



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-192

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Regeneración post-incendio de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) bajo el herbivorismo de cabra doméstica asilvestrada (*Capra hircus* L.), en la isla de Mallorca (Illes Balears)

DOMENECH AGENJO, O.¹

¹ Conselleria de Medio Ambiente, Agricultura y Pesca. Gobierno de las Illes Balears.

Resumen

La regeneración post-incendio del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) en la isla de Mallorca (Illes Balears), bajo la presencia de poblaciones no gestionadas de cabra doméstica asilvestrada (*Capra hircus* L.), puede quedar comprometida por depredación de los brinzales establecidos después del fuego, entre otros factores. Se ha estudiado, mediante la localización de 64 parcelas en zonas de pinar adulto, la evolución de la densidad del regenerado durante tres años (2013-2016). Los resultados han mostrado que la regeneración media post-incendio durante el primer año ha sido baja, con 0,463 plantas m⁻², en un rango de 0 – 2,299 plantas m⁻². La supervivencia media a los 3 años posteriores ha sido del 25,9 % (3,7 – 52,2 %), estabilizándose en una densidad media también baja (0,113 plantas m⁻²). En las zonas con presencia de ungulados caprinos, la supervivencia a los tres años ha sido significativamente menor, hecho que podría ser debido a la depredación sobre brinzales, el cual también se ha producido intensamente sobre otros arbustos indicadores de la presencia de cabras (e.g. *Phillyrea angustifolia*, *Olea europea* var. *sylvestris*). Se constata que este hecho podría estar limitando actualmente la sucesión post-incendio de pino carrasco, por inviabilidad en el establecimiento y consolidación de juveniles.

Palabras clave

vegetación mediterránea, dinámica forestal, especie invasora, matorralización

1. Introducción

Siendo los incendios forestales y la herbivoría no controlada algunos de los principales factores que han determinado la transformación histórica del paisaje mediterráneo, la depredación de plántulas mediante el consumo de brinzales se puede considerar, después de la sequía, como la principal limitación de la regeneración de plantas leñosas en ambientes mediterráneos (MARAÑÓN et al. 2004). La capacidad autosucesional de ciertas especies germinadoras, como es el caso del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.), en ambientes con presencia de incendios, entre otras variables dispersivas, viene determinada por la recurrencia de éstos, los cuales condicionan su capacidad para producir suficientes semillas en el banco durante el periodo entre incendios, y así poder reestablecer la población (HANES, 1971; ZEDLER et al. 1983). En este sentido, en hábitats con escasa cobertura vegetal (e.g. escenarios abiertos post-incendio) y/o estrés hídrico, el herbivorismo crónico puede considerarse como una perturbación con capacidad para modelar la composición y estructura de las comunidades de plantas leñosas (GÓMEZ-SAL et al. 1999, ZAMORA et al. 2001).

Los procesos que condicionan la regeneración post-incendio de especies arbóreas germinadoras, como el pino carrasco en el ámbito mediterráneo, han sido ampliamente estudiados (e.g. TRABAUD et al., 1985; MORAVEC, 1990; SARACINO & LEONE, 1993; THANOS et al., 1996; HERRANZ et al., 1997; ARIANOUTSOU & NE'EMAN, 2000; LEONE et al., 2000; DE LAS HERAS et al., 2002; PAUSAS et al., 2003, 2004; DASKALAKOU & THANOS, 2010). No obstante, existe poca información cuantitativa en relación al papel específico que puede ejercer sobre la regeneración post-incendio de pino carrasco, la presencia de ciertas especies herbívoras de



carácter invasor como es el caso de la cabra doméstica (*Capra hircus* L.), especialmente en situaciones donde sus poblaciones carecen de gestión alguna. En relación a la presión herbívora, los factores condicionantes y el nivel de supervivencia que presenta durante los primeros años el regenerado post-incendio en el archipiélago balear, todavía se dispone de pocos datos, ya sea en escenarios con cabra (DOMENECH, 2013; CAPÓ et al. 2015), o en zonas sin ramoneo (MOREY, 1998).

En la isla, el asilvestramiento de cabras domésticas ha conducido a una sobrepoblación con damnificación de la fauna, flora y hábitats, con numerosos precedentes en otros ecosistemas insulares (SEGUÍ et al., 2005). En este sentido, la cabra doméstica está considerada como una de las 100 especies invasoras potencialmente más dañinas por la UICN (LOWE et al., 2004), carácter que cobra especial importancia en ambientes vulnerables de entornos insulares y/o afectados por incendios forestales. En el ámbito de las zonas afectadas por estos últimos, donde existen poblaciones de cabra doméstica, sin gestión alguna y en densidades variables, pueden producirse alteraciones significativas sobre la regeneración post-incendio de pino carrasco. Éstas pueden ser, directamente por ramoneo de brinzales, o indirectamente, impidiendo la producción de un suficiente banco de semillas aéreo durante los primeros años de madurez sexual.

1.1. Pino carrasco y régimen de incendios

Actualmente, las masas forestales de la isla de Mallorca, al igual que en otras zonas análogas del arco mediterráneo, presentan una problemática recurrente ligada a la perturbación causada por los grandes incendios forestales. La isla integra una superficie forestal de 150.249 ha, que supone un 41% de su territorio, siendo el 77% monte arbolado, ya sea denso o ralo (MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, 2012). En los últimos 25 años (1990-2014), han ardido en el archipiélago un total de 20.026 ha, de las cuales, el 76% se corresponde con el 1% de los siniestros, hecho que refleja la paradoja de la extinción existente, común a todo el mediterráneo, con una marcada estocasticidad en relación a la ocurrencia de grandes incendios y con la existencia de zonas calientes de recurrencia (DOMENECH, 2015).

Respecto a los incendios en masas arboladas en Mallorca, prácticamente su totalidad se localizan en áreas de pinar de pino carrasco. Se trata de una formación forestal nativa, típicamente termomediterránea, con sotobosque arbustivo eminentemente esclerófilo, y de cobertura y carga de combustible variable, siendo la formación predominante en las islas, con el 43% de superficie. La estrategia dispersiva post-incendio de *Pinus halepensis* es de germinadora obligada, contrariamente a muchas de las especies que integran su dosel arbustivo.

Su capacidad de dispersión, germinación y supervivencia post-incendio, la cual se produce principalmente durante el siguiente periodo húmedo al incendio y exclusivamente a partir del banco aéreo, depende de múltiples factores. Ya sean intrínsecos a la masa, como el banco de semillas aéreo, ligado al régimen de incendios y a su nivel de serotinia (TRABAUD, 1995; TAPIAS et al. 2001; ESPELTA et al. 2008); ya sean en relación a las condiciones morfológicas y silvícolas previas (PAUSAS et al. 2004); ya sean relacionados con el propio incendio, como su severidad (HABROUK et al. 1999); o ya sean condicionantes de la propia dispersión o supervivencia posterior, como la disponibilidad de agua, la competencia inter-específica, la depredación de semillas (BRONCANO et al. 2008) o el herbivorismo sobre brinzales (ARIANOUTSOU & NE'EMAN, 2000). La mortalidad post-incendio de *Pinus halepensis* es máxima durante el verano siguiente a la germinación (masiva en el siguiente mes post-incendio), y va reduciéndose durante los años posteriores (NATHAN & NE'EMAN, 2000).

Por lo tanto, las variables potencialmente explicativas que van a condicionar la regeneración post-incendio, estarán ligadas al potencial de fructificación existente (parámetros silvícolas previos al incendio como la densidad, edad, altura del árbol, procedencia, serotinia,



etc.), al banco de semillas aéreo, al potencial de dispersión (variables morfológicas, edafológicas, severidad del incendio, etc.) y a la viabilidad de los juveniles (e.g. presencia de herbivorismo).

1.2. Herbivorismo y poblaciones caprinas

Existe un volumen relativamente escaso de información científica y cuantitativa en relación a los niveles poblacionales y al actual impacto por herbivorismo de cabra doméstica asilvestrada (*Capra hircus* L.) sobre la vegetación forestal en Mallorca (VIVES y BARAZA, 2010; RIVERA, 2014). Sin embargo, hay un amplio consenso (COLEGIO DE INGENIEROS DE MONTES, 2009, 2011; MAYOL Y DOMENECH, 2013; CONSELLERIA DE MEDIO AMBIENTE, AGRICULTURA Y PESCA, 2015), y está contrastado para otros escenarios insulares (e.g. COBLENTZ, 1978; SCHOFIELD, 1989; CAMPBELL & DONLAN, 2005), en afirmar que la presencia de cabras puede suponer uno de los principales factores perturbadores de los sistemas insulares por sobrepastoreo (MAYOL, 2013), entre otros agentes.

El impacto del ganado caprino puede afectar especialmente a la capacidad de regeneración o de reclutamiento de algunas especies, tanto germinadoras como rebrotadoras (e.g. *Quercus ilex* subsp. *ilex*, *Phyllirea angustifolia*, *Rhamnus alaternus*, *Olea europea* var. *sylvestris*), y ya sea en procesos post-incendio, o en áreas sin afectación por fuego, pero con presencia recurrente de poblaciones caprinas. El efecto de los herbívoros puede ser especialmente nocivo en ambientes mediterráneos, ya que la tasa de crecimiento lento de las especies agrava el impacto de los ungulados (EGLI, 1998), aun considerando que la vegetación autóctona está ciertamente adaptada, por su misma coevolución histórica con especies herbívoras (ALCOVER et al. 1999).

Si bien la presencia de cabras domésticas en Mallorca tiene un origen antrópico, el cual coincidió con la llegada del hombre a la isla, la de ungulados herbívoros ya existía anteriormente, a través de la presencia del bóvido endémico *Myotragus balearicus*, cuya extinción coincidió con la introducción de la cabra doméstica, entre el III y el IV milenio BC (GUERRERO, 1996; ALCOVER, 1999; SEGUÍ et al. 2005). En este sentido, la vegetación autóctona de la isla ha convivido permanentemente bajo presión de herbívoros y presenta adaptaciones a los mismos, aunque no siempre lo ha hecho bajo la misma presión ganadera ni bajo el mismo régimen de incendios.

Sin entrar en detalles sobre los procesos de introducción, domesticación y posterior feralización de la cabra (*Capra hircus* L.) en Mallorca, en la actualidad, sus poblaciones se ubican principalmente en la Sierra de Tramuntana, al NO de la isla, y en menor medida, en las sierras de Llevant, al E. Aparecen en densidades muy variables que oscilan alrededor de 0-60 cabras km⁻² y a menudo superan la capacidad de carga ganadera admisible de algunos ecosistemas, considerada por algunos autores de 20 cabras km⁻² (PARKES et al. 1996), aunque muy variable en función de la productividad o vulnerabilidad del hábitat, presencia de especies sensibles, época del año, etc. En cualquier caso, se trata de densidades observadas pendientes de contrastar, estimadas a partir de censos mediante transecto realizados por la propia administración o fruto de la información aportada por los gestores de algunas fincas. En un estudio no publicado (1998), se estimó una población en la isla de 20.000 cabras, con una densidad media observada de 0-150 cabras km⁻². Actualmente, en la isla de Mallorca, se estima una población de cabra alrededor de los 25.000-35.000 cabras, distribuida muy heterogéneamente, aunque en su mayor parte sin gestión ni control alguno, a causa del abandono de la agricultura, ganadería y aprovechamiento cinegético tradicional. En este sentido, los límites entre la domesticidad y el asilvestramiento de la especie son ciertamente difusos.

El impacto del ramoneo de *Capra hircus* en ecosistemas forestales mediterráneos ha sido estudiada (e.g. GARCÍA-GONZÁLEZ y CUARTAS, 1989; BARROSO et al. 1995; ALDEZABAL y GARIN, 2000; GANGOSO et al. 2006; NOGALES et al. 2006), tratándose de una especie



relativamente generalista y que adapta su dieta a las especies más palatables y abundantes (COBLENTZ, 1978). En el caso de Mallorca, también existen trabajos recientes respecto al ramoneo genérico de *Capra hircus* en zonas no afectadas por incendios recientes (RIVERA et al. 2011, 2013, 2014, 2015). A partir de estos, se concluye que la dieta de la cabra es similar entre distintos fenotipos en zonas de matorral mediterráneo, siendo las más ramoneadas, en orden decreciente, *Ampelodesmos mauritanica*, *Cistus albidus*, *Chamaerops humilis*, *Phillyrea angustifolia*, *Cistus monspeliensis* y *Pistacia lentiscus*. Destaca la preferencia de consumo sobre *Olea europea* var. *sylvestris* y *Smilax aspera* por encima del resto de especies, las cuales caen en la indiferencia.

Respecto a escenarios post-incendio en el archipiélago, únicamente existe un trabajo de seguimiento y cuantificación del efecto de la herbivoría de *Capra hircus* (CAPÓ et al. 2015), el cual determina que *Ampelodesmos mauritanica* y *Pistacia lentiscus*, a diferencia de otras zonas no perturbadas, y por su capacidad de rebrotar con rapidez, conforman el recurso alimentario principal de las poblaciones caprinas después del fuego. No se dispone de datos específicos sobre el consumo de *Pinus halepensis* por parte de ganado caprino en la isla. Sin embargo, la palatabilidad de los juveniles será en función de su aporte nutritivo y de la información que obtenga el animal de su consumo (PROVENZA, 1996), además de otros aspectos como la cobertura vegetal del entorno (BARAZA et al. 2006), la época del año, etc. En este sentido, la tolerancia de los brinzales de pino de uno o dos años es bastante baja, a diferencia de los chirpiales de otras especies, con capacidad para seguir rebrotando.

2. Objetivos

El objetivo del presente trabajo es describir la sucesión inicial y la evolución de la regeneración y supervivencia post-incendio de pino carrasco, y su posible relación con las variables fisiográficas, silvícolas y de severidad del entorno afectado. También se pretende valorar el papel que podría tener la presión herbívora de la cabra doméstica, en zonas afectadas por incendios forestales en Mallorca, durante los primeros cuatro años desde la perturbación (2012-2016), periodo de máxima vulnerabilidad por ramoneo para los juveniles de pino.

3. Metodología

El área de estudio se ubica en la isla de Mallorca, concretamente en 6 zonas distintas (A, B, C, D, E y F) afectadas por incendios forestales durante julio y agosto del año 2012, en las sierras de Tramuntana y Llevant, principales sistemas orográficos de la isla, los cuales integran gran parte de su superficie forestal (Figura 1). Todas las zonas se localizan por debajo de los 200 m de altitud y a menos de 10 km de la costa, climáticamente en el piso termomediterráneo, de ombrotipo entre seco y subhúmedo. La precipitación anual varía entre los 400 y los 600 mm anuales, con un marcado periodo de aridez estival, siendo la temperatura media anual entre 16 y 17 °C. Asimismo, se ubican en suelos pedregosos, poco profundos y sobre material calcáreo.

Dentro de estas zonas, todas las parcelas de muestreo se ubican sobre pinares de pino carrasco quemados en verano de 2012, ya sean densos o ralos, comprendidos fitosociológicamente entre la cabeza de la serie *Cneoro tricocci-Ceratonietum siliquae* (acebuchares y pinares no primarios) y la *Junipero turbinatae-Pinetum halepensis* prov. (pinares primarios de carácter permanente) (LLORENS et al. 2007). En todos los casos, las parcelas se ubican en comunidades con un estrato arbóreo monoespecífico y adulto de pino carrasco (*Pinus halepensis*), en densidad, edad y forma variables, aunque siempre con capacidad para regenerar, en mayor o menor medida y a priori, a partir de su banco de semillas aéreo. El estrato arbustivo quemado conforma un modelo de combustible de carga y altura variable, el cual aparece integrado por especies esclerófilas como *Pistacia lentiscus*, *Olea europaea* var. *sylvestris*, *Chamaerops humilis*, *Phillyrea angustifolia* o *Rhamnus alaternus*. A nivel herbáceo, destaca la presencia de *Ampelodesmos mauritanica*, gramínea de alta capacidad



autosucesional, el pasto dominante de la cual acostumbra a conformar la base de la serie, en su máxima etapa de degradación.

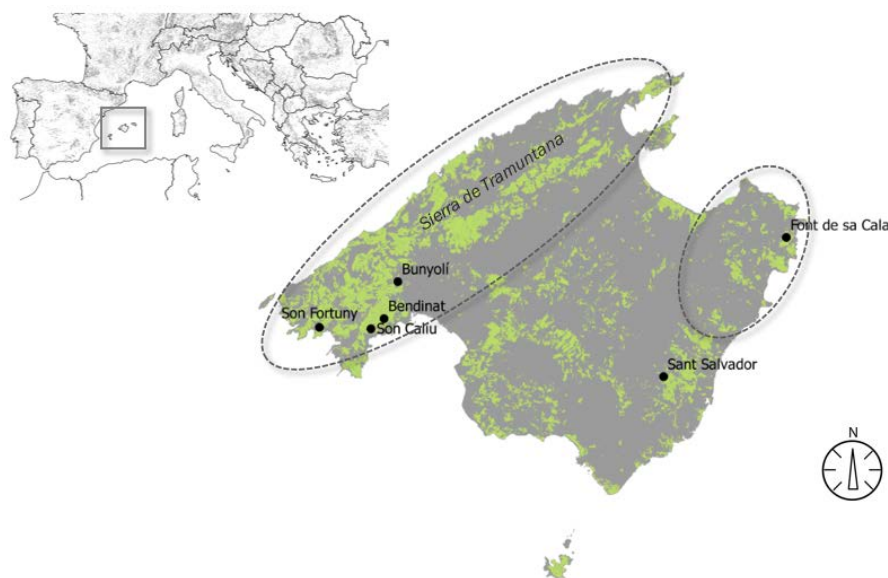


Figura 1. Situación de las áreas seleccionadas, quemadas en 2012, en la isla de Mallorca. En verde, formaciones arbóreas cubiertas de pinar monoespecífico o junto a frondosas autóctonas, según Mapa Forestal de España. Las elipses muestran de forma aproximada las dos áreas que conforman el hábitat actual de *Capra hircus* en la isla.

Para las 6 zonas, se han distribuido un total de 64 parcelas fijas de muestreo (Tabla 1), previamente y de forma aleatoria, siguiendo equidistancias de 50 m sobre un transecto lineal predefinido, y buscando la máxima representatividad respecto a patrones abióticos (pendiente y orientación), siempre y cuando la zona lo permita. Todas se ubican bajo terreno arbolado quemado y son interiores al incendio, teniendo en cuenta que la liberación de semillas inducidas por el fuego normalmente recorre distancias cortas (NATHAN & NE'EMAN, 2004).

Tabla 1. Localización, fecha y superficie afectada por los distintos incendios forestales muestreados, con el número de parcelas de cada uno. Fechas y codificación de cada muestreo.

Incendios	Municipio	Superficie incendio	Fecha incendio	Número de parcelas
Son Caliu	IF-A	23 ha	16/07/2012	10
Bendinat	IF-B	54 ha	27/08/2012	13
Son Fortuny	IF-D	8 ha	20/06/2012	6
Bunyolí	IF-F	12 ha	01/07/2012	11
Sant Salvador	IF-C	22 ha	14/08/2012	10
Sa Font de sa Cala	IF-E	13 ha	18/08/2012	14
Total				64

El muestreo se ha realizado en todas las parcelas durante tres periodos distintos posteriores al incendio (M1, M2 y M3). Concretamente en febrero-marzo de 2013 (M1, invierno 2012-2013), en noviembre-diciembre de 2013 (M2, invierno 2013-14) y en enero-febrero de 2015 (M3, invierno de 2014-15), es decir, durante tres fases entre estaciones desfavorables (2).

Por lo tanto, desde la fecha del incendio, el recuento final se ha realizado a los 42 meses posteriores, equivalentes al tercer año (invierno) post-incendio y justo antes del cuarto verano siguiente al fuego. El número de parcelas muestreadas por incendio ha sido en función del tamaño del incendio y de la variabilidad de sus parámetros explicativos.

La metodología de muestreo se ha realizado mediante el establecimiento de parcelas fijas dentro del perímetro del pinar afectado por el fuego (Figura 2). En cada parcela se ha establecido una subparcela interior circular de 3 m de radio (i.e. 28,3 m²), marcada mediante estaca fija en el centro, donde se han recogido datos de regeneración (densidad y altura de brinzales de *Pinus halepensis*). Para el resto de variables independientes, continuas y categóricas (Tabla 3) de posible correlación según bibliografía existente (geomorfológicas, silvícolas, de fuego y de herbivorismo), se ha trabajado con la muestra referente a una subparcela exterior de 10 m de radio desde el punto central (i.e. 314,2 m²) e incluyendo la primera (Tabla 2).

Tabla 2. Fechas de muestreo, respecto a la del incendio.

Fecha incendios:	junio – agosto de 2012	(0 meses)
Fecha muestreos post-incendio:		
M1	febrero – marzo de 2013	(+ 7/8 meses)
M2	noviembre – diciembre de 2013	(+ 15/16 meses)
M3	enero – febrero de 2016	(+ 42/43 meses)

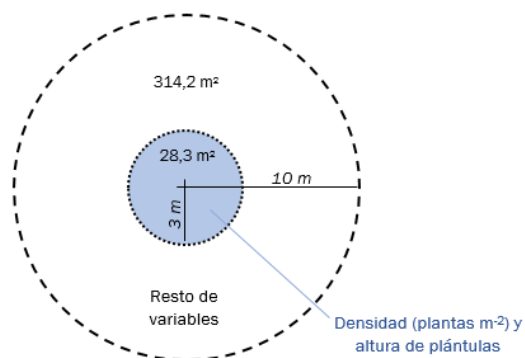


Figura 2. Geometría y variables recogidas de la parcela de muestreo

Complementariamente, justo antes del primer verano siguiente al incendio y en una submuestra del 20% de las parcelas, se han realizado 2 repeticiones suplementarias para contabilizar plántulas no detectadas en el primer recuento. En cualquier caso, se parte de la base que el reclutamiento de juveniles será mayoritario durante el otoño-invierno del primer año, a partir de la dispersión del banco de semillas aéreo afectado por el fuego (HABROUK et al. 1999; FERRANDIS et al. 2000; DE LAS HERAS et al. 2001; EUGENIO et al., 2006).

En relación al cálculo de la severidad, se ha usado la metodología (TURNER et al., 1994, revisada por PAUSAS et al., 2003) la cual establece tres categorías en función del nivel de copa afectada. Para la determinación de la recurrencia, se ha tenido en cuenta la información estadística disponible aportada por administración y la derivada de los distintos sensores LANDSAT (TM, ETM+ y OLI), en el periodo 1984-2011, para incendios de más de 50 ha.

La presencia de cabras se ha determinado a través del avistamiento directo, o a partir de la observación de excrementos, o en base a la detección de herbivorismo sobre especies indicadoras. En la isla de Mallorca, tanto *Phillyrea angustifolia* como *Olea europea* var. *sylvestris*,

son intensamente ramoneadas en entornos post-incendio con presencia de cabras y, por lo tanto, resultan arbustos indicadores de gran fiabilidad. Se descarta que, en estos casos, el herbivorismo sea por otras especies (conejo, oveja, etc.). En el último recuento (M3) y en un 21,9% de las parcelas, no se han podido obtener datos de regeneración (estaca extraviada, zona cubierta por restos de arbolado muerto caído, etc.). Por otro lado, en cuatro parcelas (6,2%) el valor de M3 ha sido ligeramente superior al de M1.

Tabla 3. Variables recogidas en los muestreos, * variables recogidas en el primer muestreo (M1) post-incendio; ** variables recogidas en todos los muestreos (M1, M2 y M3).

Variables independientes (Subparcela R = 0 +10 m)		Variables de regeneración (Subparcela R = 0 +3 m)	
Geomorfológicas			
- Clase de pendiente	Llano / Pendiente (> 15%)	- Densidad plántulas **	plantas m ⁻²
- Orientación	Solana / Umbría	- Altura plántulas **	cm
- Rocosidad	%		
- Posición	Vaguada / Ladera		
Silvícolas (del quemado post-incendio)			
- Densidad pinos adultos (> 7,5 cm DN) *	plantas ha ⁻¹		
- Área basimétrica *	m ² ha ⁻¹		
- FCC herbácea **	%		
- Banco de semillas aéreo (núm. de piñas obs.) *	<10 / 10-100 / >100		
Fuego			
- Clase de severidad *	Alta / Moderada / Baja		
- Presencia de pinos vivos (< 50 m) *	Si / No		
- Recurrencia (último incendio) *	años		
Presencia de cabras			
- Herbivorismo sobre la vegetación **	Si / No		

Respecto al análisis de datos, además de describir los valores de regeneración post-incendio en los distintos periodos, se pretende estimar un modelo de regresión de éstos, a partir de las variables independientes recogidas. Todos los datos recogidos se han procesado estadísticamente con R (paquetes Rcmdr, Car y Pscl).

4. Resultados

La regeneración media de pino carrasco, en la siguiente estación pluviométricamente favorable post-incendio, correspondiente al primer muestreo M1, fue de 0,463 plantas m⁻² (S.D. 0,446). El rango observado ha oscilado entre parcelas con nula regeneración (7 parcelas) hasta parcelas con una densidad máxima de 2,299 plantas m⁻² (en IF-A), situándose el techo del percentil 75 en las 0,637 plantas m⁻². El recuento intermedio M2 refleja una importante caída de los juveniles, estableciéndose una densidad media de 0,196 plantas m⁻². En M3, a los 3,5 años del fuego (justo antes del cuarto verano post-incendio), la densidad media de juveniles cae a 0,113 plantas m⁻², con una tasa media de supervivencia del 25,91% (S.D. 30,18), destacando un total de 18 parcelas sin regenerado superviviente. El rango de supervivencia medio por zona ha oscilado en 3,7%-52,2%, y por parcela, ha presentado tanto valores nulos como del 100%. La supervivencia media entre el periodo M1 y M2 ha sido del 42,33 %. Por otro lado, la altura media de los juveniles en M3 se ha situado en los 10 cm (S.D. 8,48), con un máximo puntual de hasta 35 cm, siendo la altura inicial media en M1, de 2 cm (< 5 cm en todos los casos).



En la Tabla 4 se exponen los valores observados de regeneración, correspondientes a los recuentos M1, M2 y M3, y en la Figura 3 se expone el diagrama de caja de la densidad media de regenerado, agrupada por cada zona, en el momento M1 y M3. Respecto a la posible correlación de las variables de regeneración de las parcelas con los factores potencialmente explicativos (morfológicos, silvícolas y de fuego), estas presentan índices en términos generales bajos, de modo que no se ha podido generar un modelo de regresión suficientemente consistente. Mayoritariamente, las muestras se han ubicado en zonas de ladera y con pendiente uniforme (83% de las parcelas). Respecto a la orientación de las parcelas, aún con suficiente representatividad, ésta no correlaciona significativamente con la regeneración inicial (M1), ni con su supervivencia (M3).

En relación a las variables silvícolas potencialmente determinantes del nivel de regeneración, en general su análisis estadístico no ha reflejado relaciones significativas con la variable independiente. La densidad media de pinos adultos afectados por el fuego en todas las parcelas ha sido de 519,7 plantas ha⁻¹ (32 – 2.387 plantas ha⁻¹), con un área basimétrica alrededor de los 33,58 m² ha⁻¹. La % FCC herbácea media en M1 ha sido de 25,6 %, con un percentil 75 en el 35% de recubrimiento vegetal. El área basimétrica y la densidad de adultos previa al incendio no presentan correlaciones con la densidad de brinzales establecida después del fuego.

Tabla 4. Densidad media por zona (Med) y máxima de la parcela en cada zona (Max), en los distintos muestreos (M1, M2 y M3), en plantas m⁻², y tasa de supervivencia en el recuento final, a los 42/43 meses (M1-M3). El tono de grises ordena cuantitativamente los valores.

Incendio	Regeneración post-incendio (plantas m ⁻²)					
	M1 Med (+8 meses)	M1 Max	M2 Med (+16 meses)	M3 Med (+43 meses)	M3 Max	% M1-M3 supervivencia
Son Caliu (IF-A)	0,845	2,299	0,103	0,031	0,106	3,7 %
Bendinat (IF-B)	0,141	0,531	0,035	0,028	0,177	20,0 %
Son Fortuny (IF-D)	0,212	0,637	0,053	0,094	0,141	44,4 %
Bunyolí (IF-F)	0,283	0,672	0,137	0,024	0,106	8,3 %
Sant Salvador (IF-C)	0,707	1,485	0,574	0,369	0,637	52,2 %
Sa Font de sa Cala (IF-E)	0,563	1,627	0,231	0,119	0,318	21,1%
Media	0,463		0,196	0,113		25,91 %
S.D.	0,446		0,258	0,155		0,302

Por otro lado, el nivel de recubrimiento vegetal en M1, medido a través de la % FCC herbácea, ha presentado una influencia negativa de mayor significancia con la densidad M1 ($R^2=0,095$; $p=0,0131$), no siendo así en el momento M3. Es más destacable el factor del banco de semillas aéreo, el cual sí que muestra una relación positiva entre la cantidad de regenerado (M1) y el indicador del volumen de semillas disponible en copa (número de conos) previa al incendio ($R^2=0,1742$; $p = 0,0012$).

Las variables ligadas al comportamiento del fuego sobre la zona quemada tampoco han explicado estadísticamente el nivel de regeneración, existiendo una correlación negativa de la distancia de pinos vivos con el nivel de regenerado ($R^2=0,0775$; $p = 0,0259$). La clase de severidad alta o moderada (>90% de las muestras) ha producido mortalidad por socarramiento en la mayor parte de los pinares, comportamiento habitual en incendios de pino carrasco con modelos de matorral y en incendios de alta intensidad. Esta variable tampoco se ha mostrado correlacionada con la regeneración, aunque ha tenido un valor ligeramente positivo. Tampoco ha

habido relación significativa con la información disponible de recurrencia de incendios en los años anteriores, considerándose ésta relativamente colineal con los valores silvícolas descriptivos (densidad y área basimétrica).

Por otro lado, no ha existido relación significativa entre la regeneración M1 y la tasa de supervivencia entre los periodos M1 y M3. Por lo tanto, una mejor regeneración en el primer año no ha supuesto una mayor viabilidad de los juveniles a los tres años. Destaca el caso del incendio de Son Caliu (IF-A), el cual presentó en M1 el mayor volumen medio y máximo por parcela de reclutamiento de brinzales ($0,845 \text{ plantas m}^{-2}$, con un máximo de $2,299 \text{ plantas m}^{-2}$) y en M3, presenta la peor tasa de supervivencia (3,7%) con una densidad residual muy baja. Se puede establecer cierta modelización temporal de la mortalidad durante los tres periodos (M1, M2 y M3), describiéndose una curva exponencial ($R^2=0,983$) siendo la Densidad $M_x = 0,8882 e^{-0,704x}$, donde x es el valor del año siguiente al incendio, entre el primero y el tercero.

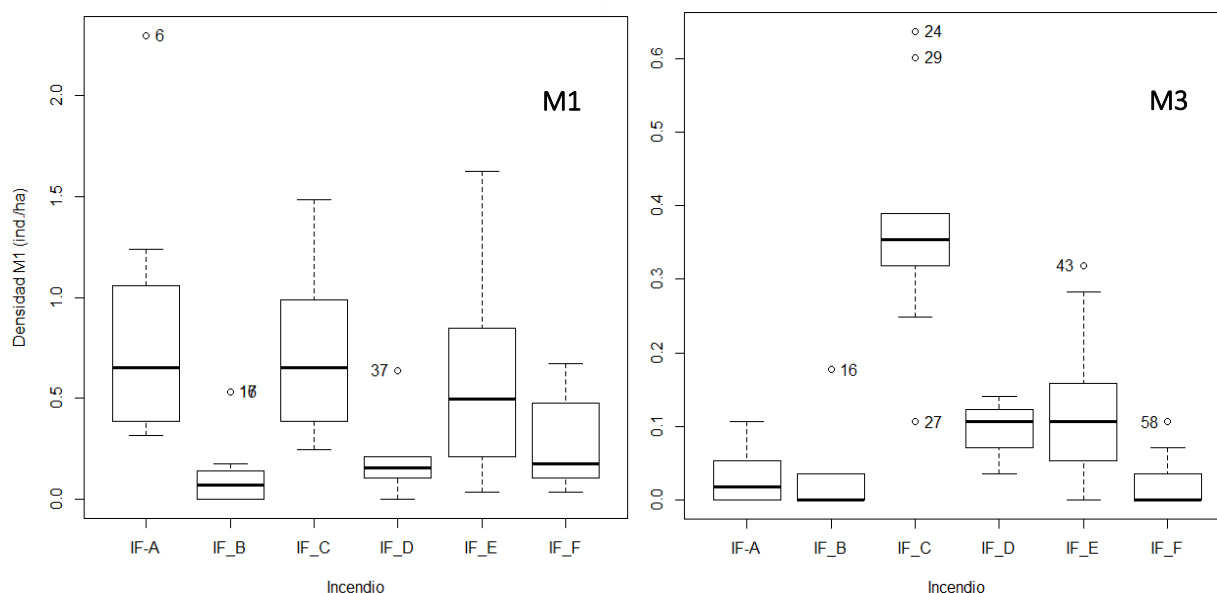


Figura 3. Diagrama de caja de la regeneración de pino carrasco al otoño siguiente al incendio (M1), y a los 3,5 años (M3), agrupada por cada incendio (outliers de los recuentos son válidos). Los ejes de ordenadas en las dos figuras presentan escalas distintas.

En lo que respecta a la influencia del herbivorismo de cabras sobre la densidad final del regenerado de pino (M3) y sobre la tasa de supervivencia de juveniles al tercer año (M1-M3), la correlación negativa ha resultado destacable ($R^2=0,4074$; $p < 0,001$), hecho que refleja el posible papel perturbador de las poblaciones caprinas sobre la variable independiente de regenerado de brinzales. En este sentido, parcelas en estaciones distintas (e.g. orientación) han sufrido de forma indiferente bajas supervivencias coincidiendo con el hecho que estén en ambientes pastoreados por cabras, siempre en presencia de especies indicadoras ramoneadas en el entorno próximo a la parcela ($< 50 \text{ m}$). Por lo tanto, se establece una marcada dicotomía respecto a la regeneración en M3 (2016) y sobre todo, en relación a su tasa de supervivencia, entre escenarios post-fuego sin cabras y el resto (Figura 4). Además, en lo que respecta a la afección por el ganado, se han llegado a observar fenómenos de erosión significativa sobre el suelo en algunas zonas, a causa del tránsito y pastoreo de las cabras, hecho que refleja el nivel de impacto sobre el ecosistema afectado por el fuego, también sobre el vuelo de juveniles.

En el ámbito de las relaciones entre variables explicadas, existe una correspondencia positiva entre la densidad de regenerado superviviente (M2 y M3) y la altura de los brinzales, comportamiento que puede reflejar la importancia de la estación, la cual posibilita mayores crecimientos de los juveniles y hace más probable su supervivencia. Respecto a la altura, las diferencias se han notado especialmente en M3, donde el incendio de Sant Salvador (IF-C) ha

mostrado crecimientos mucho mayores que el resto. Entre las variables independientes recogidas en el momento M3, existe una relación positiva del crecimiento en altura con la densidad M3 ($R^2=0,5871$; $p < 0,001$).

La bondad de los ajustes de regresión o la significancia de los resultados no ha permitido establecer una modelización lineal multivariable de la regeneración suficientemente consistente, respecto a los regresores recogidos. La integración de la % FCC herbácea M1 y del banco de semillas aéreo M1, sugiere un modelo lineal múltiple que puede acercarse a la determinación del nivel de regeneración M1 esperado ($R^2=0,2196$; $p = 0,0012$), aunque con limitaciones y sin suficiente validación estadística en todo su rango.

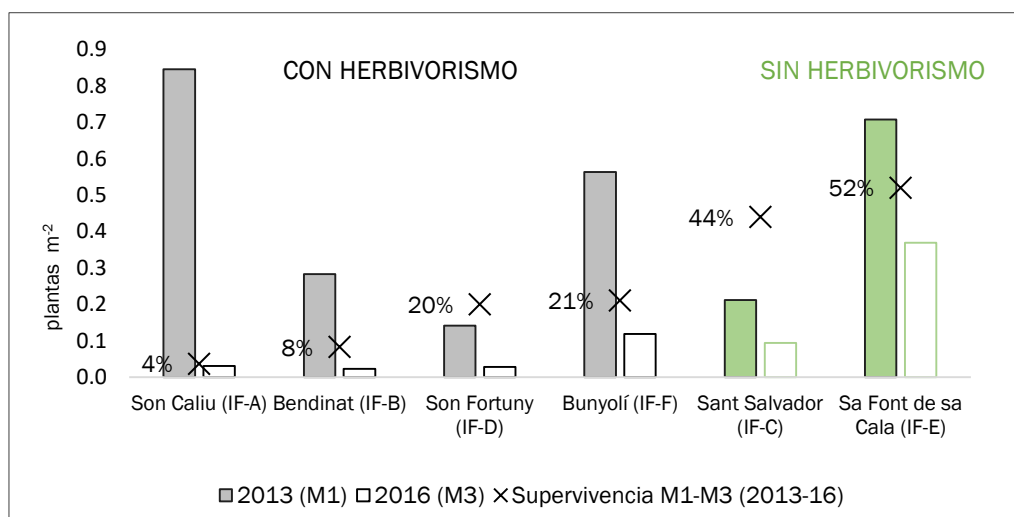


Figura 4. Densidad de regeneración en los muestreos M1 y M3, y tasa de supervivencia observada, en escenarios con y sin presencia de poblaciones de cabras.

5. Discusión

Los valores observados de regenerado ($0,463$ plantas m^{-2} ; $0 - 2,299$ plantas m^{-2}) en la etapa clave de la sucesión post-incendio, correspondientes al primer año siguiente (M1), son bajos o incluso muy bajos, en comparación con los documentados en otros escenarios análogos y para la misma especie (e.g. 27 plantas m^{-2} , en NE'EMAN et al. 1992; $12-25$ plantas m^{-2} , en ESHEL et al. 2000). En este sentido, destaca la existencia de un 11% de las parcelas sin regenerado en el primer muestreo (M1), etapa teórica de máxima dispersión. La densidad de regenerado en M2 y en M3 es igualmente baja ($0,113$ plantas m^{-2} M3), en comparación con otros datos disponibles para pino carrasco (e.g. $6-14$ plantas m^{-2} -similar a M2- en NE'EMAN et al. 1992; $1,3-3,0$ plantas m^{-2} -similar a M2- en DASKALAKOU, 2004; $0,59$ plantas m^{-2} en SARACINO & LEONE, 1993). En lo que respecta a la supervivencia a los 4 años posteriores al fuego, los valores siguen siendo relativamente pobres. Sin embargo, también se han documentado densidades bajas de regenerado para pino carrasco (e.g. $0,1$ plantas m^{-2} , en TRABAUD, 1988; $0,24$ plantas m^{-2} , en HERRANZ et al. 1997). Igualmente, es remarcable la importante heterogeneidad de densidades existente entre las parcelas muestreadas en algunos escenarios post-incendio, hecho que sugiere un patrón agregado en su distribución espacial. Cabe remarcar que la severidad de la sequía del verano siguiente al incendio se considera un factor clave en la supervivencia de las plántulas. En este sentido, las diferencias pluviométricas registradas en otoño de 2013, verano de 2014 (julio y agosto) y verano de 2015 (julio y agosto), no muestran diferencias significativas entre las seis zonas estudiadas.

La modelización temporal de la densidad de regenerado, respecto a la primera estación lluviosa posterior al incendio, sigue un patrón exponencial negativo, similar a la descrita en otros trabajos (e.g. para supervivencia en THANOS et al. 1996). Se desconoce el patrón futuro, especialmente en aquellas zonas con densidades muy bajas, más vulnerables y que pueden recibir un mayor impacto por herbivorismo. Precisamente, éste es especialmente palatable en ausencia de un recubrimiento suficiente, sobre todo en plantas entre 10 y 150 cm, justo a los tres años después del fuego (CRAWLEY, 1997), siendo el impacto por ramoneo sobre pinos significativo en algunas parcelas con baja cobertura vegetal. En cualquier caso, se considera que la curva de mortalidad se estabiliza a partir del cuarto año (THANOS et al., 1996).

Por otro lado, se dispone datos no publicados de densidades aproximadas post-incendio (de primer año) de pino carrasco, tanto en la isla de Mallorca y en la isla de Ibiza, los cuales indican emergencias de regenerado más explosivas que en los incendios estudiados (>10.000 brinzales/ha, con máximos hasta 30.000). Sin embargo, no se dispone de datos específicos sobre los factores (silvícolas, morfológicos, etc.) que puedan explicar este comportamiento. Igualmente, las tasas de supervivencia fueron alrededor del 25% en el segundo año (Mallorca).

El hecho de que únicamente se hayan observado brinzales parcialmente comidos en un 25% de las parcelas donde consta que hay cabras, sugiere que éstos son consumidos en su totalidad y, por lo tanto, no han sido detectados en el recuento final. No obstante, también pueden no haberse detectado, a razón de la mortalidad debida a la sequía.

Respecto al efecto de los ungulados, la mortalidad masiva de brinzales, potencialmente a causa de la presión herbívora y en parcelas con abundante regeneración inicial (e.g. parcelas > 10-20.000 plantas ha⁻¹ en IF-A), está documentada igualmente en pinares ibéricos o de otras zonas mediterráneas (MAY, 1990; IZHAKI & NE'EMAN, 1996), y cobra especial importancia en las zonas de recurrencia histórica y riesgo de erosión, más vulnerables. En este sentido, se descarta que la reducción de juveniles, al menos en los incendios muestreados con menor tasa de supervivencia, sea a causa de lagomorfos, por hábitat inadecuado. La insuficiente correlación de la supervivencia a los tres años del fuego, con las variables explicativas, y teniendo en cuenta que las seis zonas fueron afectadas durante el mismo año, potencia la hipótesis del papel perturbador post-incendio de las poblaciones de cabras.

Por otro lado, no se ha podido relacionar el nivel supervivencia con el valor de abundancia de ungulados caprinos, por la dificultad que entraña su censo o estima poblacional. Si bien, existen datos relativos de abundancia (IKA) para otras zonas de la isla, no se dispone de información para los incendios estudiados, más allá de la presencia positiva o negativa, la cual es inequívoca, ya sea a través de indicadores o por visualización directa. Respecto al ramoneo de otras especies distintas al pino, es destacable el herbivorismo persistente observado sobre *Phillyrea angustifolia* u *Olea europea* var. *sylvestris*, por ejemplo, en IF-A y IF-B, a diferencia del resto de zonas sin cabras, donde estos arbustos presentan crecimientos significativamente mayores (Figura 5), independientemente de la calidad de estación (IF-D).





Figura 5. Comparativa, en la misma fecha, de rebrotes basales de *Phillyrea angustifolia*, en una zona sin cabras, a la izq. (Son Fortuny, IF-D); y en una zona con cabras, a la dcha. (Son Caliu, IF-A), ambos en incendios de 2012.

6. Conclusiones

En el ámbito de los incendios forestales estudiados, el bajo reclutamiento de juveniles de *Pinus halepensis*, durante el primer año, juntamente con los bajos niveles de supervivencia a los casi cuatro años posteriores, supone un factor clave a tener en cuenta en la gestión forestal de algunas de estas áreas. El hecho de que el 75% de las zonas conserven una densidad de pino carrasco por debajo de las 650 plantas ha⁻¹, genera una situación que puede limitar la dinámica sucesional, y dificultar el futuro establecimiento de un óptimo estrato arbolado en la zona afectada por la perturbación. Además, es especialmente significativo que en casi el 30% de las parcelas el regenerado sea inexistente, y que por lo tanto, el establecimiento futuro de una masa arbolada de pino carrasco no sea posible (o que tenga que provenir del exterior no quemado). Si bien una densidad baja de pino carrasco, siempre y cuando esté estabilizada, podría suponer cierta ventaja a efectos de gestión futura del combustible, los inconvenientes de la baja supervivencia de brinzales son patentes: mayor vulnerabilidad ante el herbivorismo, insuficiente banco de semillas aéreo en caso de incendio recurrente y deficiente cumplimiento de los servicios ambientales esperados en estas zonas (partiendo de la base que su matorralización no es el objetivo deseable).

Por lo tanto, se considera que la presencia de poblaciones no gestionadas de cabra doméstica asilvestrada, a menudo por encima de la capacidad de carga de la zona afectada por el fuego, puede suponer un importante factor negativo añadido (además de la sequía, entre otros), en la dinámica de estos espacios, especialmente sobre pino carrasco y otras especies arbustivas. Además, los brinzales de pino, ubicados en zonas de baja cobertura herbácea o arbustiva, presentan una altura (0,1 - 2 m) que los hace fácilmente vulnerables durante los primeros años, sobre todo en zonas de baja cobertura vegetal. En este sentido, se concluye que podría resultar incompatible la presencia de poblaciones de ungulados caprinos en zonas de pinar afectadas por incendios, al menos durante los primeros años y en zonas análogas a las muestreadas, sin perjuicio que puedan existir poblaciones reguladas en zonas menos vulnerables de la isla, en ciertos casos compatibles o incluso positivas (e.g. fajas y áreas de defensa).



Esta baja o nula compatibilidad, es aplicable tanto en áreas quemadas recientemente, como en espacios de elevada recurrencia, y que presentan afectación por ramoneo sobre pinos jóvenes que todavía no han desarrollado un suficiente banco de semillas aéreo (por ejemplo, zonas repobladas afectadas por ramoneo). Contrariamente, zonas quemadas de pastizal o matorral, de regeneración arbustiva por rebrote, presentan una menor vulnerabilidad ante el ramoneo caprino, siendo especies como *Pistacia lentiscus*, *Ampelodesmos mauritanica* o *Chamaerops humilis*, mucho más resilientes a su consumo, incluso siendo este cuantitativamente mayor.

Cabe decir que no todas las zonas de pinar afectadas por incendio en la isla serán igualmente vulnerables, puesto que existen datos de regeneración en otras áreas que constatan densidades mucho más abundantes, las cuales auguran la generación de un monte bravo, más resiliente a efectos sucesionales, ante una posible perturbación por fuego. Independientemente de las distintas interpretaciones existentes respecto a la dinámica serial de las comunidades arboladas de pino carrasco en un ámbito históricamente humanizado (formaciones permanentes, paraclimáticas, secundarias, etc.), se parte de la base que resulta indeseable que se imposibilite la persistencia post-incendio del estrato arbolado de *Pinus halepensis*, especialmente en un escenario de cambio climático y/o bajo entornos con riesgo de erosión, por ejemplo. Hasta la fecha, los controles poblacionales de cabra doméstica en Mallorca, únicamente se han estado realizando por parte de la administración y en el ámbito exclusivo de las fincas públicas, o muy puntualmente, en zonas privadas especialmente sensibles (por ejemplo, en áreas de elevada densidad de endemismos).

Por otro lado, la regulación poblacional, ya sea a través de arma de fuego como método más efectivo (ORUETA, 2003), o a través de otros sistemas, presenta algunos inconvenientes ligados a la propiedad de los terrenos, al consenso con los gestores del territorio (cazadores) o a la aceptación social del control, entre otros. Además, normalmente los incendios forestales se producen en zonas forestales privadas, por lo que resulta complejo o incluso imposible realizar un control ágil y efectivo por parte de la administración. Además, cabe tener en cuenta que la realización de tareas de control también puede ocasionar fenómenos de controversia social y presiones animalistas, como, por ejemplo, ha sido el caso de la isla de Es Vedrà, en Ibiza (2016).

Por lo tanto, en base a los resultados del presente trabajo y a la problemática existente, a modo de resumen se recomiendan las siguientes directrices de gestión:

- Diagnóstico y priorización de áreas sensibles: inventario de zonas quemadas especialmente vulnerables al herbivorismo e inventario de otras zonas vulnerables de pinar, en relación a su bajo potencial de regeneración (zonas repobladas o quemadas en los últimos 10-20 años), sobre todo en ámbitos de alto riesgo y/o recurrencia.
- Ejecución de control poblacional: control poblacional efectivo con objetivo de densidad 0 sobre áreas sensibles inventariadas y priorizadas según su grado de vulnerabilidad. Establecimiento de sinergias entre la administración y los propietarios de cara a facilitar un control efectivo, ágil y constante.
- Integración del control poblacional y la prevención de incendios forestales: establecer un plan de quemas para la adecuación del combustible en puntos estratégicos de gestión (PEG), como zonas de atracción y concentración de cabras por pasto más palatable, para su posterior control poblacional, aunando objetivos de gestión del combustible y de control de cabra. Posibilitar translocaciones puntuales de cabras para su posterior uso como rebaños especializados en la reducción de combustible.
- Seguimiento de la evolución de la vegetación: proseguir con la monitorización continua de la evolución de la vegetación en zonas forestales por incendios con presencia de poblaciones de cabra doméstica asilvestrada.
- Planificación autonómica y concienciación: integración de estas directrices en el plan autonómico de control de poblaciones caprinas. Establecer medidas e concienciación respecto la importancia del control poblacional sobre especies sin gestión ni control.



7. Agradecimientos

A los Agentes de Medio Ambiente del Gobierno de las Illes Balears por su colaboración en el trabajo de campo.

8. Bibliografía

ALCOVER, J.; PÉREZ-OBÍOL, R.; YLL, E.; BOVER, P.; 1999. The diet of *Myotragus balearicus* Bate, 1909 (Artiodactyla: Caprinae), an extinct bovid from the Balearic Islands: evidence from coprolites. *Biological Journal of the Linnean Society*, 66: 57-74.

ALDEZABAL, A., GARIN, I. 2000. Browsing preference of feral goats (*Capra hircus* L.) in a Mediterranean mountain scrubland. *Journal of Arid Environments* 44, 133–142.

ARIANOUTSOU, M., NE'EMAN, G., 2000. Post-fire regeneration of natural *Pinus halepensis* forests in the east Mediterranean Basin. In: Ne'eman, G., Trabaud, L. (Eds.), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

BARAZA, E., ZAMORA, R., HÓDAR, J.A. 2006. Conditional outcomes in plant–herbivore interactions: neighbours matter. *Oikos* 113 (1), 148-156

BARROSO, F. G., ALADOS, C. L., BOZA, J. 1995. Food selection by domestic goats in Mediterranean arid shrublands. *J. Arid Environ.* 31, 205–217.

BRONCANO, M.J., RODRIGO, A., RETANA J. 2008. Post-dispersal seed predation in *Pinus halepensis* and consequences on seedling establishment after fire. *International Journal of Wildland Fire*, Volume 17 Issue 3, 407-414.

CAPÓ, A., BARAZA, E., BARTOLOMÉ, J., 2015. Recuperación post-incendio del pinar y matorral mediterráneo mallorquín con presencia de cabras. *Actas de la 54ª Reunión Científica de la SEEP*.

COBLENTZ, B., 1978. The effects of feral goats (*Capra hircus*) on island ecosystems. *Biol. Conserv.* 13:279–286.

COLEGIO DE INGENIEROS DE MONTES EN ILLES BALEARS. 2009. Los ingenieros de montes piden una mejor gestión forestal de las fincas públicas. *Diario de Mallorca. En prensa*.

COLEGIO DE INGENIEROS DE MONTES EN ILLES BALEARS. 2011. Baleares, única comunidad sin Plan Forestal vigente. *Diario de Mallorca. En prensa*.

CONSELLERIA DE MEDIO AMBIENTE, AGRICULTURA Y PESCA (Gobierno de las Illes Balears). 2015. Plan Forestal de las Illes Balears.

CRAWLEY, M. J. 1997. Plant-herbivore dynamics. En *Plant Ecology* (eds. M.J. Crawley), 2ª Edición, Blackwell Scientific Publications, Oxford: 401-474.

DASKALAKOU, E. N. 2004. Postfire regeneration of Aleppo pine – Density, survival and early growth of *Pinus halepensis* seedlings. *Proceedings 10th MEDECOS Conference*, April 25-May, Rhodes, Greece.

DASKALAKOU, E. N., THANOS, C., 2010. Postfire seedling dynamics and performance in *Pinus halepensis* Mill. populations. *Acta Oecologica* 36, 446–453.



DOMENECH, O., 2013. Primeros resultados de la regeneración post-incendio de *Pinus halepensis* Mill., en Mallorca. Palma de Mallorca: VI Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears. Ponències i resums. Soc. Hist. Natural de les Balears. 198-200

DOMENECH, O., 2015. Incendis forestals a les Illes Balears: 25 anys de dades estadístiques per a la defensa integrada i la conservació del patrimoni natural. En: VV.AA. Llibre Verd de Protecció d'Espècies a les Balears. Govern de les Illes Balears i Soc. Hist. Natural de les Balears. Monografia de la SHNB núm. 20.

DE LAS HERAS, J; GONZALEZ-OCHOA, AI; TORRES, P. 2001. Afforestation of burnt forests using mycorrhized *Pinus halepensis* and *Pinus pinaster* saplings. Trabaud, L; Prodon, R. 3rd International Workshop on Fire Ecology.

DE LAS HERAS, J., MARTINEZ-SANCHEZ, J., GONZÁLEZ-OCHOA, A. I., FERRANDIS, P. Y HERRANZ, J. M., 2002. Establishment of *Pinus halepensis* Mill. saplings following fire: Effects of competition with shrub species. Acta Oecologica 23, 91-97.

EGLI, B.R. 1998. Effects of grazing on the natural forests of Western Crete. En: Proceedings of the International workshop on "Ecological basis of livestock grazing in Mediterranean ecosystems", European Commission, Science Research Development, Environment and climate programme.

ESHEL A., HENIG-SEVER N., NE'EMAN G. 2000. Spatial variation of seedling distribution in an east Mediterranean pine woodland at the beginning of post-fire succession. Plant Ecol. 148: 175-182.

ESPELTA, J.M., VERKAIK, I., EUGENIO, M. 2008. Recurrent wildfires constrain long-term reproduction ability in *Pinus halepensis* Mill. International Journal of Wildland Fire Volume 17 Issue 5, 579- 585.

EUGENIO, M., VERKAIK, I., LLORET, F., ESPELTA, J.M. 2006. Recruitment and growth decline in *Pinus halepensis* populations after recurrent wildfires in Catalonia (NE Iberian Peninsula). Forest Ecology and Management. Volume 231 Issue 1-3, 47-54.

FERRANDIS, P., DE LAS HERAS, J., MARTINEZ-SANCHEZ, J.J., HERRANZ, J.M. 2000. Influence of a low-intensity fire on a *Pinus halepensis* Mill. forest seed bank and its consequences on the early stages of plant succession. Israel Journal of Plant. Volume 49, Issue 2, 105-114.

GARCÍA-GONZÁLEZ, R., CUARTAS, P. 1989. A comparison of the diets of the wild goat (*Capra pyrenaica*), domestic goat (*Capra hircus*), mouflon (*Ovis musimon*) and domestic sheep (*Ovis aries*) in the Cazorla mountain range. Acta Biol. Mont. 9, 123-132.

GANGOSO, L., DONÁZAR, J. A., SCHOLZ, S., PALACIOS, C. J., HIRALDO, F. 2006. Contradiction in conservation of island ecosystems: Plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary Islands. Biodivers. Conserv. 15, 2231-2248.

GÓMEZ-SAL, A., J. M. REY-BENAYAS, A. LÓPEZ-PINTOR, S. REBOLLO., 1999. Role of disturbance in maintaining a savanna-like pattern in Mediterranean *Retama sphaerocarpa* shrubland. Journal of Vegetation Science 10:365-370.

GUERRERO V., 1996. El poblamiento inicial de la Isla de Mallorca. Complutum Extra 6: 83-104



- HANES, T.L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41, 27–52.
- HABROUK, A.; RETANA, J.; ESPELTA, J. M. 1999. Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfires. *Plant Ecology*. Volume 145, Issue 1, 91-99.
- HERRANZ, J., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J., MARÍN, A., FERRANDIS, P., 1997. Postfire regeneration of *Pinus halepensis* Mill. in a semi-arid area in albacete province (southeastern Spain). *Ecoscience* 4, 86–90.
- LEONE, V., BORGHETTI, M., SARACINO, A., 2000. Ecology of post-fire recovery in *Pinus halepensis* in southern Italy. In: Trabaud, L. (Ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*. Wit Press, Southampton, pp. 129–154.
- LLORENS, LL., GIL, LL., TÉBAR, F.J., 2007. La Vegetació de l'illa de Mallorca. Bases per a la interpretació i gestió d'hàbitats. Conselleria de Medi Ambient.
- LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S., DE POORTER M., 2004. 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI). Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). *Revista Aliens*.
- MARAÑÓN, T.; CAMARERO, J.J.; CASTRO, J.; DÍAZ, M.; ESPELTA, J.M.; HAMPE, A.; VALLADARES, F.; VERDÚ, M.; ZAMORA, R., 2004. Heterogeneidad ambiental y nichos de regeneración. En: Valladares, F. (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Págs. 229-248. Ministerio de Medio Ambiente.
- MAY, T.; 1990. Vegetation development and surface runoff after fire in a catchment of southern Spain. En: J.G. Goldammer y M.J. Jenkins (eds). *Fire in ecosystem dynamics: Mediterranean and Northern perspectives*: 117-126. SPB Academic Publishing. The Hague.
- MAYOL, J., DOMENECH, O. 2013. La cabra orada, un problema insidiós a Mallorca. Palma de Mallorca: VI Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears. Ponències i resums. Soc. Hist. Nat. Balears. 166-167.
- MAYOL, J. 2013. Peores que el fuego o que el cemento. 2013. *Revista Quercus* 332 págs. 6-7
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (MAGRAMA), 2012. Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal. Cuarto Inventario forestal de Illes Balears - IFN4.
- MORAVEC, J., 1990. Regeneration of N.W. Africa *Pinus halepensis* forests following fire. *Vegetatio* 87, 29–36.
- MOREY, M. 1988. Evolución de la cobertura y diversidad tras incendio en comunidades de garriga mediterránea. Homenaje Pedro Montserrat. Instituto de Estudios Altoaragoneses (CSIC).
- NE'EMAN, G., LAHAV, H., IZHAKI, I. 1992. Spatial pattern of seedlings one year after fire in Mediterranean pine forest. *Oecología* 91: 365-370.
- NATHAN, R., NE'EMAN, G. 2000. Serotiny, seed dispersal and seed predation in *Pinus halepensis*. In: Ne'eman, G. and Trabaud L. (eds), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and Pinus brutia*. Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 105.1 18

NATHAN, R., NE'EMAN, G. 2004. Spatiotemporal dynamics of recruitment in Aleppo pine (*Pinus halepensis* Miller). *Plant Ecology*. 171: 123–137.

NOGALES, M., RODRÍGUEZ-LUENGO, J. L., MARRERO, P. 2006. Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Rev.* 2006, Volume 36, No. 1, 49 - 65.

ORUETA, J.F. 2003. Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal. Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014. Gobiernos de Canarias, Islas Baleares, Azores y Madeira.

PARKES J., HENZELL R., PICKLES G. 1996. Managing vertebrate pests: Feral goats. Australian Government Publishing Service. Canberra.

PAUSAS, J.G., OUADAH, N., FERRAN, A., GIMENO, T., VALLEJO, R., 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology* 169: 205-213

PAUSAS, J.G., RIBEIRO, E., VALLEJO, R., 2004. Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 203: 251-259

PROVENZA, F.D. 1996. Acquired aversions as the basis for varied diets of ruminants foraging on ragelends. *Journal of Animal Science* 74: 2010-2020.

RIVERA, L., BARTOLOMÉ, J., BARAZA, E., ROMERO, A., 2011. Presión de pastoreo sobre especies leñosas del bosque mediterráneo por la cabra salvaje mallorquina (*Capra aegagrus*). Actas de la IV Reunión sobre Sistemas Agroforestales. Sociedad Española de Ciencias Forestales

RIVERA, L., BARAZA, E., CAPÓ, A., CASSINELLO, J., BURGOS-PAZ, W., BARTOLOMÉ, J., 2013. Comparación del ramoneo entre la cabra salvaje mallorquina (*Capra aegagrus*) y la cabra doméstica asilvestrada (*Capra hircus* L. 1758) en Mallorca. *Revista de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos*.

RIVERA, L., BARAZA, E., CAPÓ, A., BARTOLOMÉ, J., 2014. Ramoneo y selección de dieta de la cabra salvaje mallorquina (*Capra hircus*). Actas de la 53ª Reunión Científica de la SEEP.

RIVERA, L. 2014. Ecología trófica de ungulados en condiciones de insularidad. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.

RIVERA, L., CASSINELLO, J., BARAZA, E., BARTOLOMÉ, J. 2015. Comparative study of trophic behaviour and herd structure in wild and feral goats living in a Mediterranean island: Management implications. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 165, 81–87.

SARACINO A., LEONE V., 1993. Natural regeneration 2 and 4 years after fire of *Pinus halepensis* Miller in dunal environment. In: Trabaud L. and Prodon R. (eds), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of European Communities, Brussels, pp. 141–150.

SCHOFIELD, E. K. 1989. Effects of introduced plants and animals on island vegetation: examples from the Galapagos Archipelago, Ecuador. *Conservation Biology* 3:227–238

SEGUÍ, B., PAYERAS, LL., RAMIS, D., MARTÍNEZ, A., DELGADO, J. V., QUIROZ, J. 2005. La cabra salvaje mallorquina: origen, genética, morfología, notas ecológicas e implicaciones taxonómicas. *Bull. Societat d'Història Natural de les Balears*, 48: 121-151.



- TAPIAS, R., GIL, L., FUENTES-UTRILLA, P., PARDOS, J. 2001. Canopy seed banks in Mediterranean pines of south eastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. and *P. pinea* L. *J. Ecol.* 89, 629–638.
- THANOS, C.A., DASKALAKOU, E.N., NIKOLAIDOU, S., 1996. Early post- fire regeneration of a *Pinus halepensis* forest on Mountain Párnis, Greece. *J. Veg. Sci.* 7, 273–280.
- TRABAUD, L., MICHELS, C., GROSMAN, J., 1985. Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forests. II. Pine reconstitution after wild- fire. *For. Ecol. Management* 13, 167–179.
- TRABAUD L. 1988. Survie de jeunes plantules de pin d'Alep apparues apres incendie. *Studo Oecol.* 5: 161-170.
- TURNER M.G., HARGROVE W.W., GARDNER R.H., ROMME W.H. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *J. Veg. Sci.* 5: 731–742.
- VIVES J.A., BARAZA E., 2010. La cabra doméstica asilvestrada (*Capra hircus*) en Mallorca ¿una especie a erradicar? *Galemys*, Boletín informativo de la Sociedad Española para la conservación y estudio de los mamíferos.
- ZEDLER, P.H., GAUTIER, C.R., MCMASTER, G.S., 1983. Vegetation change in response to extreme events: the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64: 809-818
- ZAMORA, R., J. M. GÓMEZ, J. A. HÓDAR, J. CASTRO, D. GARCÍA., 2001. The effect of browsing by ungulates on Scots pine growth in a Mediterranean environment: consequences for forest regeneration. *For. Ecol. Manage.* 144, 33–42.

