Gosálbez 1987, Torre et al. 2002) and its generalist character (Torre et al. 2001, Reutter et al. 2003), providing it with great flexibility when faced with changes and perturbations of its habitat. Trapping success for *Crocidura russula* and *Mus spretus* was very similar even at the burned sites, although their diets are very distinct (insectivorous vs. granivorous), and *C. russula* is ecologically more demanding (Fuentes et al. 1998). This result may be due to the fact that the two species share a similar microhabitat (Torre and Arrizabalaga 2000). As both species do not compete for food, factors other than food competition are likely to be the cause of their dissimilar population dynamics. The comparative analysis between the burned and unburned sites showed that 12 years after the fire, the two

**Table 1** Statistical differences between annual trapping success for *Apodemus sylvaticus* at burned and unburned sites.

PFYs	Burned sites		Unburned site	
	$\chi^2$	p-value	$\chi^2$	p-value
<b>4th–3rd</b>	159.544	<0.0001	–	–
<b>5th–4th</b>	–	–	8.713	0.0032
<b>6th–5th</b>	–	–	23.256	<0.0001
<b>11th–10th</b>	53.803	<0.0001	45.522	<0.0001
<b>12th–11th</b>	24.969	<0.0001	4.418	0.0356

Highest annual trapping success, years in bold. PFY, post-fire year; degrees of freedom,  $df = 1$ .





**Figure 2** Annual fluctuation of the trapping success (number of individuals captured per 100 trap-nights) for *Apodemus sylvaticus* at the burned sites (uninterrupted line) and at the unburned site (dotted line).

small-mammal communities had reached qualitative and quantitative similarity.

The annual study of the burned sites showed that small-mammal post-fire recuperation is characterised by the dominance of *Apodemus sylvaticus* during the entire study period. Along the years, this species, already recognised as a post-fire colonizer in the regeneration process in Serra Calderona (Fuentes et al. 1998), had an increasing chance of finding shelter and food in the burned area thanks to vegetational re-growth. At the same time, its exposure to potential predators was lower for their succession process is usually much longer. The growth of the wood mouse population may have been related to the aforementioned factors, also reflected by its increased trapping success from the 4th PFY onwards. Moreover, its trapping success was almost always greater at the burned sites, with significant differences in 6 out of 11 study years. According to Torre and Díaz (2004) and Torre et al. (2005), these results seem to be due to the positive association of small mammals with the shrub-like and low herbaceous layers which characterise the burned area's transitory environment of secondary succession together with a reduced predation risk and low predation pressure. However, according to other studies, the causes of small-mammal post-disturbance dynamics may be more complex, including not only factors such as vegetation recovery, climate conditions, food availability, predation risk and predation pressure, but also

**Table 2** Statistical differences between *Apodemus sylvaticus* annual trapping success at burned and unburned sites.

PFYs	$\chi^2$	p-value
4th	58.906	<0.0001
5th	35.508	<0.0001
7th	12.680	0.0004
8th	4.690	0.0303
10th	23.566	<0.0001
11th	6.559	0.0104

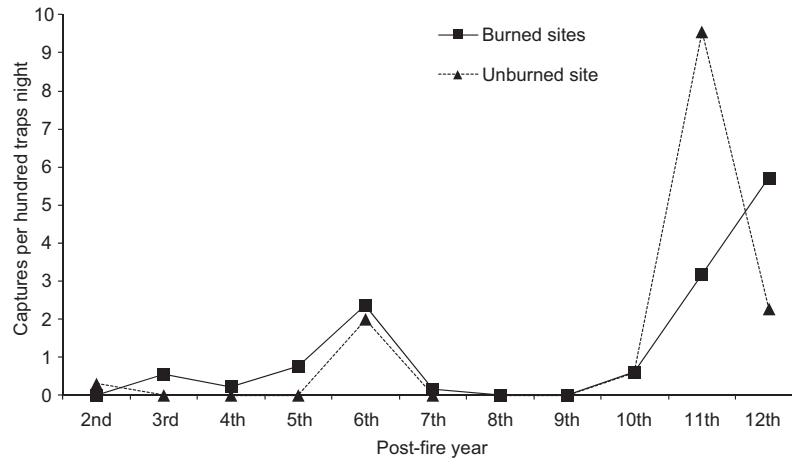
Annual trapping success is always higher at the burned sites. PFY, post-fire year; df=1.

changes in the reproductive cycle and a decrease in fecundation capacity, which in turn regulate populational growth (Torre and Arrizabalaga 2002, Torre et al. 2002, Reed and Slade 2008).

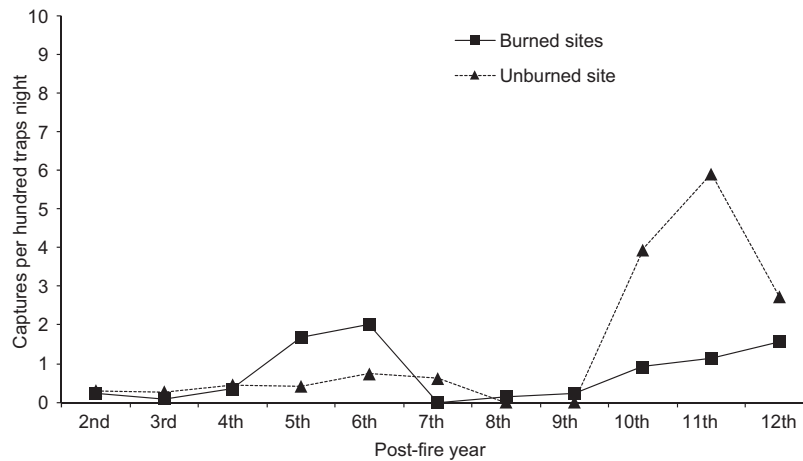
Likewise, the conditions of the burned area seemed to favour *Mus spretus* as reflected by the fact that it was caught in 8 out of 11 study years, while it was detected at the unburned site in only 5 out of 11 years. Although the different frequency of capture between the two types of sites was not statistically significant, the shrub-like development may have favoured *M. spretus*, mainly in the first years of the regeneration process, which is also in agreement with Torre and Díaz (2004), who suggested a greater mean abundance of this species in such areas.

Fons et al. (1988) reported that the reappearance of *Crocidura russula* does not occur until 5 years after the fire, which contrasts with the detection of this soricomorph in the burned area of Serra Calderona from the first study year (2nd PFY) onwards. Moreover, our findings agree with similar results obtained by Arrizabalaga et al. (1993) and Fons et al. (1993) in other Mediterranean areas. The annual trapping success for *C. russula* was similar at the two types of sites, although it was greater at the burned sites during the 5th and 6th PFY. These results are explicable by the persistence of this soricomorph, having found shelter among the remnants of walls of untended fields. Moreover, they also reflect the quick recovery of the burned area's vegetal cover (Fons et al. 1993).

Carrying out a comparative analysis of the annual trapping success for *Apodemus sylvaticus*, *Mus spretus* and *Crocidura russula* for both areas allows for the distinction between treatment events (taking place only in the burned area) and non-treatment events (taking place simultaneously at both types of sites), e.g., the growth rates of all three species reach their peaks, in burned and unburned sites, after the 10th PFY. This coincidence occurring at the burned and unburned sites suggests that their increase is due to climatic factors, namely accumulated precipitation and relative humidity, which positively influence food availability and thus the increase of



**Figure 3** Annual fluctuation of the trapping success (number of individuals captured per 100 trap-nights) for *Mus spretus* at the burned sites (uninterrupted line) and at the unburned site (dotted line).



**Figure 4** Annual fluctuation of the trapping success (number of individuals captured per 100 trap-nights) for *Crocidura russula* at the burned sites (uninterrupted line) and at the unburned site (dotted line).

**Table 3**  $R^2$  values obtained by simple and multiple linear regressions between the annual trapping success (number of individuals captured per 100 trap-nights) at the burned sites, NDVI and climatic variables.

Small-mammal species	Variables	$R^2$	$B_i$	SE	p-value
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Tmean-year before	0.328	-0.088	0.038	0.049
	Tmax	0.425	-0.080	0.030	0.034
	Tmax-year before	0.406	-0.102	0.038	0.028
	PP-year before	0.328	0.001	0.000	0.038
	RH	0.501	0.031	0.010	0.020
<i>Mus spretus</i>	PP-year before	0.495	0.00003	0.000	0.014
	Tmax	0.510	-0.042	0.014	0.019
	Tmax × Tmin	0.722			0.018
	Tmax		-0.064	0.014	0.006
	Tmin		0.061	0.022	0.042
<i>Crocidura russula</i>	PP-year before	0.468	0.00002	0.000	0.029

$B_i$ , partial regression coefficient; Tmean, daily mean temperature (°C); Tmax, daily maximum temperature (°C); Tmin, daily minimum temperature (°C); PP, accumulated precipitation (mm); RH, relative humidity (%).

**Table 4**  $R^2$  values obtained by simple and multiple linear regressions between the annual trapping success (number of individuals captured per 100 trap-nights) at the unburned site, NDVI and climatic variables.

Small-mammal species	Variables	$R^2$	$B_i$	SE	p-value
<i>Apodemus sylvaticus</i>	PP-year before	0.484	0.001	0.000	0.010
	RH-year before	0.498	0.033	0.011	0.014
	RH×Tmin (year before)	0.699			0.011
	RH-year before		0.043	0.010	0.005
	Tmin-year before		0.108	0.043	0.044
	RH×Tmin×PP (year before)	0.918			0.001
	RH-year before		0.032	0.006	0.003
	Tmin-year before		0.121	0.022	0.003
<i>Crocidura russula</i>	PP-year before		0.001	0.000	0.009
	PP-year before	0.472	0.00004	0.000	0.017

$B_i$ , partial regression coefficient; PP, accumulated precipitation (mm); RH, relative humidity (%); Tmin, daily minimum temperature (°C).

population density (Meserve et al. 1995; Torre et al. 1996, 2002, Ernest et al. 2000). This postulation is supported by the strong increase in precipitation during the 9th and the 10th PFY. This result agrees with other authors who also found precipitation to have a positive influence on small-mammal dynamics (Torre et al. 1996, Torre and Arrizabalaga 2002). Furthermore, the increase in precipitation enhances plant productivity in terrestrial ecosystems (Kelt et al. 2004, Squeo et al. 2006), leading to a significant increase in ephemeral cover, soil seed density (Gutiérrez and Meserve 2003, Meserve et al. 2003) and insects (Fuentes and Campusano 1985). On the other hand, heavy rainfall may relax territorial behaviour and competitive social interactions between individuals as increased plant productivity favours an increment of the fraction of breeding individuals (Lima et al. 2001). In fact, according to Torre (2004), after periods of high levels of cumulative rainfall the breeding activity of females, the recruitment of juveniles and the population growth rate are significantly favoured. Although the results obtained show

the importance of accumulated precipitation for the three species considered, and also of relative humidity in the case of *A. sylvaticus*, the influence of other climatic factors depends on the species and the type of site. The negative influence of the mean and maximum temperature on the trapping success for *A. sylvaticus*, exercised solely at the burned sites, suggests that features of the affected ecosystem play an important role in the dynamics of this rodent. The lack of correlation between vegetation data, represented by NDVI, and trapping success was surprising, mainly because NDVI shows the response of vegetation to rainfall, but also because in other studies on burned Mediterranean ecosystems with a similar post-fire vegetal evolution (Arrizabalaga and Llimona 1996), such a correlation was found. It is likely that annual NDVI and trapping success data cannot reliably confirm this potential correlation. Thus, future studies analysing the structure of small-mammal populations should also include seasonal data of these and further variables.

The significant effect of an interaction between PFY and capture period on the trapping success for *Apodemus sylvaticus*, at the burned sites only, demonstrates that the regenerative state of the burned area (determined by the PFY) conditions the influence of climatic factors. The higher arboreal development together with the vegetal cover of the unburned site alleviate the effects of seasonal variations, while in the post-fire area, still in regeneration, seasonal variations may have a direct influence on the behaviour of the *A. sylvaticus* population. This influence could be determined by the degree of regeneration (the vegetal cover of the burned area recovers quickly and in agreement with the typical vegetal succession of Mediterranean forests affected by a

**Table 5** Influence of site type (burned and unburned), post-fire year (PFY) and capture period on trapping success for *Apodemus sylvaticus* by means of ANOVA.

Source of variability	Trapping success		
	df	F	p-value
Site type	1	32.281	0.0001
PFY	10	20.345	0.0001
Site type×Capture period	1	6.581	0.0185
PFY×Capture period	10	7.715	0.0001

**Table 6** Influence of the post-fire year (PFY) and capture period on the trapping success for *Apodemus sylvaticus* at each site type (burned and unburned) by means of ANOVA.

Source of variability	Trapping success at the burned sites			Trapping success at the unburned site		
	df	F	p-value	df	F	p-value
PFY	10	18.358	<0.0001	10	6.410	0.0035
Capture period	1	11.820	0.0064	1	–	–
PFY×Capture period	10	10.278	0.0005	10	–	–

wildfire) as shown by the greater influence that the PFY-factor plays at the burned sites.

Our results suggest that the succession of soricomorphs and rodents can be correlated to vegetal succession after a wildfire, corresponding to the degree of alteration and/or the recuperation of forests. Small-mammal population dynamics can be considered a reliable biological tag of the changes experienced by perturbed Mediterranean ecosystems, a consequence mainly of climate variations, behind, for example, the vegetal regeneration process and food availability, at burned sites.

## Acknowledgements

This study has been supported by Projects: GV05/001, Conselleria d'Empresa, Universitat i Ciència, Generalitat Valenciana, Spain; PB87-0135 and PB92-0517-C02-01, Ministerio de Educación y Ciencia and BOS 2000-0570-C02-02 and CGL 2007-61173/BOS, Ministerio de Ciencia y Tecnología, Madrid, Spain; CPE/073, Institució Valenciana d'Estudis i Investigació, València, Spain; UV-AE 20060233 and UV97-2216 of the Universitat de València, Spain. S. Sainz-Elipse received a personal postgraduate scholarship from the Fundació La Caixa, Barcelona, Spain. We would also like to thank the Conselleria de Medi Ambient de la Generalitat Valenciana, València (Spain) for the permission to carry out field studies.

## References

- Arrizabalaga, A. and F. Llimona. 1996. Effect of fire on fauna and the recuperation of fauna after fire. In: (J. Terrades, ed.) *Ecologia del Foc*. Edicions Proa, Barcelona. pp. 173–188 (in Catalan).
- Arrizabalaga, A., E. Montagud and R. Fons. 1993. Post-fire succession in small mammal communities in the Montserrat Massif (Catalonia, Spain). In: (L. Trabaud and R. Prodon, eds.) *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels. pp. 281–291.
- Athias-Binche, F., F. Briard, R. Fons and F. Sommer. 1987. Study of ecological influence of fire on fauna in Mediterranean ecosystems (soil and above ground layer): patterns of post-fire recovery. *Ecol. Medit.* 13: 135–154.
- Bombí, A., C. Castell, D. Guinart, S. Llacuna and A. Miño. 2002. Los planes de seguimiento en los parques naturales gestionados por la Diputación de Barcelona. *Ecosistemas* 11: 1–12.
- Bowman, D.M.J.S., J.K. Balch, P. Artaxo, W.J. Bond, J.M. Carlson, M.A. Cochrane, C.M. D'Antonio, R.S. DeFries, J.C. Doyle, S.P. Harrison, F.H. Johnston, J.E. Keeley, M.A. Krawchuk, C.A. Kull, J.B. Marston, M.A. Moritz, I.C. Prentice, C.I. Roos, A.C. Scott, T.W. Swetnam, G.R. van der Werf and S.J. Pyne. 2009. Fire in the Earth system. *Science* 234: 481–484.
- Brown, K.L., L.S. Gadd, T.W. Norton, J.E. Williams and N.I. Klom. 1998. The effects of fire on the fauna in the Australian Alps National Parks: a database. The Johnstone Centre Report 118. Charles Sturt University, Albury Wodonga, Australia, pp. 50.
- Broza, M. and I. Izhaki. 1997. Post-fire arthropod assemblages in Mediterranean forest soils in Israel. *Int. J. Wildland Fire* 7: 317–325.
- Clark, B. and D.W. Kaufman. 1990. Short-term responses of small mammals to experimental fire in tallgrass prairie. *Can. J. Zool.* 68: 2450–2454.
- Costa, M. 1986. La vegetación del País Valenciano. Publicacions Universitat de València, València. pp. 240.
- Eidenshink, J.C. and J.L. Faundeen. 1997. Acquiring, archiving, processing, and distributing a 6-Terabyte Global Land Data Set. International Society for Photogrammetry in Remote Sensing. In: (D. Rosenholm and H. Osterlund, eds.) ISPRS Joint Workshop, from producer to user. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Washington, D.C. pp. 52–55.
- Ernest, S.K.M., J.H. Brown and R.R. Parmenter. 2000. Rodents, plants, and precipitation: spatial and temporal dynamics of consumers and resources. *Oikos* 88: 470–482.
- Fisher, J.T. and L. Wilkinson. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal. Rev.* 35: 51–81.
- Fons, R., I. Grabulosa, C. Feliu, S. Mas-Coma, M.T. Galán-Puchades, A.M. Comes. 1993. Postfire dynamics of a small mammal community in a Mediterranean forest (*Quercus suber*). In: (L. Trabaud and R. Prodon, eds.) *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels. pp. 259–270.
- Fons, R., I. Grabulosa, M.C. Saint-Girons, M.T. Galán-Puchades and C. Feliu. 1988. Incendie et cicatrization des écosystèmes méditerranéens. *Dynamique de repeuplement en micromammifères*. *Vie Milieu* 38: 259–280.
- Fox, B.J. 1982. Fire and mammalian secondary succession in an Australian coastal heath. *Ecology* 63: 1332–1341.
- Fox, B.J. 1990. Changes in the structure of mammal communities over successional time scales. *Oikos* 59: 321–329.
- Fox, B.J., J.E. Taylor and P.T. Thompson. 2003. Experimental manipulation of habitat structure: a retrogression of the small mammal succession. *J. Anim. Ecol.* 72: 927–940.
- Fuentes, E.R. and C. Campusano. 1985. Pest outbreaks and rainfall in the semi-arid region of Chile. *J. Arid Environ.* 8: 67–72.
- Fuentes, M.V. and M.T. Galán-Puchades. 1994. Small-mammal recolonization in burned areas and their role as biological tags of post-fire regeneration. The case of Serra Calderona: preliminary data. In: Segon Congrés d'Estudis Comarcals. Institut d'Estudis Comarcals del Camp de Túria, Benaguasil, València. pp. 104–113 (in Catalan).
- Fuentes, M.V., M.T. Galán-Puchades and A.M. Cerezuela. 1998. Insectívoros y roedores de la Serra Calderona (Comunitat Valenciana). *Dinámicas de recolonización y estudio helmintológico postincendio*. *Galemys* 10: 37–58.
- Fuentes, M.V., A.M. Cerezuela and M.T. Galán-Puchades. 2000. A helminthological survey of small mammals (insectívoros and rodents) in the Serra Calderona mountains (Valencian Community, Spain). *Res. Rev. Parasitol.* 60: 25–35.
- Fuentes, M.V., S. Sainz and M.T. Galán-Puchades. 2007. Geographic information systems as a new tool and methodology proposed for modeling mammal/helminth postfire regeneration. The example of Parc Natural de la Serra Calderona (Comunitat Valenciana, Spain). *Res. Rev. Parasitol.* 67: 9–14.
- Galán-Puchades, M.T., M.V. Fuentes, A. Cerezuela, R. Fons and S. Mas-Coma. 1999. A proposed methodology for the use of helminth parasites as biological tags in the study of postfire ecosystem regeneration processes. *Vie Milieu* 49: 45–50.
- García-Fayos, P. 1991. La vegetación silicícola de la Sierra Calderona (Comunidad Valenciana). *Lazaroa* 12: 317–332.
- Gosálbez, J. 1987. Insectívoros and rodents from Catalonia. *Methodology of study and faunistic catalog*. Ketres Editora, Barcelona. pp. 241 (in Catalan).
- Gutiérrez, J.R. and R.L. Meserve. 2003. El Niño effects on soil seed bank dynamics in north-central Chile. *Oecologia* 134: 511–517.

- Haim, A. 1993. Resilience to fire of rodents in an east-Mediterranean pine forest on mount Carmel, Israel: the effects of different managements. In: (L. Trabaud and R. Prodon, eds.) Fire in Mediterranean Ecosystems. Commission of the European Communities, Brussels. pp. 303–314.
- Kelt, D.A., P.L. Meserve, K. Nabors, M.L. Forister and J.R. Gutiérrez. 2004. Foraging ecology of small mammals in semiarid Chile: the interplay of biotic and abiotic effects. *Ecology* 85: 383–397.
- Letnic, M. and C.R. Dickman. 2005. The responses of small mammals to patches regenerating after fire and rainfall in the Simpson Desert, central Australia. *Aust. Ecol.* 30: 24–39.
- Letnic, M., B. Tamayo and C.R. Dickman. 2005. The responses of mammals to la Niña (el Niño Southern oscillation) – associated rainfall, predation, and wildfire in central Australia. *J. Mammal.* 86: 689–703.
- Lima, M., R. Juillard, N.C. Stenseth and F. Jaksic. 2001. Demographic dynamics of a neotropical small rodent (*Phyllotis darwini*): feedback structure, predation and climatic factors. *J. Anim. Ecol.* 70: 761–775.
- MacMahon, J.A. 1981. Successional processes: comparison among biomes with special references to probable roles of and influences on animals. In: (D.C. West, H.H. Shugart and D.B. Botkin, eds.) Forest Succession. Concepts and Applications. Springer-Verlag, Berlin. pp. 277–304.
- McKelvey, K.S. and D.E. Pearson. 2001. Population estimation with sparse data: the role of estimators versus indices revisited. *Can. J. Zool.* 79: 1754–1765.
- Meserve, P.L., J.A. Yunger, J. Gutiérrez, L.C. Contreras, W.B. Milstead, B.K. Lang, K.L. Cramer, S. Herrera, V.O. Lagos, S.I. Silva, E.L. Tabilo, M.A. Torrealba and F.M. Jaksic. 1995. Heterogeneous responses of small mammals to an El Niño event in north-central semiarid Chile and the importance of ecological scale. *J. Mammal.* 76: 580–595.
- Meserve, P.L., D.A. Kelt, W.D. Milstead and J.R. Gutiérrez. 2003. Thirteen years of shifting top-down and bottom-up control. *BioScience* 53: 633–646.
- Monamy, V. and B.J. Fox. 2000. Small mammal successions is determined by vegetation density rather than time elapsed since disturbance. *Austral Ecol.* 25: 580–587.
- Ordóñez, J.L. and J. Retana. 2004. Early reduction of post-fire recruitment of *Pinus nigra* by post-dispersal seed predation in different time-since fire habitats. *Ecography* 27: 449–458.
- Parker, R.E. 1981. Estadística para biólogos. Ediciones Omega, Barcelona. pp. 136.
- Pausas, J.G. and J.E. Keeley. 2009. A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience* 59: 593–601.
- Perez-Cueva, A.J. 1994. Atlas climático de la Comunidad Valenciana. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports, València. pp. 205.
- Pons, P. 2007. Consecuencias de los incendios forestales sobre los vertebrados y aspectos de su gestión en regiones mediterráneas. In: (J. Camprodon and E. Plana, eds.) Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal. Segunda edición revisada y ampliada. Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona. pp. 229–245.
- Prodon, R., R. Fons and A.M. Peter. 1984. L'impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les micromammifères dans diverses formations méditerranéennes des Pyrénées-Orientales. Premiers résultats. *Rev. Ecol.* 39: 129–158.
- Prodon, R., R. Fons and F. Athias-Binche. 1987. The impact of fire on animal communities in mediterranean area. In: (L. Trabaud, ed.) The role of fire in ecological systems. SPB Academic Publishing, The Hague. pp. 121–157.
- Reed, A.W. and N.A. Slade. 2008. Density-dependent recruitment in grassland small mammals. *Appl. Ecol.* 77: 57–65.
- Reutter, B.A., V. Helfer, A.H. Hirzel and P. Vogel. 2003. Modelling habitat-suitability using museum collections: an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. *J. Biogeogr.* 30: 581–590.
- Santos, X., V. Bros and A. Miño. 2009. Recolonization of a burned Mediterranean area by terrestrial gastropods. *Biodivers. Conserv.* 18: 3153–3165.
- Squeo, F.A., Y. Tracol, D. López, J.R. Gutiérrez, A.M. Cordova and J.R. Ehleringer. 2006. ENSO effects on primary productivity in Southern Atacama desert. *Adv. Geosci.* 6: 273–277.
- Torre, I. 2004. Distribution, population dynamics and habitat selection of small mammals in Mediterranean environments: the role of climate, vegetation structure, and predation risk. PhD Thesis, Universitat de Barcelona, Barcelona. pp. 171.
- Torre, I. and A. Arrizabalaga. 2000. Ecological aspects of small-mammal communities of Sant Llorenç del Munt i l'Obac Natural Park. In: IV Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac. Diputació de Barcelona, Barcelona. pp. 127–131 (in Catalan).
- Torre, I. and A. Arrizabalaga. 2002. Effects of climate patterns on small-mammal population dynamics at Montseny. In: V Trobada d'estudiosos del Montseny. Monografies 33. Diputació de Barcelona, Barcelona. pp. 75–79 (in Catalan).
- Torre, I. and M. Díaz. 2004. Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? *Acta Oecol.* 25: 137–143.
- Torre, I., J.L. Tella and A. Arrizabalaga. 1996. Environmental and geographic factors affecting the distribution of small mammals in an isolated Mediterranean mountain. *Z. Saugetierkd.* 61: 365–375.
- Torre, I., C. Flaquer and A. Arrizabalaga. 2001. Distribution and abundance of small mammals in Montnegre i el Corredor Natural Park. In: III Trobada d'estudiosos del Montnegre i el corredor. Diputació de Barcelona, Barcelona. pp. 55–58 (in Catalan).
- Torre, I., A. Arrizabalaga and M. Díaz. 2002. Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758). *Galemys* 14: 1–26.
- Torre, I., A. Peris and L. Tena. 2005. Estimating the relative abundance and temporal activity patterns of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) by remote photography in Mediterranean post-fire habitats. *Galemys* 17: 41–42.
- Vieira, E.M. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *J. Zool. (Lond)* 249: 75–81.
- Zar, J.H. 2010. Biostatistical analysis, 5th edition. Pearson Education International, Upper Saddle River, NJ. pp. 944.
- Zwolak, R. and K.R. Foresman. 2007. Effects of a stand-replacing fire on small mammal communities in montane forest. *Can. J. Zool.* 85: 815–822.

Received March 10, 2011; accepted March 8, 2012;  
previously published online April 5, 2012

# Hepatic parasitosis in two wood mice, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae), due to *Aonchotheca annulosa* (Nematoda: Trichuridae), and *Eucoleus bacillatus* (Nematoda: Trichuridae). Erratic parasitism or *post mortem* migration?

Ángela L. Debenedetti, Sandra Sáez-Durán, Sandra Sainz-Elipe,  
Maria Teresa Galán-Puchades and Màrius V. Fuentes\*

Departament de Parasitologia, Facultat de Farmàcia, Universitat de València, Av. Vicent Andrés Estellés s/n, 46100 Burjassot-València, Spain

## Abstract

*Aonchotheca annulosa* and *Eucoleus bacillatus* are two capillariin nematodes parasitizing the intestinal and stomach mucosa, respectively, of various rodent species, and two, among others, component species of the helminth fauna of the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. A capillariin each was found in the liver parenchyma of two wood mice in a post-fire regeneration enclave in Serra Calderona Natural Park (Valencian Community, Spain). Due to their location, the preliminary identification of the helminths corresponded to *Calodium hepaticum*, a hepatic capillariin with rodents as its main host. So far, this species had never been found in Serra Calderona. To verify the preliminary identification, a comparative morphometric study between the specimens from Serra Calderona and a preserved individual of *C. hepaticum* from another enclave was carried out. Morphometric analysis revealed that the adult helminth as well as the eggs found in the liver of the first mouse belonged to *A. annulosa*, whereas the second one was identified as a male *E. bacillatus*. Moreover, the liver from both hosts showed a visible pathology, being the consequence of aberrant migration of the parasites. This is the first evidence that *A. annulosa* and *E. bacillatus* may migrate erratically and thus produce ectopic foci in other organs.

## Keywords

*Aonchotheca annulosa*, *Eucoleus bacillatus*, *Calodium hepaticum*, *Apodemus sylvaticus*, erratic parasitism, *post mortem* migration

## Introduction

The subfamily Capillariinae currently comprises a large group of nematodes including at least 16 genera and more than 300 species (Moravec *et al.* 1987; Gibbons 2010). Capillariins are nematodes parasitizing a great variety of organs of hosts belonging to all classes of vertebrates. Some of these species may cause diseases, which can produce serious and grave damage, even the death of their hosts.

The wood mouse, *Apodemus sylvaticus*, is a very common murid rodent in Europe, Asia and North Africa, being the most widespread sylvan small mammal in the Iberian Peninsula (Torre *et al.* 2002). This rodent is the normal host of numerous species of capillariin nematodes; two of which, namely

*Aonchotheca annulosa* and *Eucoleus bacillatus*, were found as component species of *A. sylvaticus* in Serra Calderona Natural Park, a Mediterranean ecosystem in post-fire regeneration where the helminth community of the wood mouse has been widely studied (Fuentes *et al.* 2000, 2007, 2010).

*A. annulosa* is a frequent intestinal capillariin in various species of rodents (Moravec and Baruš 1991; Feliu *et al.* 1997). Its life cycle, which has not been completely elucidated, seems to be diheteroxenous, involving a non-arthropod invertebrate, probably an earthworm, as intermediate host (Anderson 2000). The definitive host is infected when ingesting the intermediate host harbouring infective third-stage larvae. When larvae reach the rodent, they locate in the small intestine and develop into adults, starting fecundation and

\*Corresponding author: mario.v.fuentes@uv.es

oviposition. Eggs, still unembryonated, are discharged in faeces to the external environment, reaching, after several days, their infective capacity for the intermediate host, which will be infected after ingesting embryonated eggs. Those will hatch in the digestive tract, releasing first-stage larvae.

*E. bacillatus* is also a common capillariin parasite of various rodent species (Behnke *et al.* 1993). The adults of this species locate intertwined deep in the stomach walls with only a small section of the female worm protruding through the mucosa to allow eggs to be shed into the gut lumen. Its life cycle is still unknown, and it is not clear whether an intermediate host is required or whether transmission of embryonated eggs can take place directly.

Moreover, the genus *Calodium* includes a smaller number of species parasitizing different kinds of mammalian tissues. The species *Calodium hepaticum* is a capillariin parasite of the liver parenchyma that uses diverse genera of rodents as its usual hosts, although carnivores and primates may also serve as hosts of this nematode (Moravec *et al.* 1987; Anderson 2000). As the adult worms live in the hepatic parenchyma, eggs produced cannot be released to the environment directly and have to follow some different ways: decomposition of the host body after death; cannibalism, often found among rodents; or predation by carnivores or scavengers. Unembryonated eggs pass the intestinal tract and are expelled in faeces to the environment, where they embryonate and become infective to the subsequent host within several weeks. Given the ecological characteristics of wild rodents and their role in the food chain, control of the parasite life cycle is nearly impossible, and species of the genera *Rattus* and *Mus* must be considered as reservoirs of human hepatic calodiosis (Meerburg *et al.* 2009). In the Iberian Peninsula, this parasitosis has been reported in certain peridomestic rodents and, more rarely, in *A. sylvaticus* (Feliu *et al.* 1997).

Herein, the detection of two capillariin specimens in the liver of two wood mice from Serra Calderona Natural Park is reported. The specific identification of the helminth will confirm one of the two proposed hypotheses: a) parasitism due to *C. hepaticum*; this being the first report of this capillariin in this ecosystem, thus supporting the role of the wood mouse as a reservoir of this zoonosis; b) parasitism due to a gastrointestinal capillariin, being the consequence of erratic parasitism or *post-mortem* migration.

## Materials and Methods

The present study forms part of a multidisciplinary project of the PAF (Parasites and Fire) research team of the University of Valencia (Spain) who have been studying the role of helminths of small mammals as biological tags in post-fire regeneration in the Serra Calderona Natural Park, situated between the provinces of Castelló and València (Comunitat Valenciana, Spain), for the last two decades. This ecosystem suffered a devastating wildfire at the end of the summer of 1992 (Fuentes *et al.* 2007, 2010).

The study of small mammals has been carried out according to the methodology proposed by Galán-Puchades *et al.* (1999), using the capture-recapture method. So far, the helminth ecological study includes more than 900 individuals of the wood mouse. All helminths were collected, preserved and studied as previously described by Fuentes *et al.* (2000).

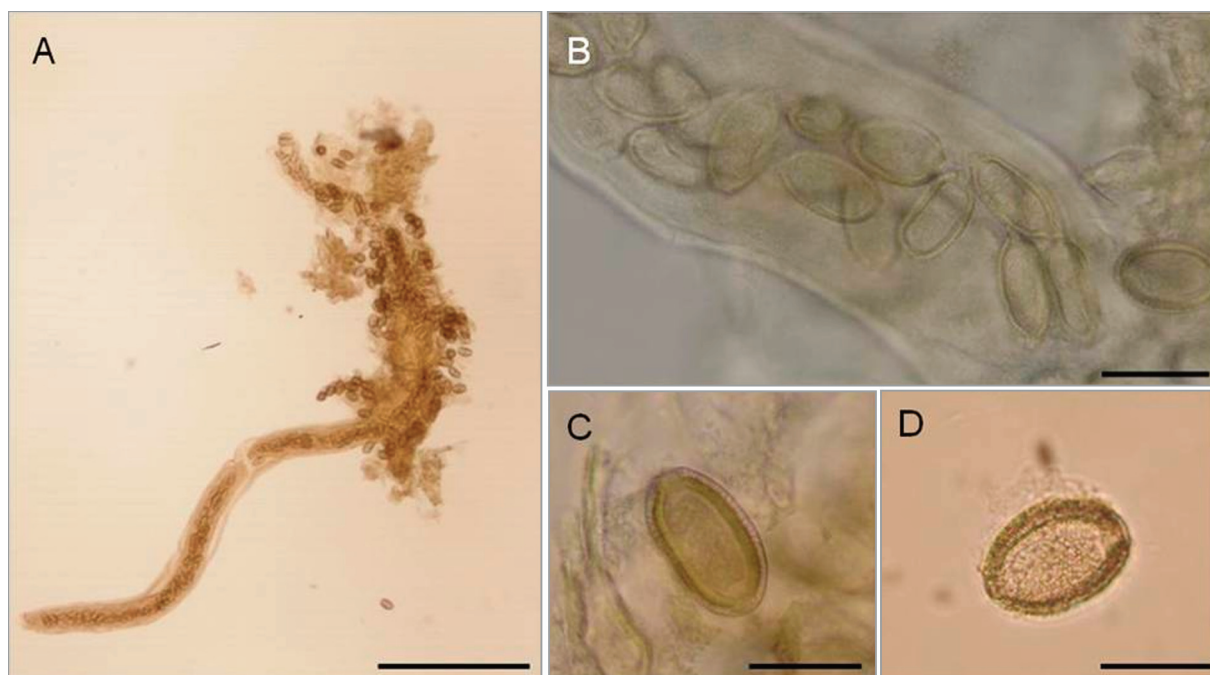
This study involves two adult *A. sylvaticus* specimens: a sexually inactive female of 32.9 g and a pregnant female of 27.8 g. They were found dead in capture traps placed in Rebalsadors, a surveyed site of the post-fire regeneration area. The first one was trapped in the winter of 2010 (18<sup>th</sup> post-fire year) and the second one in the spring of 2011 (19<sup>th</sup> post-fire year). Both mice were preserved at  $-20^{\circ}\text{C}$  until helminthological analysis. Preliminary analysis, before complete dissection, revealed the remarkable appearance of inflamed livers, occupying a larger space than usual in the abdominal cavity, in both mice. The presence of a capillariin nematode embedded in each liver parenchyma was found during viscera examination, a gravid female worm in the first mouse and a male worm in the second case.

The worms were placed between slide and cover-slip using Amman's lactophenol as clearing reagent. To correctly identify the found capillariins at species level, and considering their hepatic location, a comparative morphometric study between these and another gravid female of the species *C. hepaticum* was carried out. The reference helminth was obtained from another wood mouse analysed in a similar study in the eastern Pyrenees (Galán-Puchades *et al.* 1998).

## Results

Eggs of the *C. hepaticum* female from the eastern Pyrenees (Fig. 1) were characterized as: oval, barrel-shaped, having shallow polar plugs; a double-layer shell with radiated striation and a punctiform pattern on the surface, and unembryonated;  $49.0\text{--}61.6$  ( $54.1 \pm 3.1$ )  $\mu\text{m}$  long and  $21.0\text{--}37.8$  ( $29.5 \pm 4.3$ )  $\mu\text{m}$  wide. Recovered fragments of the female from the hepatic parenchyma did not allow its morphological characterization. Only the diameter could be measured, being 0.112 mm. This description is consistent with those of other authors concerning this species, such as Ash and Orihel (2007), Resendes *et al.* (2009) and Li *et al.* (2010), among others.

The first wood mouse was parasitized by a total of 4 helminth species: 30 individuals of *Syphacia stroma* in the small intestine; 9 *Trichuris muris* in the caecum; 2 metacystodes of *Taenia parva* in the abdominal cavity; and 1 gravid female capillariin nematode in the hepatic parenchyma. Eggs of this capillariin (Fig. 2) were characterised as: oval, rugbyball-shaped, with distinctly protruding polar plugs; two-layered egg shell with striation, and chorion with a pattern of fine longitudinal and oblique wrinkles, and unembryonated;  $56.0\text{--}61.6$  ( $57.2 \pm 1.8$ )  $\mu\text{m}$  long and  $22.4\text{--}25.2$  ( $23.3 \pm 1.3$ )  $\mu\text{m}$  wide. The female presented a diameter of 0.055 mm and an approximate length of 25 mm. The helminth description



**Fig. 1.** *Calodium hepaticum* (Bancroft, 1893) Moravec, 1982 (Syn *Capillaria hepatica*), from the eastern Pyrenees. **A** and **B** – Fragments of the gravid female ; **C** and **D** – Eggs from the uterus. Scale bars: A = 0.5 mm; B – D = 50  $\mu$ m

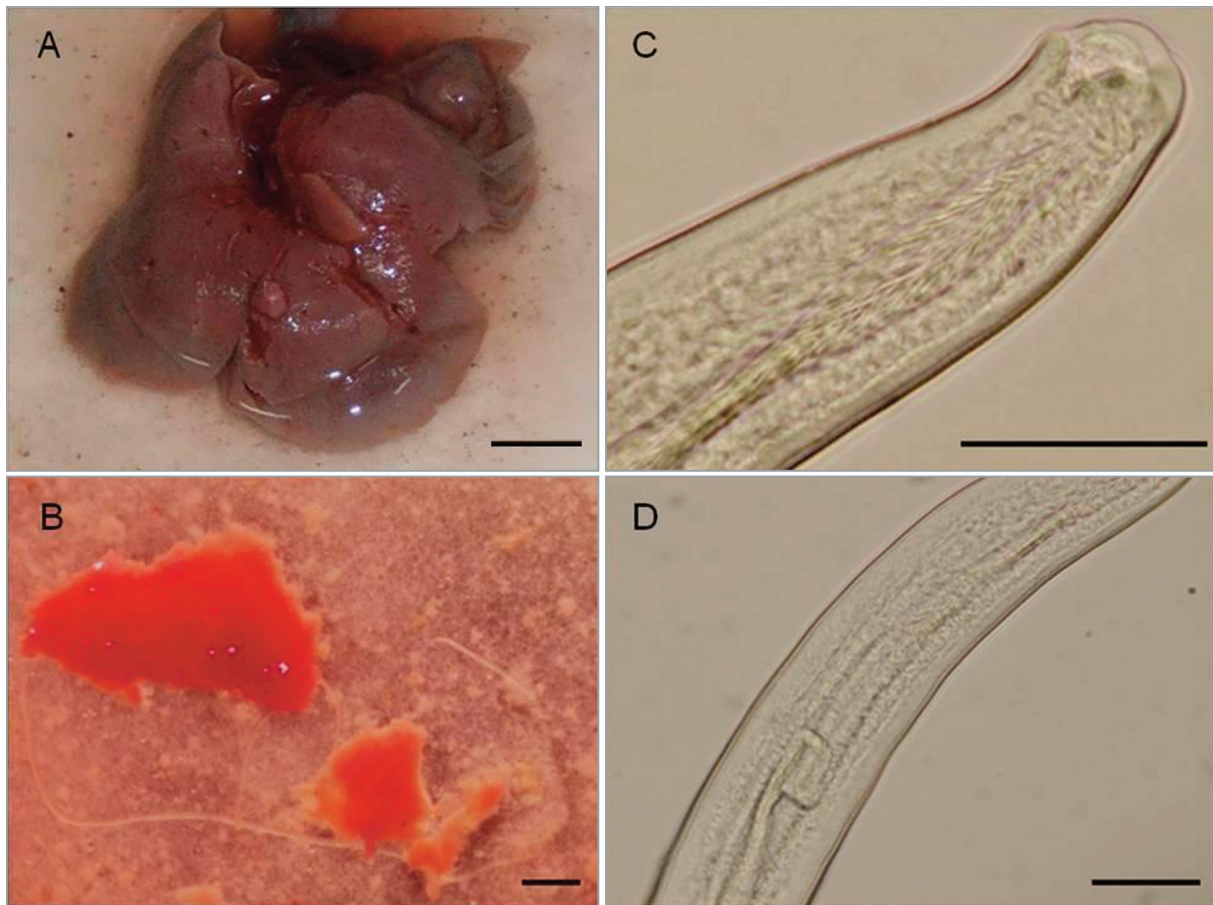
agrees with that reported, among others, by Roman (1951), Moravec and Baruš (1991) and Moravec (2000) for the species *A. annulosa*.

The second mouse was also parasitized by 4 helminth species: 6 females of *E. bacillatus* in the stomach wall; 136 individuals of *S. stroma* in the small intestine; 8 *T. muris*



**Fig. 2.** *Aonchotheca annulosa* (Dujardin, 1845) from Serra Calderona. **A** – Fragment of the gravid female; **B** – **D** – Eggs inside the uterus. Scale bars: A = 0.5 mm; B – D = 50  $\mu$ m.





**Fig. 3.** *Eucoleus bacillatus* Eberth, 1863 from Serra Calderona. **A** – Gross pathology of the liver of the second mouse; **B** – Worm in the viscera; **C** – Distal end of the worm; **D** – Detail of the capillariin spicule. Scale bars: A = 10 mm; B = 1 mm; C and D = 50  $\mu$ m.

in the caecum; and 1 male capillariin nematode in the hepatic parenchyma (Fig. 3). This worm presented a diameter of 0.067 mm and an approximate length of 23 mm, although the specific identification was based on the morphology of the distal end and the spicule. The distal end was characterised by two small, posteriorly directed rounded lobes, connected by a reduced membrane, and caudal alae were absent. The spicule, which was invaginated, was slightly sclerotized and covered with dense spines. According to the literature (Moravec 2000; Gibbons 2010), this description corresponds to the species *E. bacillatus*.

## Discussion

The subfamily Capillariinae is one of the most complex systematic groups due to the large number of genera included. The taxonomic positions of many species of this subfamily have been the subject of a long ranging controversy, resulting in numerous reclassifications (Moravec 1982; Anderson 2000), mainly based on often confused morphological features, or occasionally only due to their location in the host.

However, this fact does not take into account the capacity of some parasites, particularly helminths, to stray from their usual microhabitat to ectopic locations.

Most endoparasites show a high site fidelity, which is defined as tropism. Microhabitat specificity often transcends host specificity, and although a parasite may not have reached its usual host, it will try to attach to the ontogenetic microhabitat, in the same organ or, in higher specific parasites, even at the same site within that organ (Bush *et al.* 2001). However, it is not atypical for a parasite to develop to maturity in an unusual organ under such abnormal circumstances (Sukhdeo 1997).

Even though there are no reports on erratic parasitism and consequently not on ectopic foci caused by gut capillariins in rodents, it is known that they are able to internally migrate after the death of the host. *A. annulosa* is an example of this phenomenon, since it is not unusual to find adult capillariins migrating to the stomach from the intestinal tract in individuals of *A. sylvaticus* having been dead for several hours before necropsy. In such cases accurate identification and distinction from other morphologically similar capillariins, such as *E. bacillatus*, are essential.

In the present case, the analysed wood mice presented evident hepatomegaly, with the liver occupying almost the entire abdominal cavity. This finding is completely unusual in the anatomy of these rodents and the remarkable inflammation suggested severe hepatic damage. Unfortunately, an exhaustive histopathological study to confirm the hepatic damage could not be carried out as the viscera were not preserved after liver dissection. The nematodes, however, were recovered after careful extraction from the liver fragments. Therefore, the swollen and pale aspect, as well as the little perforations left by the capillariins in the parenchyma and on the surface of the organ, were the only signs that allowed us to conclude the evident hepatic pathology. Despite the lack of histopathological data to support the diagnosis, the pathology was possibly due to the hepatic parasitization by a capillariin, as an inflammatory response after the death of the host should be ruled out, i.e. post mortem parasitic migration could not have been the cause of this hepatic pathology; and consequently, at the moment of the death of the rodents, *A. annulosa* had been parasitizing the liver parenchyma of one wood mouse, while *E. bacillatus* had been parasitizing the liver parenchyma of the other mouse.

As far as we are aware, this is the first report of hepatic parasitosis in wood mice due to each of these nematodes, *A. annulosa* and *E. bacillatus*, respectively, which, after erratic migration, generated ectopic foci in the livers of their hosts. This finding reaffirms the importance of carrying out a correct morphological and morphometric characterization of both the adult helminths and their eggs, which are, in the case of capillariins, the key to their definitive identification. Identification at species level based only on the microhabitat of the parasite could lead to erroneous classification.

**Acknowledgments.** This study has been supported by Project CGL2007-61173/BOS, Ministerio de Ciencia y Tecnología, Madrid, Spain. We would also like to thank the Conselleria de Medi Ambient de la Generalitat Valenciana, València, Spain, for the permissions to carry out field studies.

## References

- Anderson L.C. (Ed.). 2000. Nematode parasites of vertebrates. Their development and transmission. CABI Publishing, Wallingford, UK, 650 pp.
- Ash L.R., Orihel T.C. (Eds.). 2007. Atlas of Human Parasitology. American Society for Clinical Pathology Press, Chicago, USA, 540 pp.
- Behnke J.M., Barnard C., Hurst J.L., McGregor P.K., Gilbert F., Lewis J.W. 1993. The prevalence and intensity of infection with helminth parasites in *Mus spretus* from the Setubal Peninsula of Portugal. *Journal of Helminthology*, 67, 115–122.
- Bush A.O., Fernández J.C., Esch G.W., Seed, J.R. (Eds.). 2001. Parasitism. The diversity and ecology of animal parasites. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 566 pp.
- Feliu C., Renaud F., Catzeflis F., Hugot J.P., Durand P., Morand S. 1997. A comparative analysis of parasite species richness of Iberian rodents. *Parasitology*, 115, 453–466.
- Fuentes M.V., Cerezuela A.M., Galán-Puchades M.T. 2000. A helminthological survey of small mammals (Insectivores and Rodents) in the Serra Calderona mountains (Valencian Community, Spain). *Research and Reviews in Parasitology*, 60, 25–35.
- Fuentes M.V., Sainz-Elipe S., Galán-Puchades M.T. 2007. Ecological study of the wood mouse helminth community in a burned Mediterranean ecosystem in regeneration five years after a wildfire. *Acta Parasitologica*, 52, 403–413. DOI: 10.2478/s11686-007-0056-6.
- Fuentes M.V., Sainz-Elipe S., Galán-Puchades M.T. 2010. The helminth community of the wood mouse *Apodemus sylvaticus* in a Mediterranean ecosystem in regeneration ten years after a wildfire. *Journal of Helminthology*, 84, 39–48. DOI: 10.1017/S0022149X09990277.
- Galán-Puchades M.T., Fuentes M.V., Cerezuela A.M., Fons R., Mas-Coma S. 1998. Host/parasite postfire responses: the helminths of *Apodemus sylvaticus* (Rodentia, Muridae) as bioindicators of its movements after fire. *Miscel·lània Zoològica*, 21, 35–44.
- Galán-Puchades M.T., Fuentes M.V., Cerezuela A., Fons R., Mas-Coma S. 1999. A proposed methodology for the use of helminth parasites as biological tags in the study of postfire ecosystem regeneration processes. *Vie et Milieu*, 49, 45–50.
- Gibbons, L.M. (Ed.). 2010. Key to the nematode parasites of vertebrates. Supplementary Volume. CABI Publishing, Wallingford, UK, 416 pp.
- Li C.D., Yang H.L., Wang Y. 2010. *Capillaria hepatica* in China. *World Journal of Gastroenterology*, 14, 698–702. DOI: 10.3748/wjg.v16.i6.698.
- Meerburg B.G., Singleton G.R., Kijlstra A. 2009. Rodent-borne diseases and their risks for public health. *Critical Reviews in Microbiology*, 35, 221–270. DOI: 10.1080/10408410902989837.
- Moravec F. 1982. Proposal of a new systematic arrangement of nematodes of the family Capillariidae. *Folia Parasitologica*, 29, 119–132.
- Moravec F., Prokovič J., Shlikas A.V. 1987. The biology of nematodes of the family Capillariidae Neveu-Lemaire, 1936. *Folia Parasitologica*, 34, 39–56.
- Moravec F., Baruš V. 1991. Systematic status of *Thominx platyrrhinorum* Barus, 1961 (Nematoda: Capillariidae). *Folia Parasitologica*, 33, 155–162.
- Moravec F. 2000. Review of capillariid and trichosomoidid nematodes from mammals in the Czech Republic and the Slovak Republic. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, 64, 271–304.
- Resendes A.R., Amaral A.F.S., Rodrigues A., Almeria S. 2009. Prevalence of *Calodium hepaticum* (Syn. *Capillaria hepatica*) in house mice (*Mus musculus*) in the Azores archipelago. *Veterinary Parasitology*, 160, 340–343. DOI: 10.1016/j.vetpar.2008.11.001.
- Roman E. 1951. Étude écologique et morphologique sur les Acanthocéphales et les Nématodes parasites des rats de la Région Lyonnaise. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 2, 49–270.
- Sukhdeo M.V.K., 1997. Earth's third environment: The worm's eye view. *Bioscience*, 47, 141–149.
- Torre I., Arrizabalaga A., Díaz M. 2002. Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*, 1758). *Galemys*, 14, 1–26.

**Received:** January 21, 2014

**Revised:** April 8, 2014

**Accepted for publication:** June 27, 2014