



Efecto del fuego sobre las comunidades de escarabajos xilófagos y saproxílicos de un sistema de coníferas de Saló (Cataluña, España)

Trabajo de Final de Grado



Antoni A. Ruiz Vicarí
Tutor: Josep Bau Macià
Tutor externo: José Manuel Vidal Cordero
Curso 2017-2018
Grado en Biología
Universidad de Vic-UCC

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	2
MATERIAL Y MÉTODOS	4
<i>ÁREA DE ESTUDIO</i>	4
<i>CLIMA</i>	5
<i>MUESTREO</i>	5
<i>COBERTURA VEGETAL</i>	6
<i>ANÁLISIS ESTADÍSTICO</i>	6
RESULTADOS	8
<i>ABUNDANCIA</i>	12
<i>RIQUEZA</i>	12
<i>DIVERSIDAD</i>	13
DISCUSIÓN	15
<i>ABUNDANCIA</i>	16
<i>RIQUEZA</i>	16
<i>DIVERSIDAD</i>	17
<i>CONCLUSIÓN</i>	17
AGRADECIMIENTOS	19
BIBLIOGRAFIA	20
ANEXO: FOTOS DE ALGUNAS DE LAS ESPECIES ENCONTRADAS EN EL ESTUDIO	23

INTRODUCCIÓN

El término perturbación ecológica se define como un evento que ocurre de manera discreta que produce una alteración o interrupción en la estructura de las poblaciones de seres vivos, comunidad o ecosistema y cambia la disponibilidad de recursos y el medioambiente. De esta manera, se crea un nuevo ambiente y la oportunidad para que nuevos individuos se establezcan en él. (Saint-Germain, Larrivé, Drapeau, Fahrig, & Buddle, 2005; González et al., 2014)

El fuego es una de las perturbaciones naturales que actúa con más severidad a la hora de definir la estructura del paisaje y la composición en las comunidades de organismos vegetales y animales (Rodrigo, Sardà-Palomera, Bosch, & Retana, 2008). En la región mediterránea es considerado como una característica integrada de los ecosistemas de esta región. Esto se debe a que las altas temperaturas y los veranos secos provocan una situación idónea para que se produzcan incendios (Russell-Smith, Ryan, Klessa, Waight, & Harwood, 2008). Los sistemas de coníferas se encuentran entre los ecosistemas más sensibles ya que su regeneración se ve entorpecida por la creciente frecuencia, intensidad y severidad de los fuegos. (Moretti et al., 2010). Este régimen en los incendios ha actuado como un importante filtro de selección natural afectando la morfología, fisiología y ciclos vitales de plantas y animales (Santos, Mateos, & Viñolas, 2008). Dando lugar, consecuentemente, a una fauna y una flora adaptada a esta perturbación (Wikars, 1997).

En los últimos 50 años la frecuencia en la que acontecen los incendios ha aumentado drásticamente. Según datos estadísticos del ministerio español de agricultura, pescadería y medioambiente (Cubo María et al., 2012) desde 1961 hasta 2005, la cantidad de incendios se ha multiplicado por más de 10, pasando de 1.600 siniestros al año a más de 20.000. Por suerte, desde 2005 hasta 2015 el número de siniestros ha bajado a 11.810 gracias a la eficacia de los dispositivos de lucha contra incendios y a una correcta gestión de las parcelas forestales (ADCIF, 2015).

Este incremento en la frecuencia de los incendios forestales se debe fundamentalmente al cambio en los usos del suelo y el cambio climático, causas derivadas de la acción antropogénica, que favorece el aumento de las temperaturas y los periodos de sequía. Este hecho lleva a algunos autores a predecir un aumento en la frecuencia de los incendios en los años venideros (Martins Fernandes, 2001; Ramos et al., 2009). Por tanto, el estudio de los efectos del fuego sobre las comunidades vegetales y animales es de vital importancia para comprender cómo se comporta el ecosistema después de esta perturbación y de cara a tomar las medidas necesarias para su conservación, gestión y restauración (Rainio & Niemela, 2003).

Hasta el momento, la mayoría de estudios sobre los efectos de los incendios se han centrado en organismos vegetales, ya que son los más afectados por esta perturbación (Morrison et al., 1995; Russell-Smith et al., 2008). También se han estudiado los cambios que producen en las comunidades de organismos vertebrados (Fisher & Wilkinson, 2005; Ford, Menzel, McGill, Laerm, & McCay, 1999), sin embargo, la cantidad de estudios sobre la respuesta de artrópodos al fuego es muy pobre. Es

importante aumentar el conocimiento sobre de los efectos de los incendios en los artrópodos, ya que tienen un importante papel en el ecosistema como cicladores de energía, polinizadores o descomponedores, entre otras funciones (Samways, Yekwayo, & Pryke, 2018).

Los coleópteros son un orden de insectos ya usado anteriormente en otros trabajos para saber cómo responden sus comunidades al fuego (Gossner, Floren, Weisser, & Linsenmair, 2013; Rodrigo et al., 2008; Saint-Germain et al., 2005). El interés en este grupo taxonómico puede ser atribuido a: 1) su suficiente distribución, abundancia y diversidad, 2) su importancia funcional en los ecosistemas, 3) su sensibilidad a los cambios ambientales, 4) su facilidad de muestreo, clasificación y determinación y 5) su fácil utilización para la interpretación de los cambios observados, lo cual convierte a este grupo en buenos bioindicadores para la recuperación del ecosistema (Campbell, Hanula, & Waldrop, 2007; Nappi, Drapeau, Saint-Germain, & Angers, 2010; Rainio & Niemela, 2003; Wikars, 1997).

El fuego afecta directamente a las comunidades de coleópteros, ya bien sea u obligándolos a migrar (Elkin & Reid, 2004). El nuevo escenario generado por las condiciones post-incendio atrae a especies de coleópteros pirófilos, xilófagos y saproxílicos atraídos por el humo del fuego para alimentarse de los árboles muertos o dañados (Azeria, Ibarzabal, & Hébert, 2012). La heterogeneidad y la estructura del ambiente post-incendio además de la conectividad de la zona con fuentes de colonizadores potenciales también determinará la comunidad post-incendio (Rodrigo et al., 2008).

Debido a que, en los sistemas de coníferas, después de un fuego, la materia prima que se ve más afectada es la madera, decidimos estudiar los efectos del fuego sobre los escarabajos que se encuentran relacionados con esta. Los xilófagos, que se alimentan de madera, y los saproxílicos, aquellos que en el algún momento de su ciclo vital, dependen de la madera muerta o senescente de árboles moribundos o muertos (Speight, 1989) . Conocer la respuesta de este grupo taxonómico al fuego puede arrojar algo más de luz al estudio de los efectos del fuego sobre artrópodos.

En el presente trabajo tratamos de conocer el efecto del fuego en las comunidades de coleópteros dependientes de la madera. Para ello planteamos las siguientes hipótesis: 1) Se espera que la proporción de géneros de escarabajos xilófagos y saproxílicos cambie entre las zonas quemadas y control a lo largo del periodo de muestreo, 2) El paso del fuego creará un escenario nuevo en el que abundará la madera muerta y en descomposición, lo cual tendrá un efecto positivo en las comunidades de escarabajos que se verá reflejado en una mayor abundancia, riqueza y diversidad de las zonas quemadas frente a las zonas control, 3) A lo largo del tiempo, con motivo de la disminución del recurso que supone la madera muerta y en descomposición y la regeneración de las comunidades vegetales, los valores de abundancia, riqueza y diversidad volverán a ser similares a los de la zona control.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona del presente estudio fue un bosque de coníferas cerca de la población de Saló, perteneciente al municipio de Sant Mateu de Bages, Cataluña. Este se encuentra en la región nord-este de España (N 41°52', E1°38') a 540-620 m por encima del nivel del mar. La zona de estudio presenta un mosaico de paisajes compuesta por, zonas rocosas, campos de cultivo y bosques de pino (*Pinus nigra* y *Pinus halepensis*). Los bosques cuentan con un sotobosque típico de vegetación mediterránea, poco densos y compuestos por arbustos como *Rosmarinus officinalis*, *Erica arborea*, *Thymus vulgaris*, *Rhamnus alaternu* y *Lavandula latifolia*.

En el año 2009, durante el mes de junio, se produjo un incendio que acabó con vida de muchos árboles y que tuvo una extensión de 194 ha (Fig.1). El 74% del territorio afectado por el incendio correspondía a las zonas donde había bosque de pino, un 24% a campos de cultivo y tan solo un 2% pertenecía a matorrales, según datos del CREAM. El incendio provocó que los pinos quedaran quemados casi al completo, dejando algunos troncos en pie dentro de las zonas quemadas. Hay que mencionar también que el suelo presentaba, de forma ocasional, algunas ramas de pino caídas las cuales no fueron retiradas.

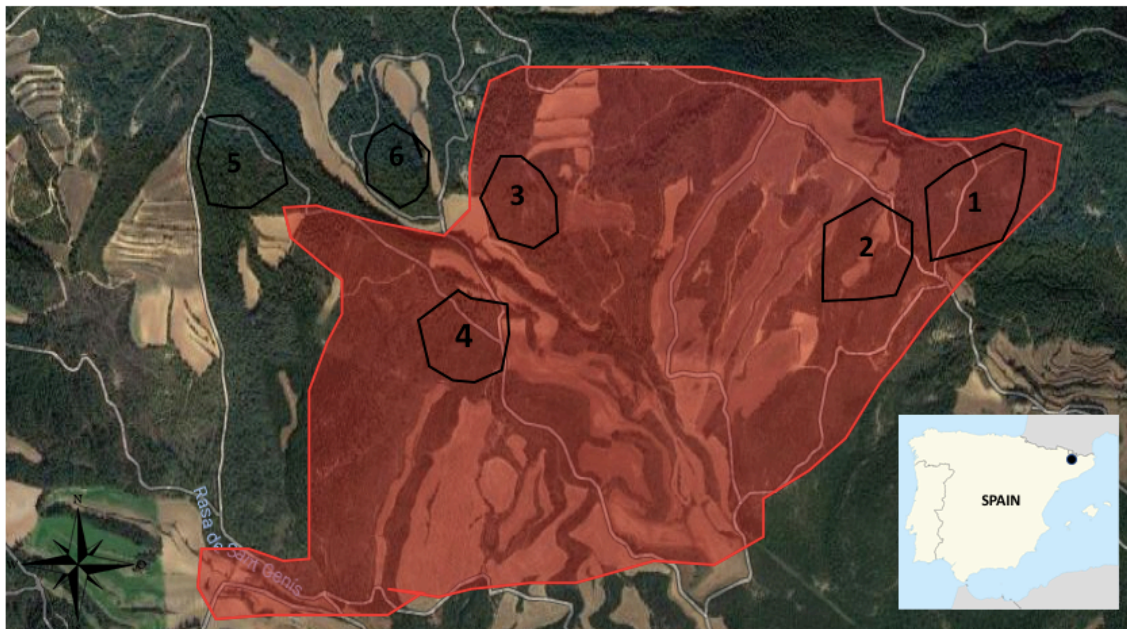


Figura 1 Mapa de la zona afectada por el incendio (en rojo) y de las parcelas de estudio (delimitadas por una línea continua negra). Las parcelas 1, 2, 3 y 4 son las parcelas quemadas. Las parcelas 5 y 6 son las parcelas control.

Fuente: Google. (s.f.). [Mapa de Saló, Cataluña en Google maps]., de:

<https://www.google.com.mx/maps/place/41%C2%B052'03.7%22N+1%C2%B038'09.6%22E/@41.8681893,1.6295684,2150m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x0:0x0!8m2!3d41.867694!4d1.635995>

Clima

El clima presente en la zona es un clima mediterráneo continental. La temperatura media anual en Salo es de 13.4 °C y los promedios de precipitaciones son de 660mm. Los inviernos no son muy fríos, pero sí secos, siendo enero el mes más seco del año con 32mm. Los veranos solo incluyen julio como mes seco y no son muy cálidos, con máximas de 26.6 °C durante el mes de agosto. Por último, como se puede observar en la figura 2, los meses de primavera y otoño son los más lluviosos con 78 mm y 75 mm en los meses de mayo y septiembre respectivamente.

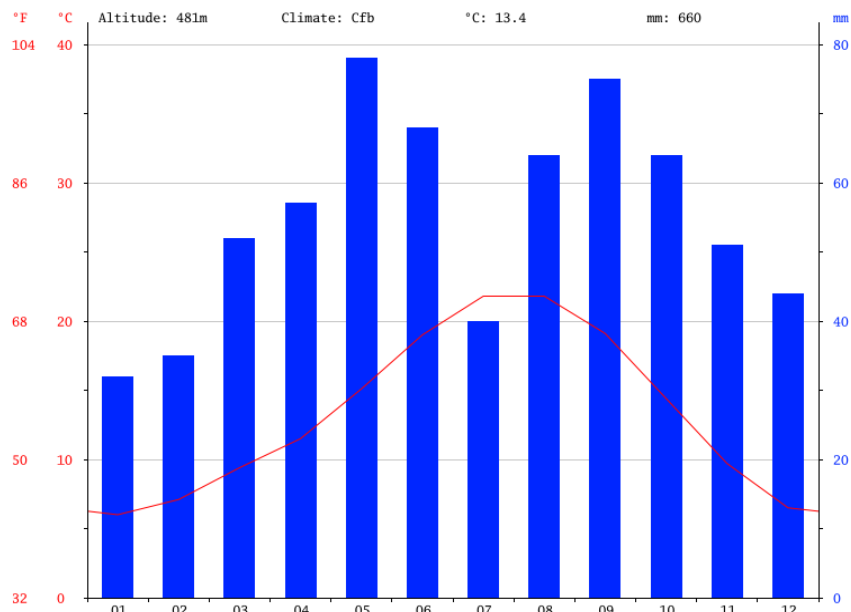


Figura 2: Climograma de Salo Fuente: <https://es.climate-data.org/location/836163/>

Muestreo

Para el muestreo se utilizaron trampas de caída. Este método ha sido utilizado con éxito en otros estudios para atrapar invertebrados saproxílicos epigeos (Koivula & Spence, 2006; Moretti et al., 2010; Hyvärinen, Kouki, & Martikainen, 2006; Ranius, T. & Jansson, 2002)

El estudio se llevó a cabo en un total de 6 parcelas, 4 de ellas afectadas por el incendio a las que denominaremos zonas quemadas y 2 parcelas no afectadas que llamaremos zonas control. Dentro de cada parcela se establecieron dos transectos dejando una distancia de separación entre ellos de 20 m. En cada transecto se instalaron 10 trampas de caída (vasos de plástico de 20 cm³ llenas hasta la mitad con jabón) separadas unas de otras por una distancia de cinco metros. Un total de 20 trampas por parcela fueron instaladas.

El primer muestreo se realizó en el mes de julio de 2009, tres semanas después de que se produjese el incendio. El muestreo se repitió en septiembre de ese mismo año y posteriormente tres veces al año (en los meses de mayo, julio y septiembre) durante 3 años, 2010, 2011 y 2012 (un total de 11 periodos de muestreo x 6 parcelas). Las trampas de caída estuvieron activas 72h. Al finalizar, el material biológico fue guardado en alcohol 70% hasta su posterior identificación en el laboratorio. Los coleópteros fueron separados del resto del material capturado y determinados hasta el nivel de género.

Todas las identificaciones se realizaron en el laboratorio de la Universidad de Vic, a partir de claves de páginas web (www.kerbtier.de, www.coleo-net.de) y con la ayuda del especialista en coleópteros Amador Viñolas, colaborador del Museo de Ciencias Naturales de Barcelona. En el caso de los individuos pertenecientes a la subfamilia *Scolytinae* hizo falta la preparación del individuo. Se separaron del resto de muestras y se dejaron secar durante 3 días. Posteriormente fueron pegados ventralmente a un cartón entomológico. Para su clasificación taxonómica se usaron claves dicotómicas (Balachowsky, 1949). Cabe destacar que del género *Anthaxia* se escogieron los individuos que pertenecían al subgénero *Melanthaxia*, ya que los demás individuos son florícolas. Por lo tanto, cada vez que se mencione el género *Anthaxia* en este estudio, solamente hará referencia al subgénero *Melanthaxia*.

Cobertura vegetal

Se realizaron dos análisis de la cobertura vegetal en cada una de las parcelas. El primero fue durante el mes de julio de 2010 y el segundo durante julio de 2012. Para el análisis se establecieron cuatro estratos vegetales (herbáceo = 0.5 m, matorrales bajos = 0.5-1.5 m, matorrales altos = 1.5-2.5m y árboles). Durante el primer análisis se registraba la vegetación cada medio metro de distancia, en cambio en el segundo, cada metro. Los transectos tenían una longitud de 50m por parcela y se realizaban a una distancia paralela a las trampas.

Análisis estadístico

Se analizó la respuesta de la abundancia, riqueza y diversidad de coleópteros xilófagos y saproxílicos a tres variables independientes, el fuego, el periodo de muestreo, y la interacción de esos dos factores (fuego x periodo de muestreo).

Los cálculos de abundancia media por parcela se obtuvieron mediante Microsoft Excel (2016). Por otro lado, los índices de riqueza y de diversidad se obtuvieron a través del programa EstimateS 9.1. Se escogieron los índices Chao 1 para la riqueza y los índices de Shannon para la diversidad. Para introducir los datos en el programa fue necesaria la elaboración de una matriz de abundancias (especies por muestreos) por cada una de las parcelas muestreadas en los 11 meses de muestreo y para cada tratamiento (6 parcelas x 11 meses). Esta matriz fue elaborada a partir de las trampas activas y el número de géneros encontrados en cada una de las parcelas.

Para realizar el análisis estadístico de los datos obtenidos en el estudio se utilizó el programa estadístico R Core Team (2015). Se analizó la distribución de los datos en las tres variables dependientes (abundancia, riqueza y diversidad) con el test de Shapiro-Wilk. En los casos en que los datos seguían una distribución normal, se realizó un análisis ANOVA de dos vías para comprobar si las diferencias causadas por las variables independientes eran significativas o no. Posteriormente se testaron las hipótesis de heterocedasticidad y homocedasticidad de los residuos para comprobar que se cumplieran las asunciones del modelo. En los casos en que los datos no seguían una distribución normal, se utilizó un test no paramétrico, en este caso, el test de Kruskal-Wallis.

RESULTADOS

En total se capturaron y se determinaron 4627 individuos. Las familias más representativas fueron, los *Dermestidae* con 1691 individuos de los cuáles 1678 pertenecían al género *Orphilus*. En segundo lugar, *Buprestidae* con 998 de los cuáles 167 pertenecían a géneros saproxílicos. A continuación, *Anticidae* con 619 ejemplares seguida de los carábidos, con 251.

Dentro de los escarabajos xilófagos y saproxílicos, las familias más representativas fueron *Buprestidae* (71,67%), *Curcolionidae* (8,58%) y *Cerambycidae* (6,44%). *Buprestidae* fueron la familia con más individuos y el subgénero *Melanthaxia* fue el más abundante con un total de 162 individuos. *Curcolionidae* presentó 19 individuos pertenecientes a la subfamilia de *Scolytinae*. Por último, 15 individuos pertenecían a la familia *Cerambycidae* y a 7 géneros diferentes.

De los 25 géneros capturados en total, 13 solamente cuentan con la captura de un individuo. En 2010 aparecieron más géneros (12) seguido de 2011 con 7 géneros. El último año de muestreo (2012), fue cuándo se capturaron menos géneros (3).

El género *Anthaxia* fue el más abundante (162 individuos) Se encontraron un mayor número de individuos en zonas quemadas (132) respecto a las zonas control (24). En 2009 no se capturó ningún espécimen de *Anthaxia*, en cambio en 2010 sus valores de abundancia llegaron al máximo encontrándose 149 individuos en total (16 en zonas control y 133 en zonas quemadas). Durante 2011, el número bajó drásticamente a 2 individuos en parcelas quemadas y 2 en parcelas control. Por último, en 2012, se encontraron, 6 individuos en las parcelas control y 3 en las parcelas quemadas.

Como se puede apreciar en la tabla 1, aparte del género *Anthaxia*, los géneros más abundantes fueron *Hylastes*, de la subfamilia de *Scolytidae* (15), *Triplax*, de la familia Erotylidae (10) y *Protaetia*, de la familia *Scarabaeidae* (7).

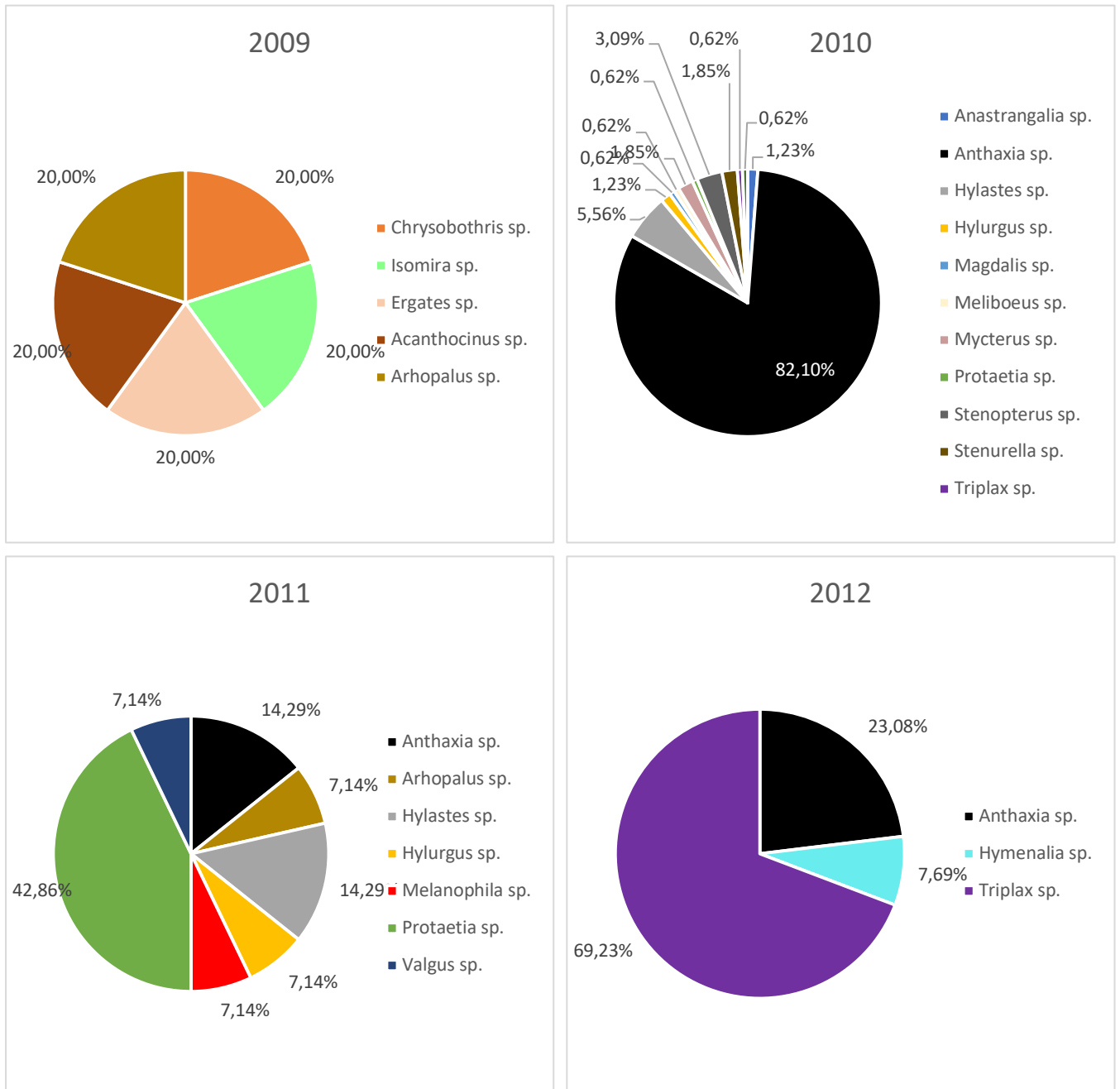


Figura 3. Porcentaje de los géneros encontrados en las zonas quemadas para cada año de muestreo

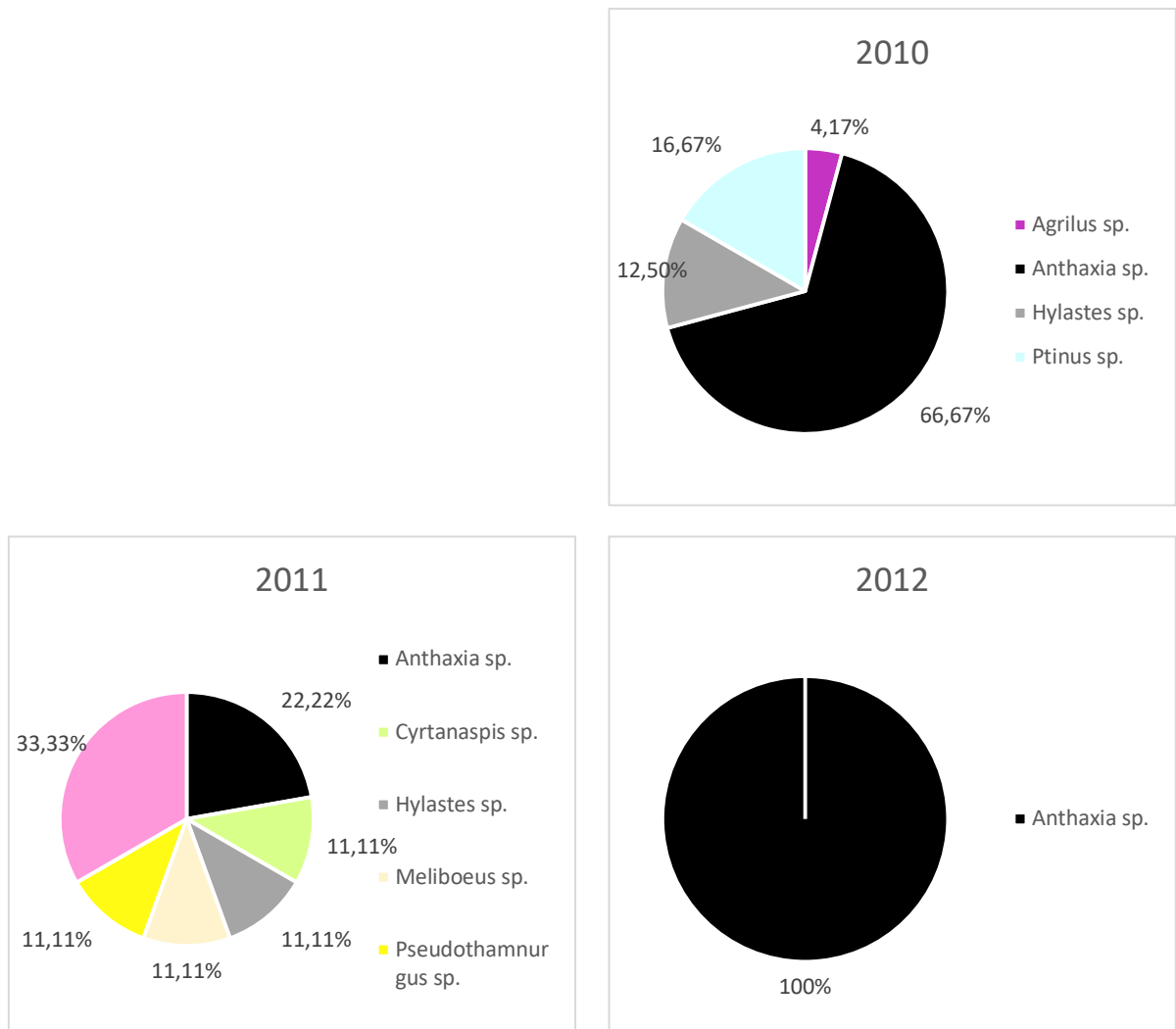


Figura 4. Porcentaje de los géneros encontrados en las zonas control para cada año de muestreo. En 2009 no se encontró ningún genero en zonas control.

Género	Abundancia	Fase	Alimentación	Huésped
<i>Acanthocinus sp.</i>	1	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Agrilus sp.</i>	1	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Anastrangalia sp.</i>	2	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Anthaxia sp.</i>	162	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Arhopalus sp.</i>	2	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Chrysobothris sp.</i>	1	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Cyrtanaspis sp.</i>	1	Larva	X	Coníferas
<i>Ergates sp.</i>	1	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Hylastes sp.</i>	15	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Hylurgus sp.</i>	3	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Hymenalia sp.</i>	1	Adulto	X	Coníferas
<i>Isomira sp.</i>	1	Adulto	X	
<i>Magdalis sp.</i>	1	Adulto	X	Coníferas
<i>Melanophila sp.</i>	1	Adulto/Larva	P	Coníferas
<i>Meliboeus sp.</i>	2	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Mycterus sp.</i>	3	Larva	X	Coníferas
<i>Protaetia sp.</i>	7	Adulto	SX	
<i>Pseudothamnurgus sp.</i>	1	Adulto/Larva	X	Coníferas
<i>Ptinus sp.</i>	4	Adulto	X	<i>Quercus</i>
<i>Scryptia sp.</i>	3	Adulto	X	Coníferas
<i>Stenopterus sp.</i>	5	Adulto	X	<i>Quercus</i>
<i>Stenurella sp.</i>	3	Larva	X	<i>Quercus/ Coníferas</i>
<i>Triplax sp.</i>	10	Adulto	X	Coníferas
<i>Valgus sp.</i>	1	Larva	X	<i>Betula</i>
<i>Xylotrechus sp.</i>	1	Adulto	X	

Tabla 1. Lista de géneros determinados con sus respectivas abundancias totales, la fase en la cual se alimenta de madera, la categoría trófica X (Xilófagos), S (Saproxílico), P (Pirófila) y de su huésped.

Abundancia

El fuego no tuvo un efecto global sobre la abundancia de escarabajos puesto que no encontramos diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 2). Los meses de mayo y junio de 2010 presentaron los valores más altos de la abundancia media, muy por encima del resto del periodo de muestreo. Estas diferencias estacionales fueron significativas ($X^2_8 = 19,337$, $p\text{-value} = 0,01316$) (Fig. 5).

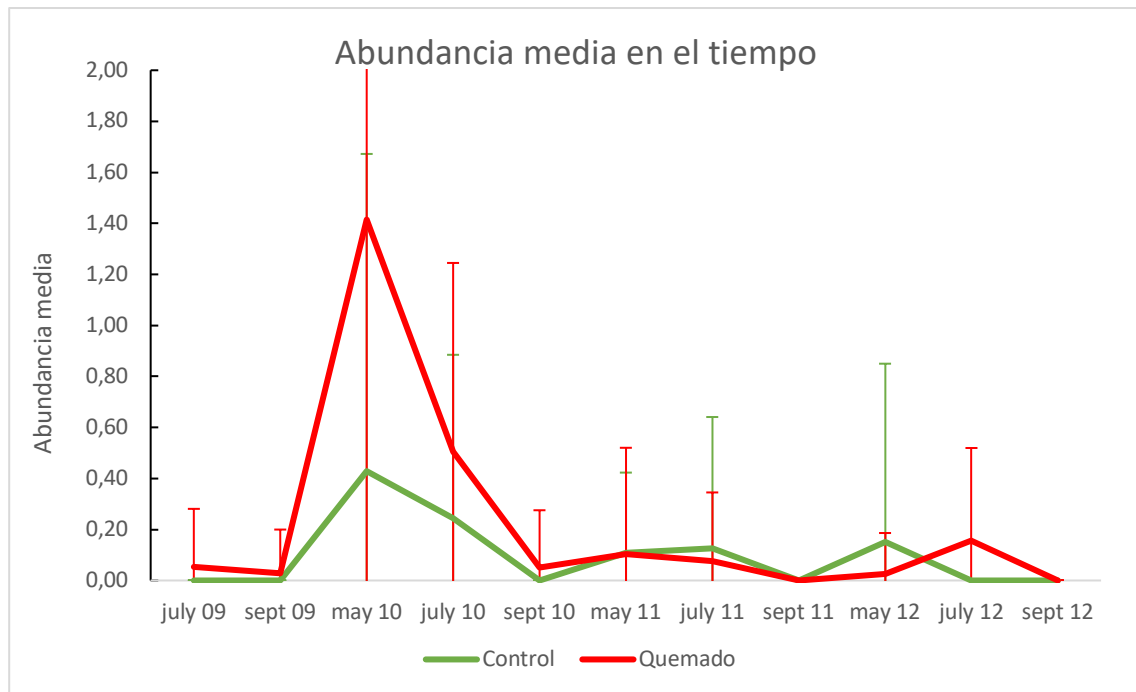


Figura 5. Abundancia media por mes para cada tratamiento a lo largo del periodo de muestreo.

Riqueza

Los valores de riqueza oscilaron a lo largo del tiempo. Julio 2010 fue el mes donde se obtuvo una riqueza más alta, tanto en las parcelas quemadas como en las parcelas control. En general se observa que las parcelas que resultaron afectadas por el incendio muestran una riqueza ligeramente más elevada que las parcelas que no resultaron quemadas. Hay dos excepciones, en los meses de mayo y junio de 2011, donde la riqueza es ligeramente mayor en las parcelas control que en las quemadas. Por último, se observa que, en julio del último año de muestreo, 2012, se obtuvo un índice de 2, y por tanto después de mayo y julio de 2010, es uno de los valores más altos (Fig. 6). A pesar de las diferencias que se observan en los gráficos, los análisis estadísticos revelaron que no son significativas, ni a lo largo del periodo de muestreo ($X^2_8 = 13,054$, $p\text{-value} = 0,11$), ni entre tratamientos ($X^2_1 = 0,3651$, $p\text{-value} = 0,55$) (Tabla 2).

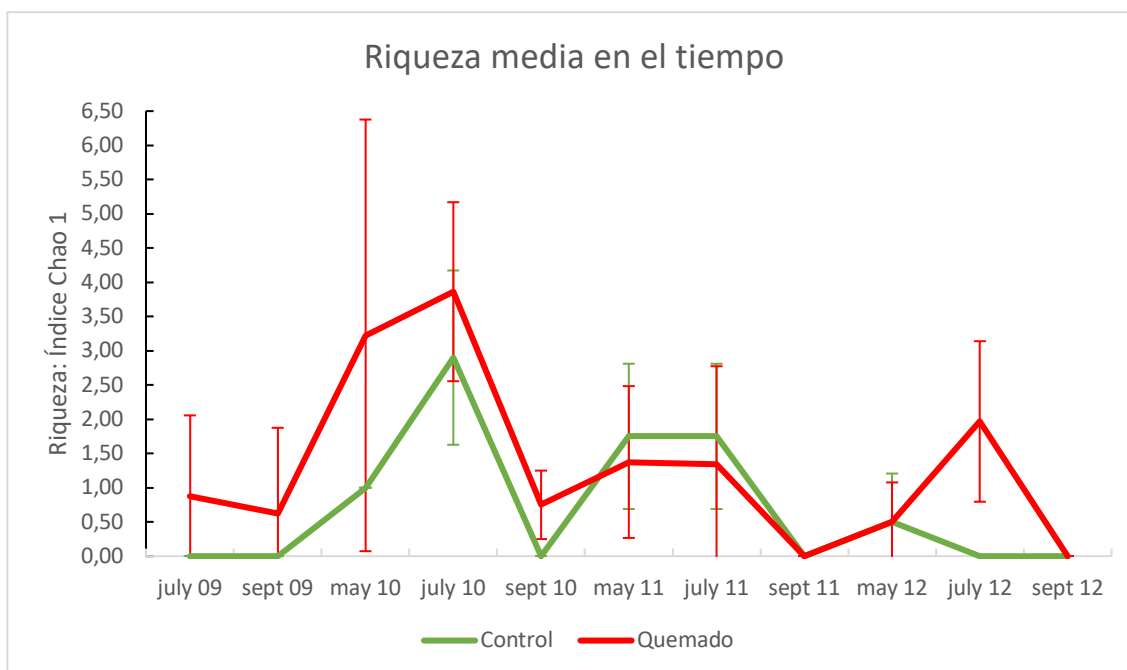


Figura 6. Riqueza media por mes (índice de Chao 1) para cada tratamiento a lo largo del periodo de muestreo

Diversidad

En general, los valores de diversidad son muy parecidos entre zonas quemadas y zonas control. Durante el primer año, la diversidad es superior en las zonas quemadas y continua así durante 2010, aunque no con una diferencia tan marcada. En 2011, es al contrario, las zonas control presentan una ligera mayor diversidad respecto a las quemadas. Por último, en el último año de muestreo (2012) la diversidad en las zonas control presenta valores muy bajos, de igual manera que en las zonas quemadas (Fig. 6). A la luz de los análisis estadísticos realizados, estas diferencias no son significativas, tanto a lo largo del periodo de muestreo ($F_8=1,2682$, $p\text{-value}= 0,3675$) como entre tratamientos ($F_1=0,5835$, $p\text{-value}= 0,4669$) ni en una combinación de los dos ($F_2= 0,4279$, $p\text{-value}= 0,6659$), por lo que el fuego no tuvo efecto significativo condicionado por el periodo de muestreo en la diversidad de escarabajos relacionados con la madera (Tabla 2).

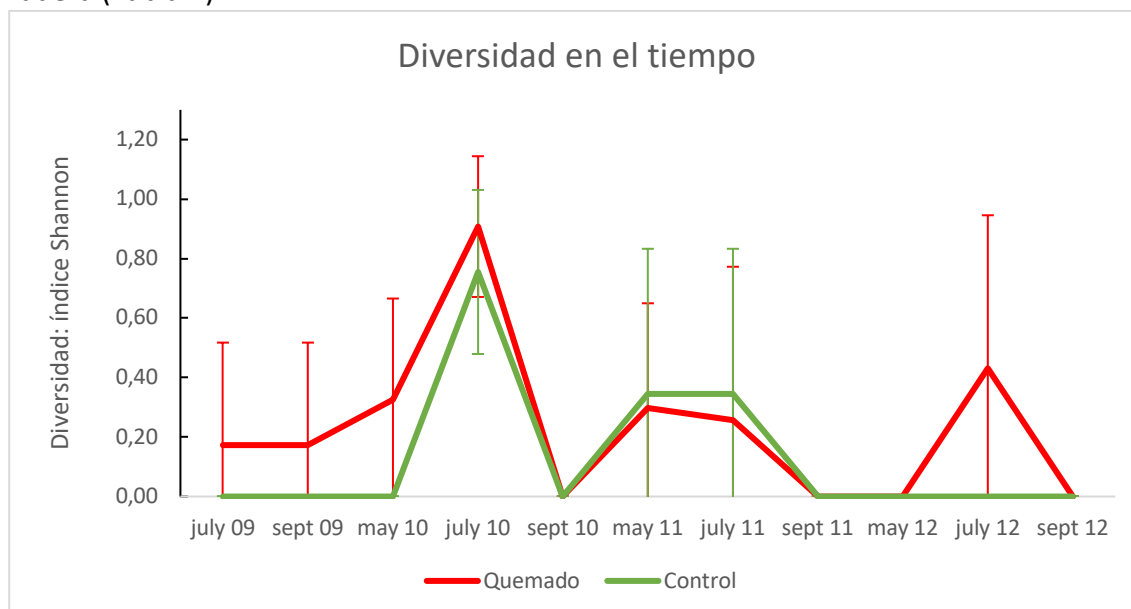


Figura 7. Diversidad media (índice de Shannon) por mes para cada tratamiento a lo largo del periodo de muestreo

	Escarabajos		
	DF	X ²	p
<i>Abundancia</i>			
Fuego	1	0.463	0.4962
Periodo de muestreo	8	19.337	0.0132
<i>Riqueza: Índice de Chao 1</i>			
Fuego	1	0.365	0.5457
Periodo de muestreo	8	13.054	0.11
<i>Diversidad: Índice de Shannon</i>			
		F	
Fuego	1	0.584	0.4669
Periodo de muestreo	8	1.268	0.3675
Fuego x Periodo de muestreo	2	0.428	0.6659

Tabla 2. Resumen de los resultados obtenidos mediante el análisis de los datos a partir de test estadísticos. ANOVA en el caso de la Diversidad y Kruskal-Wallis en el caso de Abundancia y Riqueza.

DISCUSIÓN

Todos los géneros capturados, en algún momento de su ciclo vital, son xilófagos de coníferas a excepción de cinco, que se alimentan de la madera de *Quercus* (Recalde Irurzun & San Martín Moreno, 2016). La presencia de estos géneros nos hace pensar que el sistema de coníferas del estudio presentaba ejemplares dispersos de quercíneas como encina o roble. Muchos de estos géneros guardan relación con los géneros capturados en otros estudios sobre los efectos del fuego en coleópteros (e.g. *Anthaxia*, *Arhopalus*, *Anastrangalia*, *Hylastes*, *Scryptia*,) (Boulanger & Sirois, 2007; Johansson et al., 2007; Moretti, Obrist, & Duelli, 2014; Nappi et al., 2010; Santos et al., 2008). Sin embargo, el número de abundancias y de géneros capturados en este estudio resulta algo menor respecto otros estudios.

La gran cantidad de individuos pertenecientes al género *Anthaxia* que se encontró a lo largo del muestreo, pero sobre todo en 2010, puede ser debido a la aparición de recursos alimenticios como consecuencia de los efectos del fuego sobre la comunidad vegetal. El subgénero *Melanthaxia* se alimenta sobre todo de las ramas de coníferas (A. Viñolas. Comunicación personal). Después de un incendio, y como se observó durante el muestreo, aparece una gran cantidad de ramas por el suelo, fuente de alimento para este subgénero. Esto podría explicar el gran número de individuos que se encontró en las zonas quemadas respecto a las zonas control.

También se encontraron diversos especímenes de la subfamilia de *Scotylinae*, famosos por ser una gran subfamilia de xilófagos de pinos, que también se debieron ver favorecidos por la disponibilidad una gran cantidad de madera de pino en descomposición (Borkowski & Skrzecz, 2016).

La especie pirófila que se encontró en 2011, *Melanophila acuminata*, seguramente era un espécimen de una nueva generación. Esta especie pone los huevos, vive y se alimenta en zonas que han sido recientemente quemadas, es capaz de detectar el fuego a 40km de distancia (A. Viñolas. Comunicación personal). Por esta razón sorprende que la captura del individuo se realizase en 2011, dos años después de que se produjese el incendio. Probablemente, llegaron individuos de *Melanophila* al lugar incendiado que no fueron capturados, y se reprodujeron aquí durante los dos primeros años (Wikars, 1997).

Cabe destacar también la captura de un individuo de la especie *Cyrtanaspis phalerata*, perteneciente a la familia *Scryptidae*. Esta especie se alimenta de madera de *Quercus* y habita en bosques mixtos de *Pinus* y *Quercus*. Es una captura interesante porque se ha citado muy pocas veces en la Península Ibérica. La primera vez fue en La Rioja (2007) (Pérez Moreno & Moreno Grijalba, 2007) y la segunda vez en Barcelona (2009) (Viñolas et al., 2012), a las cuales se añadió la del Tillar, Serra de Prades y Tarragona (Viñolas, Muñoz-Batet, & Soler, 2014). Por lo tanto, el presente estudio aporta una cita más para esta especie.

Abundancia

En general los datos de abundancia obtenidos son bastante bajos respecto a los obtenidos en otros estudios (Boulanger & Sirois, 2007; Johansson, Andersson, Hjältén, Dynesius, & Ecke, 2011; Nappi et al., 2010). Esto puede ser causado al uso exclusivo de trampas de caída. En otros estudios, se usa una combinación de trampas de caída y trampas aéreas para capturar un rango más alto de individuos y especies (Moretti et al., 2010) o de otro tipo como las “lindgren funnel traps” o “trunk-window traps” (Boulanger, 2007; Nappi et al., 2010).

Los incendios ocasionados en sistemas de coníferas suelen ser muy destructivos, causando la muerte de gran cantidad de la fauna artrópoda que habita en ellos (A. Viñolas. Comunicación personal). Podemos por tanto, atribuir las bajas abundancias que se recogen durante el primer año a nuevos individuos que aprovechan la oportunidad de colonizar un ambiente sin competidores (Boulanger, 2007).

Por otro lado, el aumento de abundancia de forma explosiva en 2010 puede ser causado por la gran cantidad de madera en descomposición que se generó después del incendio (Nappi et al., 2010). Para 2010 estos nuevos colonizadores se habrían reproducido y habría llegado nuevos inmigrantes ya que seguiría habiendo una gran cantidad de madera en descomposición disponible hecho que aumentaría la tasa de crecimiento y supervivencia (Johansson et al., 2011). Durante los dos siguientes años, los valores de abundancia disminuyeron mostrando valores similares en las zonas control y las zonas quemadas y este hecho se le puede atribuir al consumo del material vegetal que el incendio puso a disposición.

Riqueza

En 2009 hay más riqueza en las zonas quemadas, pues no se recogió ningún escarabajo xilófago y saproxílico en las zonas control. Entre estos individuos recogidos en zonas quemadas encontramos el género *Arhopalus* el cual ha sido citado en otros estudios por ser un característico colonizador en las primeras semanas después de la muerte de los árboles (Nappi et al., 2010). El aumento de los valores de riqueza para en 2010 para los dos tratamientos puede ser debido a la creación de nuevos microhábitats como consecuencia del efecto del fuego, proporcionando una mayor variedad de nichos a explotar por los escarabajos y permitiendo recoger a un rango más amplio de géneros con diferentes necesidades (Moretti et al., 2010).

Como las parcelas control eran adyacentes a las quemadas es muy posible que hubiese fluctuación de individuos entre las dos zonas, por lo tanto, al crecer la riqueza en la zona quemada, también crece, aunque no tanto, en la zona control. En 2011 se observa un descenso la riqueza respecto 2010, en los dos tipos de tratamiento, pero en este caso, es ligeramente mayor en las zonas control. Este cambio puede ser causada por el descenso de disponibilidad de madera muerta y el establecimiento de los géneros dominantes (*Anthaxia*, *Hylastes* e *Hylurgus*) que obliga a los individuos a migrar a otras zonas, por ejemplo a las zonas control, para evitar la competencia (Johansson et al., 2011). Por último, en 2012 vuelve a haber un aumento de riqueza

que esta vez solamente se produce en las zonas quemadas. Esto puede ser debido a las condiciones climáticas que se dieron durante este año. En 2012, según los datos obtenidos por el servicio meteorológico de Cataluña (<http://www.meteo.cat/>), los meses de mayo y septiembre fueron altos en precipitaciones, en cambio julio no. Puede que estas condiciones de precipitaciones y humedad crearan un ambiente favorable para este tipo de géneros, que hasta este último año no habían estado muy presentes (A. Viñolas. Comunicación personal).

Diversidad

La diversidad sigue una evolución parecida a la riqueza. En 2009 como solo obtuvimos capturas en las zonas quemadas, estas presentaron un mayor índice, aunque no muy alto si lo comparamos con los valores de diversidad para el de 2010. Esto viene explicado por la severidad del incendio, eliminando un gran número de individuos y dejando la zona despoblada y libre de competidores para los nuevos individuos que llegan para establecerse (Wikars, 1997). En 2010 se observa un aumento de la diversidad en ambas zonas. Probablemente, esta crecida de diversidad venga dada por el desarrollo de los huevos y larvas, que viven debajo de la corteza de los árboles, puestas por los escarabajos que la colonizaron (e.g *Anthaxia*) (Moretti et al., 2010). Debido a que la disponibilidad de madera muerta era alta y la competencia por el recurso, baja, provocaría un aumento en la tasa de crecimiento y supervivencia de estos, provocando la expansión a otras zonas no quemadas ya que algunos géneros también se alimentan de madera viva (*Anthaxia*, *Hylastes*, *Hylurgus*) (Boulanger & Sirois, 2007; Johansson et al., 2011).

Los siguientes dos años la diversidad baja considerablemente seguramente por la disminución del alimento disponible y el establecimiento de los géneros que conquistaron las parcelas en 2010 (Nappi et al., 2010). El aumento puntual de la diversidad en 2012 durante únicamente el mes de julio puede ser debido a factores ambientales, además todos los seres vivos están sujetos a una fenología, por lo que tienen periodos de máxima actividad y mínima actividad. Esta máxima actividad parece coincidir con el mes de julio. Durante 2012 las precipitaciones fueron altas, es posible que el ambiente post-incendio sumado a las precipitaciones diese un ambiente apto para individuos que no se habían establecido hasta ahora (A. Viñolas. Comunicación personal).

Conclusión

Por lo tanto, según los resultados obtenidos para este estudio podemos concluir que en los primeros dos años después del incendio, este tiene un efecto positivo en la comunidad de coleópteros xilófagos y saproxílicos. El fuego aumenta los valores de abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad de escarabajos. Esto puede explicarse por la aportación de grandes cantidades de madera muerta en proceso de descomposición, la creación de nuevos microhábitats para el establecimiento de los escarabajos y de un nicho ecológico libre de competidores. Por otro lado, concluimos que a medida que avanza el tiempo, estos recursos disminuyen a causa de la degradación de la madera por los organismos que la habitan y consumen, y esto lleva

consigo una disminución de los valores de abundancia, riqueza y diversidad de escarabajos.

Con objetivo de mejorar el presente trabajo, para estudios posteriores, se aconseja el empleo de métodos de captura alternativos como la observación directa o las trampas de intersección aérea. Esto permitirá para poder capturar un mayor número de individuos y una mayor riqueza que nos ayuden a describir mejor la comunidad de especies de escarabajos relacionados con la madera y nos aporten de suficiente abundancia en las capturas como para poder observar diferencias significativas entre tratamientos y durante el periodo de muestreo. Para igual fin, un muestreo en el que las parcelas control estuvieran más alejadas de las parcelas quemadas sería lo ideal para evitar el traspaso de especies de una zona tan fácilmente.

Por otro lado, el estudio de la comunidad de coleópteros al completo y a nivel de especie nos brindaría la oportunidad de llevar a cabo análisis de composición de comunidades más concretos e incorporar otra variante de la biodiversidad como es la diversidad funcional. El estudio de la diversidad funcional a través de los rasgos de historia de vida de las distintas especies arrojaría más luz sobre el efecto del fuego sobre las comunidades de coleópteros y su funcionamiento en el ecosistema.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer sinceramente a mi tutor externo José Manuel Vidal Cordero, por la aportación de las muestras trabajadas en el trabajo y sobretodo por sus orientaciones y ayudas recibidas a lo largo del trabajo, sin las cuáles este trabajo no tendría el mismo aspecto. También deseo expresar mi sincero agradecimiento a Amador Viñolas, por su amable colaboración en la determinación de los individuos y la resolución de dudas que iban surgiendo a medida que avanzaba en el trabajo. Por último, agradecer a mi tutor de la universidad, Josep Bau, por proporcionarme el material necesario para la determinación de individuos y por realizar el seguimiento del trabajo.

BIBLIOGRAFIA

- ADCIF. (2015). INCENDIOS FORESTALES EN ESPAÑA AÑO 2015.
- Azeria, E. T., Ibarzabal, J., & Hébert, C. (2012). Effects of habitat characteristics and interspecific interactions on co-occurrence patterns of saproxylic beetles breeding in tree boles after forest fire: Null model analyses. *Oecologia*, *168*(4), 1123–1135. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2180-0>
- Balachowsky, A. (1949). FAUNE DE FRANCE Coléoptères scolytides, 1–321.
- Borkowski, A., & Skrzecz, I. (2016). Ecological segregation of bark beetle (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) infested Scots pine. *Ecological Research*, *31*(1), 135–144. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1322-y>
- Boulanger, Y. (2007). Postfire Succession of Saproxylic Arthropods, with Emphasis on Coleoptera, in the North Boreal Forest of Quebec. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-36.1.128>
- Boulanger, Y., & Sirois, L. (2007). Postfire Succession of Saproxylic Arthropods, with Emphasis on Coleoptera, in the North Boreal Forest of Quebec. *Environmental Entomology*, *36*(1), 128–141. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-36.1.128>
- Campbell, J. W., Hanula, J. L., & Waldrop, T. A. (2007). Effects of prescribed fire and fire surrogates on floral visiting insects of the blue ridge province in North Carolina. *Biological Conservation*, *134*(3), 393–404. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.029>
- Cubo María, J. E., Enríquez Alcalde, E., Gallar Pérez-Pastor, J. J., Jemes Díaz, V., López García, M., Mateo Díez, M. L., ... Parra Orgaz, P. J. (2012). Los incendios Forestales en España. *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente Secretaría General Técnica Centro de Publicaciones*, 138. Retrieved from http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/incendiosforestales2001-2010finalmod1_tcm30-132603.pdf
- Elkin, C. M., & Reid, M. L. (2004). Attack and reproductive success of mountain pine beetles (Coleoptera: Scolytidae) in fire-damaged lodgepole pines. *Environmental Entomology*, *33*(4), 1070–1080. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-33.4.1070>
- Fisher, J. T., & Wilkinson, L. (2005). The response of mammals to forest fire & timber harvest in the N-A boreal forest, *35*(1), 51–81.
- Ford, W. M., Menzel, M. A., McGill, D. W., Laerm, J., & McCay, T. S. (1999). Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*, *114*(2–3), 233–243. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00354-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00354-5)
- González, M. E., Amoroso, M., Lara, A., Veblen, T. T., Donoso, C., Kitzberger, T., ... Promis, A. (2014). Ecología de Disturbios y su Influencia en los Bosques Templados de Chile y Argentina. *Ecología Forestal. Bases Para El Manejo Sustentable y Conservación de Los Bosques Nativos de Chile*, 411–502.
- Gossner, M. M., Floren, A., Weisser, W. W., & Linsenmair, K. E. (2013). Effect of dead wood enrichment in the canopy and on the forest floor on beetle guild composition. *Forest Ecology and Management*, *302*, 404–413. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.039>
- Hyvärinen, E., Kouki, J., & Martikainen, P. (2006). A comparison of three trapping methods used to survey forest-dwelling Coleoptera. *European Journal of Entomology*, *103*(2), 397–407. <https://doi.org/10.14411/eje.2006.054>

- Johansson, T., Andersson, J., Hjältén, J., Dynesius, M., & Ecke, F. (2011). Short-term responses of beetle assemblages to wildfire in a region with more than 100 years of fire suppression. *Insect Conservation and Diversity*, 4(2), 142–151. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00114.x>
- Johansson, T., Hjältén, J., Gibb, H., Hilszczanski, J., Stenlid, J., Ball, J. P., ... Danell, K. (2007). Variable response of different functional groups of saproxylic beetles to substrate manipulation and forest management: Implications for conservation strategies. *Forest Ecology and Management*, 242(2–3), 496–510. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.062>
- Koivula, M., & Spence, J. R. (2006). Effects of post-fire salvage logging on boreal mixed-wood ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management*, 236(1), 102–112.
- Martins Fernandes, P. A. (2001). Fire spread prediction in shrub fuels in Portugal. *Forest Ecology and Management*, 144(1–3), 67–74. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00363-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00363-7)
- Moretti, M., De Cáceres, M., Pradella, C., Obrist, M. K., Wermelinger, B., Legendre, P., & Duelli, P. (2010). Fire-induced taxonomic and functional changes in saproxylic beetle communities in fire sensitive regions. *Ecography*, 33(4), 760–771. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06172.x>
- Moretti, M., Obrist, M. K., & Duelli, P. (2014). After forest fires : winners and losers in the Arthropod biodiversity winter fire of the southern regime Alps. *Ecography*, 27(2), 173–186. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03660.x>
- Morrison, D. A., Cary, G. J., PENGELLY, S. M., ROSS, D. G., MULLINS, B. J., THOMAS, C. R., & ANDERSON, T. S. (1995). Effects of fire frequency on plant species composition of sandstone communities in the Sydney region: Inter fire interval and time since fire. *Australian Journal of Ecology*, 20(2), 239–247.
- Nappi, A., Drapeau, P., Saint-Germain, M., & Angers, V. A. (2010). Effect of fire severity on long-term occupancy of burned boreal conifer forests by saproxylic insects and wood-foraging birds. *International Journal of Wildland Fire*, 19(4), 500–511. <https://doi.org/10.1071/WF08109>
- Rainio, J., & Niemela, J. (2003). Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicator. *Biodiversity and Conservation*, 12(McGeoch 1998), 487–506. <https://doi.org/10.1023/A:1022412617568>
- Ramos, M. M., Peláez, E. J. J., Asbjornsen, H., Martínez, S. C., Rodríguez-trejo, D. a, C, E. S., ... Mendoza, L. G. (2009). Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. *Estado de Conservación y Tendencias de Cambio, II*, 131–184.
- Ranius, T. & Jansson, N. (2002). A comparison of three methods to survey saproxylic beetles in hollow oaks. *Biodiversity & Conservation* 11: 1759-1771., 1759–1771.
- Recalde Irurzun, J. I., & San Martín Moreno, A. F. (2016). Saproxylic beetles (Coleoptera) of two Pyrenean forests of Navarre. *Heteropterus Revista de Entomología*, 16(1), 53–69.
- Rodrigo, A., Sardà-Palomera, F., Bosch, J., & Retana, J. (2008). Changes of dominant ground beetles in black pine forests with fire severity and successional age. *Écoscience*, 15(4), 442–452. <https://doi.org/10.2980/15-4-3117>
- Russell-Smith, J., Ryan, P. G., Klessa, D., Waight, G., & Harwood, R. (2008). Fire regimes, fire-sensitive vegetation and fire management of the sandstone Arnhem

Plateau, monsoonal northern Australia. *Journal of Applied Ecology*, 35(6), 829–846.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.1998.tb00002.x>

Saint-Germain, M., Larrivé, M., Drapeau, P., Fahrig, L., & Buddle, C. M. (2005). Short-term response of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) to fire and logging in a spruce-dominated boreal landscape. *Forest Ecology and Management*, 212(1–3), 118–126. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.001>

Samways, M. J., Yekwayo, I., & Pryke, J. S. (2018). Only multi-taxon studies show the full range of arthropod responses to fire. *PLoS ONE*, 13(4), e0195414.

Santos, X., Mateos, E., & Viñolas, A. (2008). Canvis en la comunitat de coleòpters de vegetació a causa d' un incendi forestal al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l' Obac. *Butlletí de La Institució Catalana d'història Natural*, 75, 99–118.

Speight, M. C. D. (1989). Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment*. <https://doi.org/92-871-1679-2>

Viñolas, A., Muñoz-Batet, J., & Soler, J. (2014). Es confirma la presència de *Synchita undata* Guérin-Méneville, 1844 (Zopheridae) a la península Ibèrica i es donen noves o interessants citacions de coleòpters per a Catalunya (Coleoptera). *Orsis*, 28, 105–120.

Wikars, L. O. (1997). Effects of forest fire and the ecology of fire adapted insects. *Department of Zoology Uppsala University*, (April 1997), 7–29.

ANEXO: FOTOS DE ALGUNAS DE LAS ESPECIES ENCONTRADAS EN EL ESTUDIO



Figura 8. Hylastes sp., Curculionidae

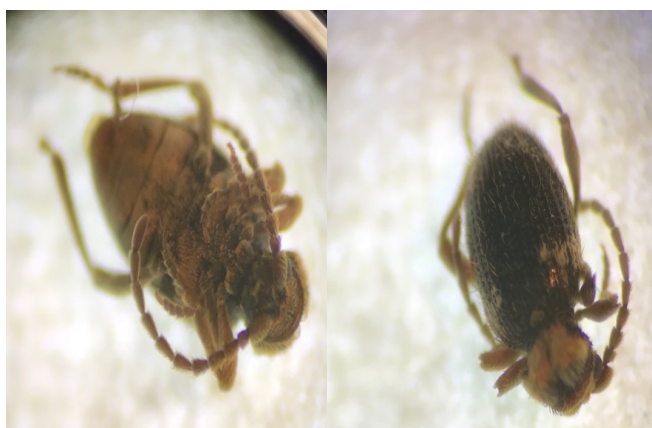


Figura 9. Ptinus sp., Ptinidae



Figura 10. Melanthaxia sp., Buprestidae



Figura 11. Triplax, sp., Erotylidae



Figura 12. *Cyrtanopsis phalerata* Fuente:
<https://canopycollserola.wordpress.com/2012/08/13/cyrtanopsis-phalerata-coleoptera-primera-cita-para-catalunya-y-segunda-para-la-peninsula-iberica/>



Figura 13. *Melanophila acuminata* Fuente:
https://en.wikipedia.org/wiki/Melanophila_acuminata