



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

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

26 - 30 junio 2017 | **Plasencia**
Cáceres, Extremadura

7CFE01-156

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

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

La gestión forestal post incendio mejora la calidad de los frutos en el monte bajo dominado por *Arbutus unedo* L.

QUEVEDO DALMAU, L.¹, ARNAN VIADIU, X.^{1,2} y RODRIGO DOMÍNGUEZ, A.^{1,3}

¹ CREAM, Campus UAB, E-08193 Bellaterra, Catalunya, España.

² Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Laboratório de Interação Planta-Animal-LIPA, Brazil.

³ Universitat Autònoma de Barcelona, Facultat de Biociències, E-08193 Bellaterra, Catalunya, España.

Resumen

En los ecosistemas mediterráneos, las prácticas de selvicultura post incendio se utilizan para mejorar la estructura forestal y reducir el riesgo de incendio en el monte bajo dominado por especies rebrotadoras. En este trabajo estudiamos el efecto sobre la capacidad reproductiva de la especie rebrotadora *Arbutus unedo* L. de dos tratamientos forestales (resalveo y ressalveo acompañado del desbroce del sotobosque) aplicados en una zona quemada de monte bajo dominado por esta especie. A nivel de árbol individual, los tratamientos no afectaron ni el número de flores ni el de frutos maduros producidos. Sin embargo, en las parcelas resalveadas y desbrozadas, el peso seco de los frutos maduros y el número de semillas desarrolladas por fruto sí que fue superior, a la vez que la tasa de aborto de semillas fue inferior. El peso seco de las semillas desarrolladas no varió entre tratamientos. A escala de masa forestal, ninguna de las variables se vio afectada. Otros estudios han mostrado que estas prácticas pueden mejorar la estructura vertical y horizontal del monte bajo de *A. unedo* que se está regenerando después del fuego. En consecuencia, estas prácticas forestales, al aumentar la producción de semillas viables, podrían mejorar la capacidad de regeneración natural de las poblaciones de esta especie, y al aumentar el peso de los frutos, incrementarían la disponibilidad de comida para la fauna local.

Palabras clave

Madroño, ressalveo, reproducción, semillas, mediterráneo.

1. Introducción

Los ecosistemas forestales de todo el mundo experimentan perturbaciones naturales y antropogénicas. Éstas cambian la estructura forestal y alteran la composición de especies. Por ejemplo, los incendios forestales o los trabajos de extracción de madera pueden eliminar la cubierta forestal parcial o totalmente (RODRIGO, A. et al., 2004) y causar cambios en la composición de la comunidad de especies de plantas (ARNAN, X. et al., 2007). Incluso cuando las especies forestales son capaces de recuperarse, la perturbación puede simplificar la estructura forestal (MOREIRA, F. et al., 2011) y retardar la reproducción de las especies durante años (RODRÍGUEZ-CALCERRADA, J. et al., 2011). El régimen del fuego juega un papel fundamental en la configuración del paisaje en ecosistemas mediterráneos (RODRIGO, A. et al., 2004; MOREIRA, F. et al., 2011). Muchas especies arbóreas y/o arbustivas de las comunidades mediterráneas tienden a recuperarse rápidamente después del fuego (RODRIGO, A. et al., 2004) o de claros (QUEVEDO, L. et al., 2013), ya que en general tienen fuerte capacidad rebrotadora (ARNAN, X. et al., 2007; QUEVEDO, L. et al., 2007) o pueden germinar a partir de bancos de semillas del suelo o de copa (DE LAS HERAS, J. et al., 2012; RODRIGO, A. et al., 2012). Estas especies dominantes normalmente producen un elevado número de plántulas por hectárea, en el caso de las especies germinadoras; o de rebrotes por hectárea, en el caso de las especies rebrotadoras. En consecuencia, el crecimiento de la masa forestal se estanca y la recuperación de la estructura vertical se ve dificultada. Además, en algunos casos, cuando las

especies dominantes no se recuperan después de una perturbación, las especies rebrotadoras del sotobosque pueden convertirse en dominantes (RODRIGO, A. et al., 2004; ARNAN, X. et al., 2013); las cuales también pueden producir un elevado número de rebrotes por individuo y, en consecuencia, dar lugar a una elevada continuidad horizontal y vertical de combustible, y por lo tanto, de riesgo de incendio. Además, la capacidad reproductiva de ciertas especies forestales puede verse afectada negativamente; por ejemplo, las especies leñosas necesitan alcanzar la madurez sexual, o un tamaño mínimo, para producir flores y frutos después de las perturbaciones (OBESO, J.R., 2002). La elevada densidad de pies y rebrotes implica un alto nivel de competencia por los recursos, como el agua, la luz y los nutrientes, y por lo tanto, la reproducción puede verse retrasada aún más. Es crucial que las especies forestales recuperen la capacidad de reproducirse después de las perturbaciones, ya que la reproducción sexual es el mecanismo por el que la variabilidad genética es reincorporada en las poblaciones, por ejemplo, a través del establecimiento de nuevas plántulas dentro de una comunidad o la colonización de nuevas áreas a través de la dispersión de semillas o frutos. Además, las flores y los frutos producidos después de las perturbaciones sirven como importantes fuentes de alimento para la fauna, como pájaros, mamíferos e insectos (ARNAN, X. et al., 2007; VIRGÓS, E. et al., 2010) y ello ayuda a estas poblaciones a recuperarse (VIRGÓS, E. et al., 2010).

Las prácticas de silvicultura son a menudo utilizadas para estimular el crecimiento de los pies y los rebrotes, y así mejorar la estructura forestal (GONZÁLEZ-OCHOA, A.I. et al., 2004; DE LAS HERAS, J. et al., 2012) y reducir el riesgo de incendio. Se ha demostrado que el resalveo en áreas dominadas por especies rebrotadoras (por ejemplo, de *Quercus ilex*, *Q. suber*, *Q. cerrioides*, *Arbutus unedo*) estimula el crecimiento (en longitud y diámetro) de los rebrotes reservados (ESPELTA, J.M. et al. 2012; QUEVEDO, L. et al., 2013), probablemente debido a la liberación de recursos. Éstos son utilizados en los procesos fisiológicos más importantes, como el crecimiento vegetativo y la reproducción (OBESO, J.R. 2002); en consecuencia, estas prácticas forestales pueden incluso estimular la reproducción (GONZÁLEZ-OCHOA, A.I. et al., 2004). La relación entre las prácticas de silvicultura y las habilidades reproductivas de las especies forestales está poco estudiada.

2. Objetivos

En este trabajo analizamos si la aplicación de tratamientos forestales post incendio en un bosque mediterráneo dominado por la especie rebrotadora *A. unedo* L. (madroño) modifica la capacidad reproductiva de esta especie. Nuestro objetivo fue evaluar si el resalveo y el desbroce del sotobosque en el monte bajo provoca: (i) un incremento en la producción de flores y frutos a nivel individual; (ii) un aumento de las semillas producidas por fruto; (iii) una mejora del peso de los frutos y de las semillas; y (iv) un incremento en la producción de frutos a nivel de masa forestal.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en el norte de la región del Baix Llobregat (41°35'N, 1°52'E, Catalunya, noreste de la Península Ibérica), en un área de 238 ha previamente afectada por tres incendios forestales (en 1985, 1986 y 1994) (QUEVEDO, L. et al., 2013). Anteriormente a estos fuegos, el área estaba cubierta por bosques dominados por *Pinus halepensis* (MAPA DE CULTIVOS Y APROVECHAMIENTOS, 1980). Después de estos fuegos recurrentes, la cubierta que se desarrolló estaba altamente dominada por el madroño, con un alto número de rebrotes por individuo ($12 \pm 9,0$, media $\pm$ desviación estándar). Este monte bajo tiene un elevado grado de continuidad vertical y horizontal y requiere una gestión especial. El área de estudio se localiza a 390-500m s.n.m. y se encuentra dentro del área de distribución natural del madroño en Catalunya. Se caracteriza por un clima seco mediterráneo (según el índice de humedad de Thornthwaite); una temperatura media anual de 13,5°C, y un rango de precipitación media anual de entre 650 y 700mm.

3.2. Especie de estudio

El madroño (*Arbutus unedo* L., fam. Ericaceae) es una especie arbórea que cuenta con un bajo grado de esclerofilia (GRATANI, L. & GHIA, E. 2002). Crece en el norte de África, Oriente Medio, y el oeste y sur de Europa; también se encuentra ampliamente distribuido por la Península Ibérica y las Islas Baleares. Rebrotta vigorosamente después de las perturbaciones (como el corte o el fuego) y tiene una baja tasa de crecimiento. Aunque normalmente se encuentra como especie acompañante en los bosques mediterráneos, puede dar lugar a la formación de monte bajo dominado por esta especie después de fuegos recurrentes (ARNAN, X. et al., 2013).

El madroño florece en otoño y tiene panículas colgantes, con 40-50 flores blancas cada una (SEALY, J.R. & WEBB, D.A. 1950), que son polinizadas por abejas relativamente grandes (HERRERA, J. 2004). Produce frutos rojos esféricos de 7 a 30mm de diámetro, que pueden contener más de 40 semillas (SEALY, J.R. & WEBB, D.A. 1950). Observaciones preliminares en la zona de estudio sugieren que estos frutos tardan un año en madurar, y por ello, flores y frutos están presentes al mismo tiempo en el mismo árbol en otoño e invierno. El madroño presenta cierta variación interanual en la producción de frutos (HERRERA, C. 1998), aunque no muestra una clara vecería. También presenta una elevada variación interindividual en la producción de frutos, entre 2,6 y 10 kg de frutos al año por individuo. Sus frutos son una fuente de alimento para animales, especialmente aves y mamíferos (ARIANOUTSOU-FARAGGITAKI, M. & DIAMANTOPOULOS, J. 1985).

3.3. Diseño experimental y tratamientos forestales post incendio

En 2006 establecimos 4 bloques de muestreo en el área de estudio: los bloques estaban ubicados en lugares con elevada densidad de madroños en regeneración y eran bastante homogéneos en cuanto a pendiente (10% - 30%) y orientación (sudoeste). Dentro de cada bloque establecimos tres parcelas cuadradas de 0,25 ha (50x50m) de forma aleatoria. Todas las parcelas tenían similares densidades de individuos y de rebrotes de madroño (QUEVEDO, L. et al., 2013).

En invierno de 2006-2007, los tres tipos de tratamientos experimentales fueron asignados y aplicados aleatoriamente en las parcelas dentro de cada bloque: (1) un tratamiento control, donde no se hizo nada (C, en adelante); (2) un tratamiento donde los rebrotes fueron cortados selectivamente, (R, en adelante) utilizando tijeras eléctricas y una sierra de mano (se reservaron el 20% de los rebrotes de mayor diámetro en cada individuo); (3) un tratamiento combinado de resalveo y el desbroce del sotobosque de toda la parcela con medios mecánicos (D, en adelante) (QUEVEDO, L. et al., 2013).

3.4. Medidas de reproducción

Para observar los cambios que ocurren durante el ciclo anual fenológico del madroño y para escoger las variables reproductivas a medir, hicimos un seguimiento de su ciclo reproductivo durante un año (junio 2006 a junio 2007) antes de aplicar los tratamientos. Este enfoque nos permitió definir de forma más concreta las fenofases que evaluamos: (a) producción de flores: flores blancas totalmente formadas y excluimos las marchitadas y marrones, resultantes de las condiciones de frío y humedad; (b) producción de frutos verdes: todos los frutos pequeños y duros en desarrollo que no mostraban signos de maduración; y (c) producción de frutos maduros: todos los frutos rojos y blandos que ya habían alcanzado la maduración.

Para evaluar los efectos de los tratamientos forestales post incendio en la reproducción del madroño a nivel individual, escogimos 15 individuos por parcela y contamos el número de flores y frutos (verdes y maduros) que producían. Todos los árboles estaban situados dentro de un área de 40x40m en el centro de cada parcela para minimizar cualquier efecto de borde. Los individuos fueron escogidos con un número similar de rebrotes (antes del resalveo, en las parcelas R y D). Flores y frutos fueron contados durante un periodo de 32 meses, primero de forma semanal (de junio de 2007 a enero de 2008) y luego cada dos semanas (de febrero de 2008 a diciembre de 2009). En este contexto, conseguimos hacer el seguimiento de dos cohortes de frutos completas, posteriores a la aplicación de los tratamientos (2007-2008 y 2008-2009). Definimos que nuestras cohortes

comienzan cuando las flores son producidas en un año y finalizan cuando estas flores producen frutos maduros en el año siguiente.

3.5. Características de los frutos

Para estudiar los efectos de los tratamientos en las características de los frutos del madroño, recolectamos aleatoriamente 150 frutos maduros de cada parcela en 2008 y 2009 (de la primera y la segunda cohorte, respectivamente). Los frutos fueron recolectados de árboles distintos a los que se les hacía el recuento de flores y frutos; se cogieron entre 1 y 10 frutos de cada individuo (1800 por cohorte). Los frutos fueron recogidos aleatoriamente a lo largo de toda la superficie de la copa del árbol. Todos los frutos fueron secados en un horno a 70°C durante un mínimo de 3 días; se midió el peso seco de cada fruto (en mg) utilizando una balanza analítica ($\pm 0,1\text{mg}$).

Los frutos fueron sumergidos en una solución de peróxido de hidrógeno al 3% como mínimo 15 días, para reblandecerlos y hacer más fácil la extracción de las semillas. Desarrollamos este método basándonos en los resultados de pruebas previas porque no se ha documentado un método para rehidratar este tipo de frutos. Las semillas se extrajeron a mano, separando las desarrolladas de las no desarrolladas en base a la presencia del embrión. Las no desarrolladas claramente no contenían nada debajo de sus cubiertas. Las semillas desarrolladas fueron secadas en un horno a 60°C durante 24 horas y las de cada fruto se pesaron juntas utilizando una balanza analítica ($\pm 0,01\text{mg}$).

3.6. Presencia de orugas

Durante el experimento, los madroños de nuestras parcelas se vieron afectados por una plaga de la oruga univoltina *Euproctis chrysorrhoea* L. (*Lymantriidae*). Ésta tiende a alcanzar densidades extremas y las jóvenes larvas, cuando están en diapausa embrionaria, se alimentan de las hojas de *A. unedo* (FRAGO, E. et al., 2010). Estas plagas pueden afectar negativamente a la reproducción del madroño (SORIA, S. Y NOTARIO, A. 1990; HÓDAR, J.A. et al., 2003). Por ello, además de cuantificar la reproducción de *A. unedo*, también contamos el número de bolsas de orugas presentes en cada árbol. Una bolsa de orugas son todas las estructuras filamentosas que están agrupadas en conjuntos de hojas del árbol; se parece a una bolsa cerrada y contiene huevos, larvas u orugas de *E. chrysorrhoea* L.

3.7. Análisis de datos

Para evaluar los efectos de los tratamientos sobre la reproducción de *A. unedo*, examinamos las tres categorías de variables de respuesta: (a) producción a nivel individual; (b) características de los frutos; y (c) producción a nivel de parcela. Cada categoría incluía las siguientes variables:

- (1) Producción a nivel individual: (a) número de flores por individuo; (b) número de frutos maduros por individuo; (c) tasa de fructificación: porcentaje de flores por individuo que produjeron frutos verdes; (d) tasa de maduración de los frutos: porcentaje de frutos maduros resultantes de los frutos verdes producidos por un individuo en el mismo año. Los individuos improductivos (en términos de flores y/o frutos) fueron excluidos del análisis.
- (2) Características de los frutos: (e) peso seco de los frutos maduros (gramos); (f) número de semillas desarrolladas por fruto; (g) tasa de aborto de las semillas: porcentaje de semillas no desarrolladas respecto al número total de semillas de cada fruto; (h) peso seco de las semillas desarrolladas (valor por semilla, mg).
- (3) Producción a nivel de parcela, para valorar la producción a nivel de la masa forestal: (i) porcentaje de árboles individuales con frutos por parcela; (j) biomasa seca de frutos maduros por hectárea (kg): la producción fue determinada multiplicando el número de árboles por el porcentaje de árboles con frutos maduros, por la media de la producción de frutos por árbol y por el peso seco de cada fruto; (k) número de semillas desarrolladas por hectárea: calculado para cada parcela multiplicando el número promedio de frutos maduros

por el número de semillas por fruto, por el porcentaje de árboles portando frutos y por el número de individuos por hectárea.

Para conseguir la homoscedasticidad de los datos, las variables fueron transformadas con la raíz cuadrada, logaritmo o el arcoseno de la raíz cuadrada, dependiendo de la variable. Se utilizaron modelos generales lineales mixtos para analizar los efectos de los tratamientos en estas variables. El tratamiento era el factor fijo en todos los modelos. Los factores aleatorios variaron en función de la categoría de la variable de respuesta: bloque y parcela, en los modelos de producción a nivel individual; bloque, parcela e individuo, en los modelos de calidad de los frutos; y bloque, en los de producción a nivel de parcela. Debido a que encontramos más bolsas de orugas en los árboles de las parcelas D que en los de las parcelas C y R en 2009, pero no en 2007 y 2008, fue difícil separar los efectos ocasionados por las orugas de los causados por los tratamientos en 2009. Por ello, todos los modelos generales lineales mixtos se llevaron a cabo por separado para cada cohorte.

Para analizar si la intensidad de infestación de las orugas difería entre tratamientos, primero calculamos: (a) el porcentaje de árboles infestados en cada parcela; y (b) el grado de infestación, entendido como el número de bolsas encontradas en cada individuo de *A. unedo* (se excluyeron los árboles sin bolsas). Ambas variables se calcularon en 2007, 2008 y 2009. Exploramos los efectos de los tratamientos en estas variables utilizando modelos generales lineales mixtos (función *lme* del paquete *nlme*, R.v.2.13.0; R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008). El grado de infestación fue transformado con la raíz cuadrada para obtener homoscedasticidad. El tratamiento y el año eran los factores fijos; el bloque y la parcela, así como el individuo en el caso del grado de infestación, eran los factores aleatorios. Luego obtuvimos las tablas ANOVA resumiendo los resultados del modelo, que nos proporcionaron los valores globales de *p* para los factores fijos. A diferencia de nuestros análisis de reproducción, incluimos los datos de 2007 en estos análisis para determinar si las orugas tuvieron efectos distintos en la primera (2007-2008) respecto la segunda (2008-2009) cohorte de estudio.

4. Resultados

4.1. Descripción de la fenología reproductiva de *A. unedo* L.

Fuimos capaces de establecer claramente las fenofases que constituyen el ciclo reproductivo de *A. unedo* (Figura 1): debido a que los frutos de esta especie tardan un año en madurar, los frutos maduros y las flores conviven en la copa en otoño y en invierno. El pico de floración se produjo a mediados de noviembre. El pico de producción de frutos verdes ocurrió entre finales de marzo y a mediados de mayo, y el volumen total de frutos continuó creciendo a lo largo del verano, cuando estos empezaron a madurar (cambiando su color de verde a amarillo-naranja). El pico de maduración de los frutos se produjo en la segunda mitad de octubre. Este patrón temporal no varió entre tratamientos ni entre cohortes (Figura 1), aunque tanto la producción de flores y de frutos fue inferior en la segunda cohorte.

4.2. Producción a nivel individual

Ni el número de flores ni de frutos maduros por individuo difirió significativamente entre tratamientos en ninguna de las dos cohortes (Tabla 1). Para la primera y la segunda cohorte, el número medio de flores por individuo fue 360 ± 62 y 446 ± 58 (media $\pm$ error estándar), respectivamente, y el número medio de frutos maduros por individuo fue 48 ± 7 y 17 ± 4 , respectivamente. Ni la tasa de fructificación ni la de maduración de frutos difirieron significativamente entre tratamientos ni entre cohortes (Tabla 1; tasa de fructificación - $32 \pm 2\%$ y $18 \pm 2\%$ - y tasa de maduración de frutos - $28 \pm 2\%$ y $22 \pm 2\%$ - para la primera y la segunda cohorte, respectivamente).

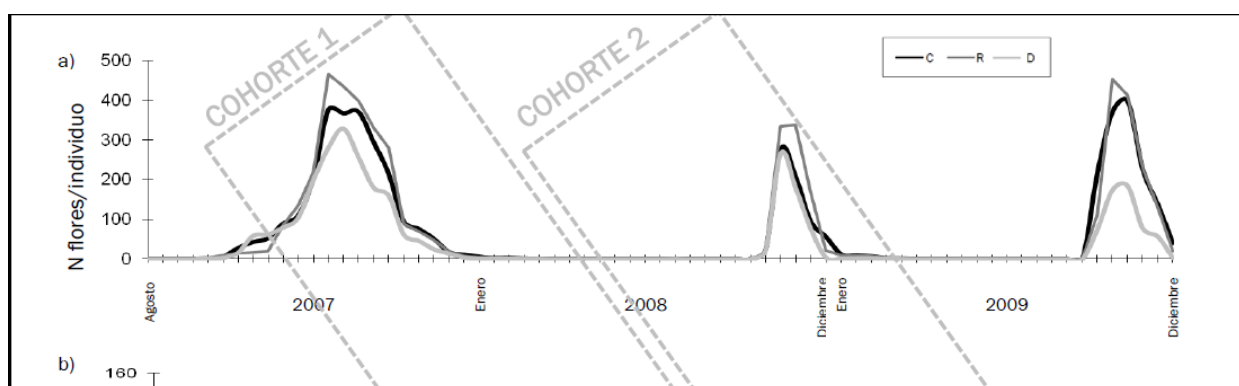


Figura 1. Fenología reproductiva de Arbutus unedo L. en las parcelas de estudio (2007-2009), representada con tres variables: (a) número de flores/individuo, (b) número de frutos verdes/individuo, y (c) número de frutos maduros/individuo. Para cada fecha se muestran las medias para los individuos de las parcelas control (C, negro), parcelas con resalveo (R, gris oscuro), y parcelas que experimentaron resalveo y desbroce del sotobosque (D, gris claro).

4.3. Características de los frutos

El peso seco de los frutos maduros y el número de semillas por fruto fue superior en las parcelas D que en las parcelas C y R para la primera cohorte, pero no hubo diferencia entre tratamientos para la segunda cohorte (Tabla 1, Figura 2). En cambio, la tasa de aborto de las semillas fue inferior en las parcelas D que en las parcelas C y R para la segunda cohorte, mientras que no hubo tal diferencia entre tratamientos para la primera cohorte (Tabla 1, Figura 2). El peso seco de las semillas desarrolladas no difirió entre tratamientos para ninguna de las dos cohortes de estudio (Tabla 1): el promedio del peso seco por semilla fue de $1,16 \pm 0,01\text{mg}$ y $1,14 \pm 0,01\text{ mg}$ para la primera y la segunda cohorte, respectivamente.

4.4. Producción a nivel de parcela

No hubo diferencia significativa entre tratamientos en el porcentaje de individuos de madroño que florecieron para ninguna de las dos cohortes ($69 \pm 3\%$ y $58 \pm 6\%$ para la primera y la segunda cohorte, respectivamente), ni en el porcentaje de individuos de madroño que tenían frutos para ninguna de las dos cohortes ($63 \pm 4\%$ y $44 \pm 5\%$ para la primera y la segunda cohorte, respectivamente) (Tabla 1). La biomasa seca de frutos maduros por hectárea y el número de semillas desarrolladas por hectárea eran similares entre tratamientos (Tabla 1) para ambas cohortes (para la primera y la segunda cohorte, respectivamente: $21,8 \pm 3,5\text{ kg/ha}$ y $4,2 \pm 1,5\text{ kg/ha}$ de biomasa de frutos maduros y $516\,818 \pm 91\,043$ y $92\,475 \pm 34\,032$ semillas desarrolladas/ha).

Tabla 1. Efectos de los tratamientos (C, R y D) en la reproducción de *A. unedo* para las dos cohortes de estudio. Los valores de F, los valores de significación (p) y los grados de libertad se obtuvieron a partir de las tablas ANOVA del modelo general lineal mixto. Los p-valores de significación ($p < 0,05$) están en negrita. Hubo dos grados de libertad para todos los análisis.

Fuente de variación		Efecto tratamiento	
		F	p
<i>Producción a nivel individual</i>			
Número de flores por individuo	Cohorte 1	1,3	0,343
	Cohorte 2	3,0	0,125
Número de frutos maduros por individuo	Cohorte 1	0,0	0,965
	Cohorte 2	0,2	0,853
Tasa de floración (%)	Cohorte 1	0,2	0,844
	Cohorte 2	0,2	0,821
Tasa de maduración de frutos (%)	Cohorte 1	0,7	0,522
	Cohorte 2	1,0	0,406
<i>Características de los frutos</i>			
Peso seco de los frutos maduros (g)	Cohorte 1	6,2	0,034
	Cohorte 2	1,3	0,332
Número de semillas desarrolladas por fruto	Cohorte 1	6,2	0,034
	Cohorte 2	2,4	0,175
Tasa de aborto de semillas por fruto	Cohorte 1	2,3	0,176
	Cohorte 2	5,6	0,043
Peso seco de las semillas desarrolladas (mg)	Cohorte 1	1,2	0,373
	Cohorte 2	1,6	0,282
<i>Producción a nivel de parcela</i>			
Porcentaje de árboles en floración	Cohorte 1	0,5	0,642
	Cohorte 2	2,0	0,210
Porcentaje de árboles con frutos	Cohorte 1	1,4	0,315
	Cohorte 2	0,3	0,774
Biomasa seca de frutos maduros (kg/ha)	Cohorte 1	0,3	0,773
	Cohorte 2	0,0	0,964
Densidad de semillas desarrolladas (semillas/ha)	Cohorte 1	0,1	0,929
	Cohorte 2	0,2	0,808

4.5. Intensidad de infestación por orugas

El porcentaje de árboles infestados fue superior en 2009 respecto 2008 y 2007 ($F_2=19,5$, $p < 0,0001$; media $\pm$ error estándar: $6 \pm 1\%$, $40 \pm 18\%$, y $64 \pm 23\%$ para los años 2007, 2008 y 2009 respectivamente), pero no había diferencias significativas entre tratamientos ni en la interacción entre año y tratamiento ($p > 0,05$). El grado de infestación de los árboles infestados difirió significativamente entre años ($F_2=85,6$, $p < 0,0001$), así como también fue significativa la interacción tratamiento –año ($F_4=9,0$, $p < 0,0001$). Por ello, globalmente, hubo más bolsas de orugas por árbol en 2009 que en 2008. Además, en 2009, había más bolsas de orugas en los árboles de las parcelas D que en los de las parcelas C y R; esta diferencia no estaba presente en 2007 ni en 2008. Por este motivo, los análisis centrados en la reproducción de *A. unedo* se llevaron a cabo separadamente para cada cohorte: en la primera cohorte, el grado de infestación fue similar entre tratamientos, pero en la segunda, el grado de infestación difirió entre tratamientos.

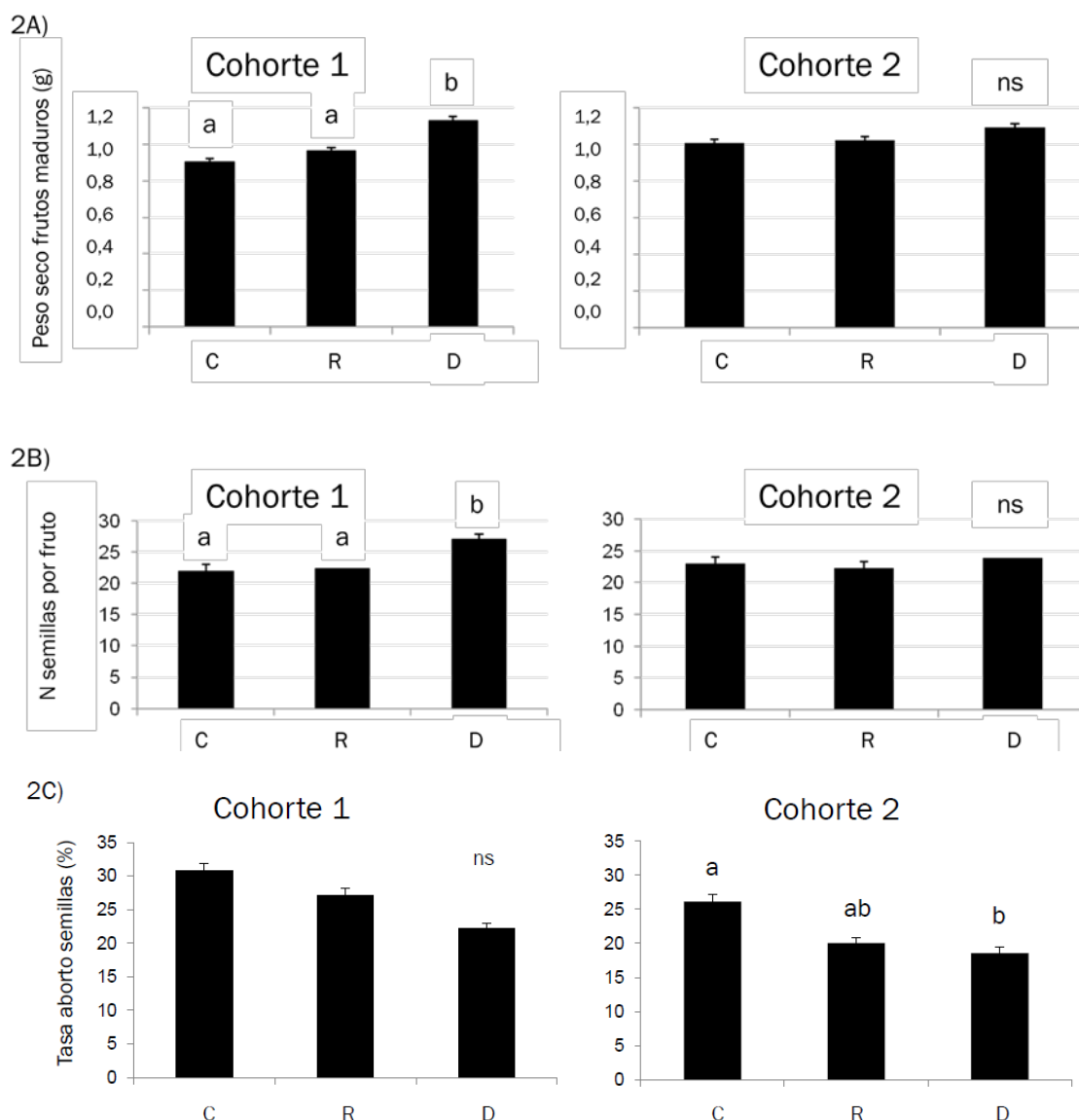


Figura 2. Media ($\pm$ error estándar) del (a) peso seco de los frutos maduros, (b) número de semillas por fruto y (c) tasa de aborto de semillas por fruto para los diferentes tratamientos (C, control; R, resalveo; D, resalveo con desbroce del sotobosque) para las dos cohortes estudiadas (1: 2007-2008; 2: 2008-2009). Las distintas letras indican las diferencias significativas existentes (post-hoc test Tukey; $p < 0,05$).

5. Discusión

Este estudio muestra que el resalveo en el monte bajo de *A. unedo* que ha regenerado después de un incendio no modifica la producción de frutos a nivel individual ni de parcela. No obstante, los individuos de *A. unedo* que experimentaron el resalveo y el desbroce del sotobosque produjeron frutos con un peso seco superior y con un mayor número de semillas desarrolladas que los madroños de las parcelas control o de las parcelas sólo resalveadas. El resalveo acompañado del desbroce del sotobosque, puede mejorar el peso de los frutos y el banco de semillas a corto plazo a nivel individual, probablemente debido a que este tratamiento combinado libera recursos y reduce la competencia. Por lo tanto, a corto plazo y a nivel individual, los recursos liberados por el tratamiento combinado

bastaron para estimular el crecimiento de los rebrotes (QUEVEDO, L. et al., 2013) sin comprometer la reproducción.

Aunque los tratamientos no incrementaron la producción de frutos por individuo, estos mejoraron algunas de sus características básicas, hecho que implica que éstos podrían también mejorar la capacidad de la especie para establecer nuevas plántulas. Los frutos de *A. unedo* son dispersados por endozoocoria (HERRERA, C. 1998), y el tamaño del fruto es uno de los aspectos principales utilizados por las aves y mamíferos para seleccionarlos (HERRERA, C.M. et al., 1994). Por lo tanto, los frutos de mayor peso pueden ser más atractivos para la fauna y probablemente mejor dispersados. Este hecho, y el que los frutos producidos por árboles en las parcelas tratadas contienen más semillas desarrolladas, puede implicar que los tratamientos utilizados en este trabajo podrían dar lugar a un mayor número de semillas germinadas y por lo tanto, unos niveles superiores de establecimiento de *A. unedo*. El hallazgo de que los tratamientos no mejoran la producción individual de frutos contrasta con los hallazgos en estudios sobre otras especies mediterráneas que coexisten con *A. unedo*. Por ejemplo, en el caso del pino albar (*P. halepensis*) se ha demostrado que el clareo en áreas de alta densidad incrementa el número de nuevas piñas producidas por individuo (GONZÁLEZ-OCCHOA, A.I. et al., 2004; VERKAİK, I. & ESPELTA, J.M. 2006). En el género *Quercus*, el resalveo puede dar lugar a una mayor producción de bellotas por individuo (*Quercus rubra*, HEALY, W.M. et al., 1999; *Q. ilex* y *Q. x cerrioides*, ESPELTA, J.M. et al., 2007). Al mismo tiempo, las parcelas tratadas y las parcelas control tuvieron niveles similares de biomasa seca de frutos por hectárea, hecho que contrasta con el incremento inducido por los tratamientos del peso de los frutos y número de semillas a nivel individual. Desafortunadamente, no tenemos una explicación para estas diferencias a nivel de escala relacionadas con los tratamientos en cuanto a la biomasa de frutos y al número de semillas por hectárea. Aunque la densidad de árboles era similar entre tratamientos y no había diferencias significativas entre tratamientos en el porcentaje de árboles con frutos ni en la producción promedio de frutos por árbol, un porcentaje ligeramente superior de árboles produjeron frutos en las parcelas control (media $\pm$ error estándar: $72,5 \pm 3,4$, $64,2 \pm 9,5$, y $70,8 \pm 2,9$ para las parcelas C, R y D respectivamente, en 2008). De todas formas, a nivel de toda la masa forestal no había diferencias significativas entre tratamientos en términos de biomasa de frutos por hectárea.

Las diferencias entre las parcelas tratadas y las parcelas control que fueron detectadas para la primera cohorte no se repitieron en la segunda cohorte. La producción de flores y frutos fue globalmente inferior para la segunda cohorte (Figura 1). Este efecto es probablemente debido a los altos niveles de infestación por orugas (*E. chrysorrhoea* L.) experimentados en la segunda cohorte, especialmente en las parcelas resalveadas y con desbroce del sotobosque. Las orugas de esta especie, cuando están en diapausa embrionaria, se alimentan de las hojas del madroño (FRAGO, E. et al., 2010). Este hecho podría explicar por qué las parcelas que experimentaron el resalveo con el desbroce del sotobosque fueron más infestadas por orugas: el crecimiento de los rebrotes fue superior en estas parcelas (QUEVEDO, L. et al., 2013). Tasas de crecimiento superiores implican más hojas y tallos tiernos, que son la principal fuente de alimento de estas orugas (CONESA, J.A. 2000). En consecuencia, parece que estas orugas afectaron negativamente la capacidad reproductiva de *A. unedo*. Se ha observado como otras orugas tienen efectos negativos similares, tanto en el crecimiento como en la reproducción, en otras especies arbóreas; por ejemplo, *Tortrix viridana* L. afecta negativamente a *Q. ilex* (SORIA, S. Y NOTARIO, A. 1990) y *Thaumetopoea pityocampa* afecta negativamente a *Pinus sylvestris* ex. *nevadensis* (HÓDAR, J.A. et al., 2003). Aunque el tratamiento combinado pueda dañar a *A. unedo* incrementando los niveles de infestación, no tiene aparentemente un efecto sobre el crecimiento (QUEVEDO, L. et al., 2013); de todas maneras, podría ser responsable de la menor capacidad reproductiva de la segunda cohorte. Es importante remarcar que, aunque las parcelas que experimentaron el tratamiento combinado tuvieron los mayores niveles de infestación, la cantidad de frutos, el peso y la cantidad de semillas desarrolladas no variaron respecto los de las parcelas control. Si las orugas no hubieran estado presentes, es posible que el tratamiento combinado hubiera mejorado la reproducción en la segunda cohorte aún más.

El hecho de que los tratamientos no reducen (o incluso mejoran ligeramente) ni la floración ni la biomasa de frutos de *A. unedo* a nivel de masa forestal en su conjunto tiene dos implicaciones clave. Primero, a escala de población estos tratamientos pueden promover el establecimiento de plántulas

dentro de una comunidad o en áreas cercanas a través de la dispersión de los frutos por parte de la fauna (HERRERA, C.M. et al., 1994), aumentado la variabilidad genética de la población. Trabajos que se están desarrollando en la zona de estudio muestran una tasa de establecimiento de unas 225 plántulas por hectárea en un periodo de 10 años. En segundo lugar, se mantiene el acceso de la fauna de la zona a una fuente segura de alimento clave. Por un lado, las flores de *A. unedo* representan una fuente importante de polen y néctar para diferentes grupos de polinizadores que están activos en otoño, cuando hay pocas plantas floreciendo (PICÓ, F.X. Y RETANA, J. 2001). Por otro lado, la presencia de los frutos carnosos producidos por el madroño, que contienen altos niveles de carbohidratos, actúan como importante fuente de alimento (BARROS, L. et al., 2010), especialmente para mamíferos (VIRGÓS, E. et al., 2010) y aves (HERRERA, C. 1998).

6. Conclusiones

En este trabajo hemos demostrado que el resalveo acompañado del desbroce del sotobosque, incluso aplicado 12 años después de un incendio, mejora algunos aspectos de la producción de flores y frutos de *A. unedo*. En consecuencia, estas prácticas de gestión post incendio, que juegan un papel clave en la mejora de la estructura vertical del monte bajo de *A. unedo* y reducen el riesgo de incendio (QUEVEDO, L. et al., 2013), son además adecuadas desde el punto de vista de la reproducción del madroño. Probablemente, estos tratamientos podrían ser adecuados para otras especies rebrotadoras con características similares.

7. Agradecimientos

Agradecemos la ayuda de Mercè Font en el trabajo de campo y de Alba Lázaro-González y Maria Alba Requesens en el trabajo de laboratorio. Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto Consolider- Ingenio Montes (CSD2008-00040) del Ministerio de Ciencia e Innovación. X.A. contó con el apoyo del Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico de Brasil (CNPq PDS-167533/2013-4).

8. Bibliografía

ARIANOUTSOU-FARAGGITAKI, M.; DIAMANTOPOULOS, J.; 1985. Comparative phenology of five dominant plant species in maquis and phrygana ecosystems in Greece. *Phyton (Austria)* 25 77–85.

ARNAN, X.; RODRIGO, A.; RETANA, J.; 2007. Post-fire regeneration of Mediterranean plant communities at a regional scale is dependent on vegetation type and dryness. *J. Veg. Sci.* 18 111–122.

ARNAN, X.; QUEVEDO, L.; RODRIGO, A.; 2013. Forest fire occurrence increases the distribution of a scarce forest type in the Mediterranean basin. *Acta Oecol.* 46 39–47.

BARROS, L.; CARVALHO, A.M.; MORAIS, J.S.; FERREIRA, I.; 2010. Strawberry-tree, blackthorn and rose fruits: detailed characterisation in nutrients and phytochemicals with antioxidant properties. *Food Chem.* 120 247–254.

CONESA, J.A.; 2000. Altres aprofitaments forestals. Edicions de la Universitat de Lleida, Lleida.

DE LAS HERAS, J.; MOYA, D.; VEGA, J.A.; DASKALAKOU, E.; VALLEJO, V.R.; GRIGORIADIS, N.; TSITSONI, T.; BAEZA, J.; VALDECANTOS, A.; FERNÁNDEZ, C.; ESPELTA, J.M.; FERNANDES, P.;

2012. Post-fire management of serotinous pine forests. En: MOREIRA, F.; ARIANOUTSOU, M.; CORONA, P.; DE LAS HERAS, J.; (eds.): Post-fire Management and Restoration of Southern European Forests, Managing Forest Ecosystems Series, vol. 24 121–159. Springer. New York.

ESPELTA, J.M.; BONFIL, C.; RETANA, J.; 2007. Respuesta a la reiteración de perturbaciones del monte bajo de encina y roble y posibles tratamientos de mejora. *Cuadernos Soc. Esp. Cienc. For.* 21 37–42.

ESPELTA, J.M.; BARBATI, A.; QUEVEDO, L.; TÁRREGA, R.; NAVASCUÉS, P.; BONFIL, C.; PEGUERO, G.; FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, M.; RODRIGO, A.; 2012. Post-fire management of Mediterranean broadleaved forests. En: MOREIRA, F.; ARIANOUTSOU, M.; CORONA, P.; DE LAS HERAS, J.; (eds.): Post-fire Management and Restoration of Southern European Forests, Managing Forest Ecosystems Series, vol. 24 171–194. Springer. New York.

FRAGO, E.; GUARA, M.; PUJADE-VILLAR, J.; SELFA, J.; 2010. Winter feeding leads to a shifted phenology in the browntail moth *Euproctis chrysorrhoea* on the evergreen strawberry tree *Arbutus unedo*. *Agr. Forest. Entomol.* 12 381–388.

GONZÁLEZ-OCHOA, A.I.; LÓPEZ-SERRANO, F.R.; DE LAS HERAS, J.; 2004. Does post-fire forest management increase tree growth and cone production in *Pinus halepensis*? *Forest Ecol. Manag.* 188 235–247.

GRATANI, L.; GUIA, E.; 2002. Changes in morphological and physiological traits during leaf expansion of *Arbutus unedo*. *Environ. Exp. Bot.* 48 51–60.

HEALY, W.M.; LEWIS, A.M.; BOOSE, E.F.; 1999. Variation of red oak acorn production. *Forest Ecol. Manag.* 116 1–11.

HERRERA, C.; 1998. Long-term dynamics of Mediterranean frugivorous birds and fleshy fruits: a 12-year study. *Ecol. Monogr.* 68 (4) 511–538.

HERRERA, J.; 2004. Biología de la reproducción de las plantas en el Monte Mediterráneo. En: Herrera, C.M.; (eds.): El monte mediterráneo en Andalucía 21–27. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.

HERRERA, C.M.; JORDANO, P.; LÓPEZ-SORIA, L.; AMAT, J.; 1994. Recruitment of a mastfruiting, bird-dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. *Ecol. Monogr.* 64 (3) 315–344.

HÓDAR, J.A.; CASTRO, J.; ZAMORA, R.; 2003. Pine processionary *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biol. Conserv.* 110 123–129.

MINISTERIO DE AGRICULTURA, DIRECCIÓN GENERAL DE LA PRODUCCIÓN AGRARIA; GENERALITAT DE CATALUNYA; 1980. Mapa de Cultivos y Aprovechamientos a Catalunya. http://mediambient.gencat.net/cat/el_departament/cartografia/fitxes/mca (acceso enero 2014).

MOREIRA, F.; VIEDMA, O.; ARIANOUTSOU, M.; CURT, T.; KOUSIAS, N.; RIGOLOT, E.; BARBATI, A.; CORONA, P.; VAZ, P.; XANTHOPOULOS, G.; MOUILLOT, F.; BILGILI, E.; 2011. Landscape-wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management. *J. Environ. Manage.* 92 2389–2402.

OBESO, J.R.; 2002. The costs of reproduction in plants. *New Phytol.* 155 321–348.

PICÓ, F.X.; RETANA, J.; 2001. The flowering pattern of the perennial herb *Lobularia maritima*: an unusual case in the Mediterranean basin. *Acta Oecol.* 22 209–217.

QUEVEDO, L.; RODRIGO, A.; ESPELTA, J.M.; 2007. Post-fire resprouting ability of 15 nondominant shrub and tree species in Mediterranean areas of NE Spain. *Ann. Forest Sci.* 64 883–890.

QUEVEDO, L.; ARNAN, X.; RODRIGO, A.; 2013. Selective thinning of *Arbutus unedo* coppices following fire: effects on growth at the individual and plot level. *Forest Ecol. Manag.* 292 56–63.

R DEVELOPMENT CORE TEAM; 2008. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <[http:// www.R-project.org](http://www.R-project.org)>, ISBN 3-900051-07-0.

RODRIGO, A.; RETANA, J.; PICÓ, F.X.; 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology* 85 716–729.

RODRIGO, A.; ARNAN, A.; RETANA, J.; 2012. Relevance of soil seed bank and seed rain to immediate seed supply after a large wildfire. *Int. J. Wildland Fire* 21 449–458.

RODRÍGUEZ-CALCERRADA, J.; PÉREZ-RAMOS, I.; OURCIVAL, J.M.; LIMOUSIN, J.M.; JOFFRE, R.; RAMBAL, S.; 2011. Is selective thinning an adequate practice for adapting *Quercus ilex* coppices to climate change? *Ann. For. Sci.* 68 575–585.

SEALY, J.R.; WEBB, D.A.; 1950. *Arbutus unedo* L. *J. Ecol.* 38 (1) 223–236.

SORIA, S.; NOTARIO, A.; 1990. *Tortrix viridana* L. (LepidópteroTortricidae) una plaga de las encinas de problemático control. *Boletín Sanidad Vegetal Plagas* 16 247– 262.

VERKAİK, I.; ESPELTA, J.M.; 2006. Post-fire regeneration thinning, cone production, serotiny and regeneration age in *Pinus halepensis*. *Forest Ecol. Manag.* 231 155– 163.

VIRGÓS, E.; CABEZAS- DÍAZ, S.; MANGAS, J.G.; LOZANO, J.; 2010. Spatial distribution models in a frugivorous carnivore, the stone marten (*Martesfoina*): is the fleshyfruit availability a useful predictor? *Anim. Biol.* 60 423–436.