



EEI 2017
ACTAS del
V Congreso Nacional
sobre
Especies Exóticas Invasoras

Invasiones Biológicas: Avances 2017

Girona, 16-18 de Octubre de 2017

INVASIONES BIOLÓGICAS: AVANCES 2017

ACTAS DE “EEI 2017” V CONGRESO NACIONAL SOBRE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Como citar esta publicación

GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2018) Invasiones Biológicas: avances 2017. Actas del 5º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras “EEI 2017”. GEIB, Serie Técnica N. 118 pp.

Como citar artículos o textos específicos:

Arán D, García-Duro J, Casal M & Reyes O (2018) Producción de semillas y germinación de *Cortaderia selloana* en relación con el fuego. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2018) Invasiones Biológicas: avances 2017. Pp. 5-8. Actas del 5º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras “EEI 2017”. GEIB, Serie Técnica N. 118 pp.

Diseño y maquetación: Laura Capdevila-Argüelles (GEIB)

Portada: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas

Publicación *online*: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. C/ Tarifa 7 Navatejera 24193 León (España). Geib.org@gmail.com

Nuestro más sincero agradecimiento a todos los participantes, miembros de los diversos comités, y a todas las personas que, de una manera u otra, han demostrado su apoyo a la 5ª edición del Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Gracias por vuestra implicación y aportaciones en la lucha contra las invasiones biológicas.

Sin todos vosotros, esto no sería posible.

GEiB

Esta publicación puede ser reproducida con fines educativos u otros fines no lucrativos, citando siempre y de forma adecuada la fuente.



INDICE

PRODUCCIÓN DE SEMILLAS Y GERMINACIÓN DE <i>CORTADERIA SELLOANA</i> EN RELACIÓN CON EL FUEGO.....	5
GERMINACIÓN DE <i>A. DEALBATA</i> , <i>A. LONGIFOLIA</i> , <i>A. MEARNSII</i> Y <i>A. MELANOXYLON</i> EN RELACIÓN CON LOS FACTORES DE FUEGO: HUMO Y CENIZA.....	9
PAPEL DE LAS ALTAS TEMPERATURAS DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA GERMINACIÓN DE 4 ESPECIES DEL GÉNERO <i>ACACIA</i>	13
EFFECTO DEL HUMO, EL CARBÓN Y LA CENIZA EN LA RESPUESTA GERMINATIVA DE <i>ASTER SQUAMATUS</i> Y <i>BUDDLEJA DAVIDII</i>	18
RESPUESTA DEL AILANTO A LA INFECCIÓN CON HONGOS PATÓGENOS DEL ENTORNO.....	24
UTILIZACIÓN DE HONGOS SAPRÓFITOS EN LA LUCHA CONTRA <i>AILANTHUS ALTISSIMA</i> Y <i>ACACIA DEALBATA</i>	37
EVIDENCIA DE CONTROL DEL REBROTE EN <i>AILANTHUS ALTISSIMA</i> POR INOCULACIÓN DE HONGOS.....	47
LA INVASIÓN DE <i>CORBICULA</i> SPP. EN LOS CANALES DEL EBRO EN ZARAGOZA. ¿PODRÍA RELACIONARSE CON LA DESAPARICIÓN DE <i>MARGARITIFERA AURICULARIA</i> Y OTRAS NÁYADES?.....	49
METODOLOGÍA PARA LA APLICACIÓN DE ROTENONA COMO PISCICIDA EN UN MEDIO FLUVIAL TÍPICAMENTE MEDITERRÁNEO.....	57
SITUACIÓN Y GESTIÓN DEL GALÁPAGO DE FLORIDA Y LOS GALÁPAGOS AUTÓCTONOS EN EL VALLE MEDIO DEL EBRO Y LA RESERVA NATURAL DE LOS GALACHOS.....	84
GESTIONAR LA FLORA EXÓTICA EN TIEMPOS DE CRISIS: EL CASO DE ARAGÓN.....	91
UNA NUEVA APROXIMACIÓN A LA ESTIMACIÓN DEL RIESGO DE INVASIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS A ESCALA NACIONAL.....	107
APLICACIÓN MULTIPLATAFORMA "EEIKO" PARA EL CONTROL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS.....	116
CONCLUSIONES DE "EEI 2017".....	118

Producción de semillas y germinación de *Cortaderia selloana* en relación con el fuego

ARÁN D¹, GARCÍA-DURO J², CASAL M² & REYES O^{2*}

1.Dpto. de Edafología e Química Agrícola. Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

2.Área de Ecoloxía, Dpto. de Bioloxía Funcional, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

Palabras clave: producción de semillas, comportamiento germinativo, humo, calor, ceniza, *Cortaderia selloana*.

RESUMEN

Entre las especies invasoras que causan problemas graves en los ecosistemas se encuentran un gran número de especies del género *Cortaderia* (Global Invasive Species Database 2015). Sus efectos más graves son la alteración de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, y la homogenización del paisaje (Lorenzo et al. 2010). El objetivo principal de este trabajo es conocer la biología reproductiva de *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn para tener una base científica de las propuestas metodológicas de control y erradicación de la especie en áreas donde es invasora. Para ello se localizaron 8 individuos femeninos de esta especie y se tomaron medidas en campo de su cobertura y número de panículas. En laboratorio se midieron 14 panículas recogidas aleatoriamente en los 8 individuos, se contaron y pesaron las semillas y se calcularon las correlaciones entre distintas variables biométricas. También en laboratorio se analizó la respuesta germinativa de las semillas de las flores femeninas de *C. selloana* frente a los principales agentes de fuego: humo, ceniza y calor. Algunos de estos agentes estimulan mucho su germinación, sin embargo otros la inhiben totalmente, por lo que podrían usarse para su control. Esta especie es una buena colonizadora de áreas quemadas porque su germinación es enormemente estimulada por la ceniza, sin embargo el fuego directo no favorece su germinación pues el humo y el calor producen poca o ninguna estimulación

ABSTRACT

Among the invasive species that cause serious damages in ecosystems there is a high number of species of the *Cortaderia* genus (Global Invasive Species Database 2015). Their deepest negative effects are the alteration of ecosystem structure and functioning, and the homogenization of the landscape (Lorenzo et al. 2010). The main objective in this work is to know the reproductive biology of *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn to have a scientific basis for the control and eradication of the species where it is an invader. Thus, 8 female plants of this species were located and their cover and the number of panicles were measured. At the lab, 14 panicles randomly selected from the 8 individuals were measured, seeds were counted and weighted and the correlations between the different biometric variables were measured. At the lab as well, the germinative response of seeds from *C. selloana* female flowers under the main fire factors (smoke, ash and heat) was tested. Some of those factors stimulate their germination; nevertheless other totally suppress it, so they could be used for their control. This species is a good colonizer in burnt areas because its germination is strongly stimulated by ash; however, direct fire does not promote its germination because smoke and heat produce low or none germination.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad está siendo alterada principalmente por dos componentes del Cambio global: el cambio de usos del suelo y la introducción de especies invasoras (Domènech et al. 2005). Entre las especies invasoras más dañinas que han invadido la Península Ibérica está *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn. Se trata de un hierba grande, hemicriptófita, que invade terrenos libres de

competencia, entre ellos los terrenos recién quemados (Arianoutsou y Vilà 2012). *C. selloana* está causando daños en los ecosistemas y tiene una fuerte repercusión en los de la zona mediterránea (Pausas et al. 2006).

Debido a que *C. selloana* invade muchas veces áreas quemadas nos hemos propuesto este trapajo para profundizar en el conocimiento de la biología reproductiva de *C. selloana* en relación con el fuego y los objetivos concretos fueron los siguientes: 1) determinar la cantidad de semillas producida anualmente por individuos de esta especie y relacionarla con la cobertura de los individuos y medidas biométricas de las inflorescencias y 2) conocer la respuesta germinativa frente a los principales agentes de fuego: humo, ceniza y calor.

MATERIAL Y MÉTODOS

En un terreno colonizado por *C. selloana* en los alrededores de Santiago de Compostela se localizaron 8 individuos femeninos y se tomaron medidas en campo de su diámetro mayor y menor. La medida de cobertura se obtuvo multiplicando uno por otro. Se contó el número de infrutescencias, adelante plumas, que presentaba cada individuo y se recogieron aleatoriamente 14 para registrar las medidas. En laboratorio, se midieron y pesaron las plumas con y sin semillas. También se pesaron las semillas y se contaron 100 semillas para determinar su peso individual. Se extrajeron correlaciones entre distintas variables biométricas y se calculó el número de semillas por pluma y por individuo.

Con una muestra de las semillas recogidas se analizó la respuesta germinativa de *C. selloana* frente a los principales agentes de fuego: humo, ceniza y calor. Los tres agentes fueron obtenidos quemando porciones de *Cortaderia*. Los tratamientos de humo (Humo-5min, Humo-10min y Humo-15min) consistieron en someter a las semillas de *C. selloana* a una atmósfera saturada de humo durante 5, 10 o 15 min. Se siguió la metodología de De Lange y Boucher (1990) para generar el humo. Los tratamientos de ceniza fueron tres: Ceniza-Baja, Ceniza-Media y Ceniza-Alta y corresponden con los ensayos anteriormente (Reyes et al. 2015). Los tratamientos de calor fueron 8 combinaciones de temperatura y tiempo de exposición muy probables en incendios forestales (Reyes et al. 2015). Se realizó un tratamiento Control con semillas no sometidas a ninguno de los agentes de fuego. Cada tratamiento fue replicado 5 veces y cada réplica consistió en 25 semillas sembradas en placa Petri de 9cm de diámetro sobre doble capa de papel de filtro. Las semillas fueron incubadas durante 45 días en cámara fitotrón con un fotoperiodo de 16 horas de luz a 24°C y 8 horas de oscuridad a 16°C.

Se determinó el porcentaje de germinación final y se realizaron Análisis de la Varianza para detectar posibles diferencias entre el Control y los tratamientos. Los datos se transformaron con la fórmula $y=x^{1/2}$ para acercarlos a la Normalidad y se aplicó el test a posteriori de Duncan para conocer que tratamientos fueron los responsables de las diferencias significativas. Se asumió que los tratamientos con valor cero son distintos de los demás y no se incluyeron en el análisis.

RESULTADOS

Características biométricas

Se obtuvo un promedio de 51.37 inflorescencias (plumas)/ planta de *Cortaderia* y 54662.77 semillas/pluma, lo cual supone $2.8 \cdot 10^6$ semillas/planta. El peso medio de las semillas fue de $149.56 \cdot 10^{-6} \pm 13.318 \cdot 10^{-6}$ g. A medida que aumenta el peso y la longitud de las plumas aumenta el peso de las semillas que contienen. La correlación entre el peso de las plumas y el peso medio de las semillas de cada pluma obtuvo un $R^2=0.5184$ y un valor próximo, $R^2=0.5757$, fue obtenido al comparar el peso de las semillas con la longitud de las plumas (Fig.1). El número de plumas aumentó linealmente a medida que aumentó la cobertura de los individuos (Fig.2A) y el peso de las plumas aumentó exponencialmente a medida que aumentó la longitud de las plumas (Fig. 2B), alcanzando un $R^2=0.9325$.

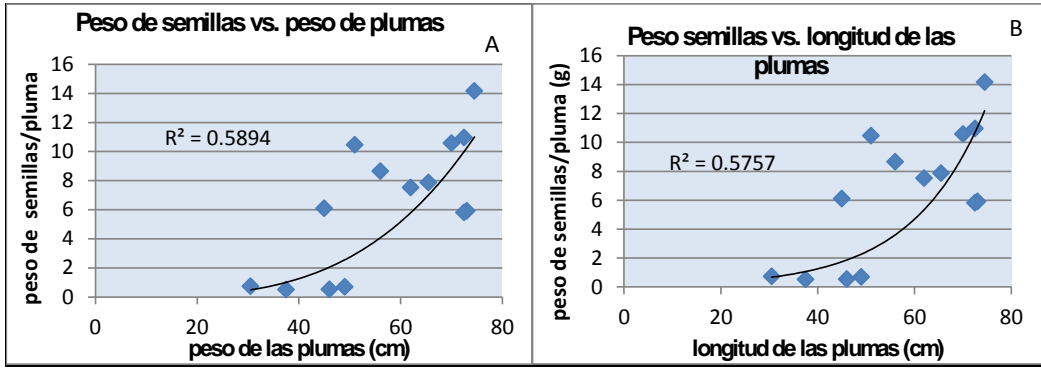


Figura 1. Correlaciones entre el peso de las semillas por pluma y el peso de las plumas y entre el peso de las semillas y la longitud de las plumas de *C. selloana*.

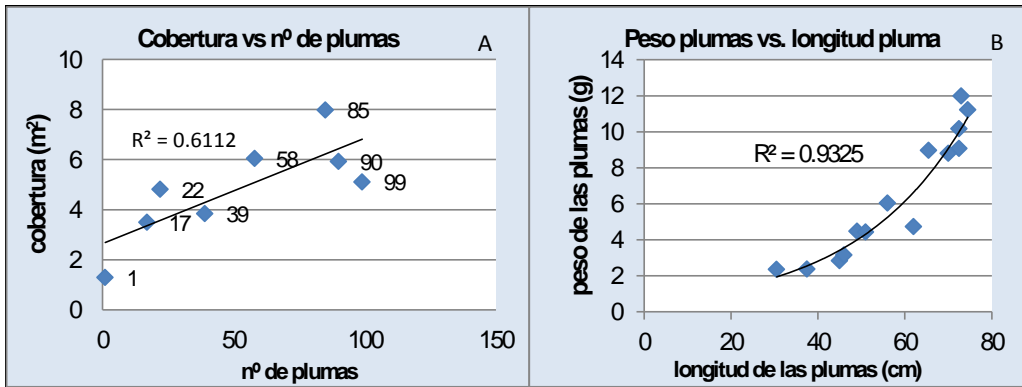


Figura 2. Correlación entre la cobertura de las plantas de *C. selloana* y la longitud de sus plumas (A) y entre el peso y la longitud de las plumas (B).

Germinación

C. sellonana presentó una germinación control baja, 5.6% (Fig.3). El ANOVA detectó diferencias significativas entre los tratamientos ($P > 0.001$). El humo mantuvo la germinación en porcentajes bajos, variando entre 1.6% con Humo-10min y Humo-15min y 4% con el tratamiento Humo 15%. El humo no modificó significativamente la germinación. Los tratamientos de calor, a excepción de 80°C-5min, inhibieron totalmente la germinación. Con 80°C-5min la germinación se mantuvo en los niveles del Control. Por último, los tratamientos de ceniza estimularon mucho la germinación de *C. selloana*. Con Ceniza-Baja y Ceniza-Alta la germinación control se multiplicó por 7.5 y 6.4 respectivamente.

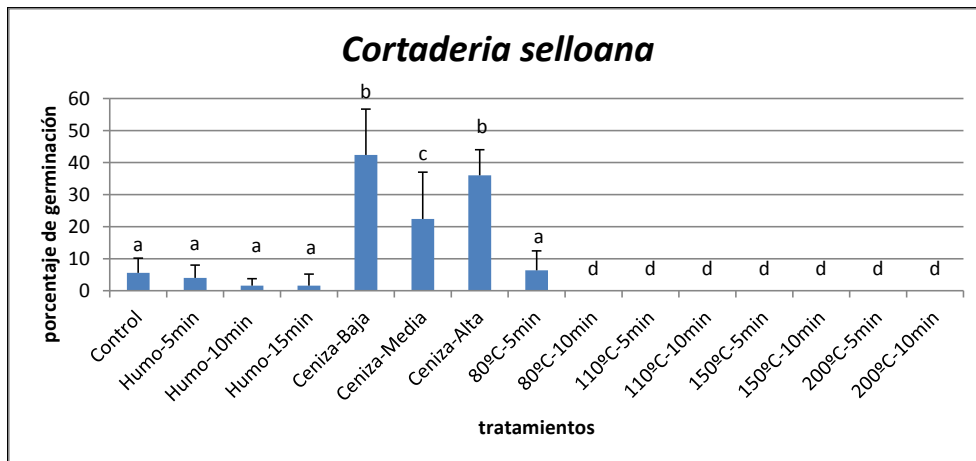


Figura 3. Porcentajes de germinación y SD alcanzados con diferentes agentes de fuego (humo, ceniza y calor) y diferentes niveles de cada agente. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre los tratamientos.

DISCUSIÓN

C. selloana produce un gran número de semillas fácilmente dispersables por el viento, en nuestra población atlántica unas 54000 semillas por planta. Este valor es mucho mayor que el encontrado por Saura-Mas y Lloret (2005) en ecosistemas mediterráneos. Probablemente el clima influya en el tamaño de los individuos, el número de inflorescencias y de semillas. Cada individuo de la población estudiada suele presentar alrededor de 50 inflorescencias, estando la cantidad de inflorescencias relacionada positivamente con el tamaño de los individuos. El peso de las semillas también es mayor en las plumas más largas. Todos estos atributos le confieren un carácter muy invasivo.

En ausencia de fuego la germinación de *C. selloana* en la población estudiada fue escasa, aunque en otras poblaciones puede llegar hasta un 90% (Domenech y Vilà 2008). Esta especie es una buena colonizadora de espacios recién perturbados (Pausas et al. 2006). El fuego favorece la expansión de esta especie porque abre espacios libres de competencia susceptibles de ser colonizados (Arianoutsou y Vilà 2012) y además en este trabajo comprobamos que su germinación es enormemente estimulada por la ceniza de los incendios. Este comportamiento podría ser debido a la alta eficiencia que tiene *C. selloana* para absorber nutrientes, especialmente N y P (Vourlitis y Kroon (2017)). Sin embargo sus semillas no resisten el calor ni tampoco el humo que se genera durante los incendios. Por lo tanto, el fuego no la favorece directamente pero sí indirectamente, pues crea escenarios post-incendio con grandes cantidades de ceniza y libres de competencia, condiciones ideales para la invasión de *C. selloana*.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue llevado a cabo dentro del Proyecto 10MDS200007PR, financiado por la Xunta de Galicia y el proyecto AGL2013-48189-C2-2-R financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y los fondos FEDER.

BIBLIOGRAFÍA

- Arianoutsou M, Vilà M (2012) Fire and Invasive Plant Species in the Mediterranean Basin. *Israel Journal of Ecology & Evolution*. 58:2-3.
- De Lange J & Boucher C (1990) Autecological studies on *Audouinia capitata* (Bruniaceae). I. Plant-derived smoke as a seed germination cue. *S Afr J Bot* 56:700–702
- Domènech R & Vilà M (2008) *Cortaderia selloana* seed germination under different ecological conditions. *Acta Oecologica* 33:93 – 96. doi:10.1016/j.actao.2007.09.004
- Domènech R, Vilà M, Pino J, Gesti J (2005), Historical land-use legacy and *Cortaderia selloana* invasion in the Mediterranean region. *Global Change Biology*, 11: 1054–1064. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.00965.x
- Global Invasive Species Database. 2017. Disponible en: <http://www.iucngisd.org/gisd/>
- Pausas JG, Lloret F, Vilà M (2006) Simulating the effects of different disturbance regimes on *Cortaderia selloana* invasion. *Biological conservation* 128: 128-135 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.022>
- Saura-Mas S, Lloret F (2005) Wind effects on dispersal patterns of the invasive alien *Cortaderia selloana* in Mediterranean wetlands. *Acta Oecologica* 27:129–133.
- Vourlitis GL, Kroon J (2017) Growth and Resource Use of the Invasive Grass, Pampasgrass (*Cortaderia selloana*), in Response to Nitrogen and Water Availability *Weed Science* 61: 117-125 DOI: <https://doi.org/10.1614/WS-D-11-00220.1>

Germinación de *A. dealbata*, *A. longifolia*, *A. mearnsii* y *A. melanoxylon* en relación con los factores de fuego: humo y ceniza

GAGO R¹, ARÁN D², GARCÍA-DURO J¹, CASAL M¹ & REYES O^{1*}

1.Área de Ecología, Dpto. de Biología Funcional, Facultad de Biología, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

2.Spto. de Edafología e Química Agrícola. Facultad de Biología, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

Palabras clave: humo, ceniza, germinación, *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia*, *Acacia mearnsii*, *Acacia melanoxylon*.

RESUMEN

El género *Acacia* es uno de los que más problemas de invasión produce. En España cuatro de las especies de *Acacia* con mayor área de distribución son: *Acacia dealbata* Link, *Acacia longifolia* (Andrews) Wild, *Acacia mearnsii* Wild y *Acacia melanoxylon* R. Br. Las especies estudiadas aquí son originarias de Australia y Tasmania, y actualmente están introducidas en todos los continentes y consideradas como especies exóticas invasoras en muchos países. Los incendios forestales suelen contribuir a la expansión de las especies de *Acacia*, por ello este trabajo se centró en analizar el papel de dos factores de fuego, humo y ceniza, en la germinación de las semillas de estas cuatro especies, y buscar herramientas que puedan ser incluidas en planes de control de estas especies. Se ensayaron 3 tratamientos de humo (Humo-5min, Humo-10min y Humo-15min), 3 tratamientos de ceniza (Ceniza-Baja, Ceniza-Media, y Ceniza-Alta) para comparar con un grupo de semillas Control. Los resultados obtenidos fueron diferentes dependiendo de las especies. La germinación de *A. dealbata* resultó inhibida por los 3 tratamientos de ceniza y 2 de humo. En *A. longifolia* el tratamiento Ceniza-Media inhibió la germinación mientras que los demás no se diferenciaron significativamente del Control. Los tratamientos de humo y de ceniza no modificaron significativamente la germinación Control de *A. melanoxylon* ni de *A. mearnsii*.

ABSTRACT

Acacia is one of the genera which cause more invasion-related problems. The four Acacia species most widely distributed in Spain are: *Acacia dealbata* Link, *Acacia longifolia* (Andrews) Wild, *Acacia mearnsii* Wild y *Acacia melanoxylon* R. Br. The species herein studied are native to Australia and Tasmania, they got introduced in all the continents and they are considered allochthonous invasive species in many countries. Forest fires usually promote the expansion of Acacia species, thus, this work focuses on analysing the role of two fire factors, smoke and ash, in the germination of seeds of these four species, and searching tools that can be included within the control planning of these species. Treatments tested were 3 treatments of smoke exposure (Smoke-5min, Smoke-10min and Smoke-15min) and 3 treatments of ash addition (Ash-Low, Ash-Intermediate, and Ash-High) which were compared with a Control group of seeds. Results differed among species. *A. dealbata* germination was inhibited by the three treatments of ash and two treatments of smoke. The treatment Intermediate-Ash inhibited the germination of *A. longifolia*; the other treatments did not significantly differ from Control. Smoke and Ash treatments did not significantly modified the germination of *A. melanoxylon* and *A. mearnsii*.

INTRODUCCIÓN

Los cambios de los regímenes de fuego junto con la pérdida de plantas nativas genera oportunidades para las nuevas especies, entre ellas las especies exóticas invasoras (EEI), de colonizar y ser dominantes en una nueva área, estableciendo un mecanismo de retroalimentación positivo entre las EEI y

el ciclo del fuego, donde las plantas invasoras cambian los regímenes del fuego y prosperan en las nuevas condiciones (Brooks et al. 2004; D'Antonio, 2000).

Uno de los problemas más importantes de las acacias invasoras, es que la pérdida de biodiversidad compitiendo y superando las especies autóctonas y perturbando el funcionamiento natural de los ecosistemas. Las acacias fijan nitrógeno atmosférico y aumentan los niveles de nitratos en el suelo, y puesto que muchas especies autóctonas no pueden sobrevivir en suelos enriquecidos, las invasoras exóticas no tardan en formar monocultivos uniformes. Destacan entre las acacias más agresivas, *Acacia dealbata* Link, *Acacia longifolia* (Andrews) Wild, *Acacia mearnsii* Wild y *Acacia melanoxylon* R. Br. Hoy en día, estas especies están ampliamente naturalizadas y han llegado a ser un problema ambiental en el Suroeste de Europa (Hussain et al. 2011); donde constituyen una amenaza para las especies nativas y han sido declaradas "invasoras" (Sanz Elorza et al. 2004).

Dentro de los agentes de fuego, dos de los menos estudiados son el humo y la ceniza. Sin embargo, el conocimiento de la respuesta germinativa frente al humo y la ceniza es crucial para interpretar los procesos invasores de las especies exóticas invasoras. Por esta razón este trabajo se centró en estudiar el efecto de diferentes dosis de humo y de ceniza sobre la germinación de *A. dealbata*, *A. longifolia*, *A. mearnsii* y *A. melanoxylon*.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las semillas utilizadas en este trabajo fueron recogidas en diferentes localizaciones próximas a Santiago de Compostela durante la época de maduración y dispersión de las semillas.

Los tratamientos de humo fueron obtenidos por la exposición de las semillas durante 5, 10 y 15 minutos en una atmósfera saturada con humo siguiendo la metodología de otros autores (Arán et al. 2013, Reyes y Casal 2006, 2015). Los tratamientos de ceniza aplicados fueron Ceniza-Baja (0.027g/placa Petri, 43.5kg/ha), Ceniza-Media (0.055g/placa Petri, 87kg/ha) y Ceniza-Alta (0.11g/placa Petri, 174kg/ha). Estas cantidades corresponden a múltiplos de los datos recogidos por Soto et al. (1997) tras una quema controlada en un matorral atlántico del SO de Europa. Las semillas fueron incubadas en placas Petri en presencia de la respectiva cantidad de ceniza. La ceniza se obtuvo a través de la combustión total y el carbón de la combustión parcial (aproximadamente 20 minutos) del material seco (principalmente ramas y hojas) de la especie seleccionada. La ceniza se separó del carbón con un tamiz de 0,4 mm de luz. A continuación, la ceniza se depositó en las placas.

Se hicieron 5 réplicas de 25 semillas cada una para cada tratamiento. Una vez que se aplicaron todos los tratamientos a las semillas se introdujeron en las cámaras de germinación bajo un fotoperiodo de 16 horas de luz a 24°C y 8 horas de oscuridad a 16°C. Las semillas se mantuvieron en estas condiciones hasta completarse la germinación (varios días sin ninguna semilla germinada en ninguno de los tratamientos). La emergencia de la radícula fue el criterio utilizado para determinar si una semilla había germinado (Côme, 1970). Tres días por semana (Lunes, Miércoles y Viernes) se regaron las placas y se contaron el número de semillas germinadas.

Los datos de porcentaje de germinación, fueron analizados a través del programa estadístico "SPSS versión 20" y el nivel de significación empleado fue de 0,05%. Se realizó un ANOVA para comprobar la existencia de diferencias significativas entre las especies y 4 ANOVAs más para conocer el efecto de los tratamientos en cada especie por separado. Previamente, los datos de *A. longifolia* se transformaron con la fórmula $y = x^{1/2}$. En las demás especies la transformación no fue necesaria.

RESULTADOS

Cada una de estas cuatro especies de Acacia presentaron germinaciones control muy diferentes entre sí y el ANOVA aplicado detecta diferencias altamente significativas entre ellas (Fig. 1, $P < 0.001$). Aplicando el test de Duncan encontramos que las 4 acacias son diferentes entre sí. *A. dealbata* presentó una

germinación Control de 21.6% (Fig.1A), *A. longifolia* de 17.6%(Fig.1B) , *A. mearnsii* de 1.6% (Fig.1C) y *A. melanoxylon* destacó por su alta germinación con un 53.6% (Fig.1D).

Respecto a los tratamientos de humo y ceniza, de las 4 especies estudiadas solamente *A. dealbata* y *A. longifolia* mostraron diferencias significativas entre los tratamientos. En *A. dealbata* Humo-5, Humo-15 y los tres tratamientos de ceniza inhibieron significativamente la germinación ($P<0.034$), solamente Humo-10min no la modificó. En *A. longifolia* Ceniza-Media fue el único tratamiento que inhibió la germinación ($P<0.005$), reduciéndola a la mitad del valor control.

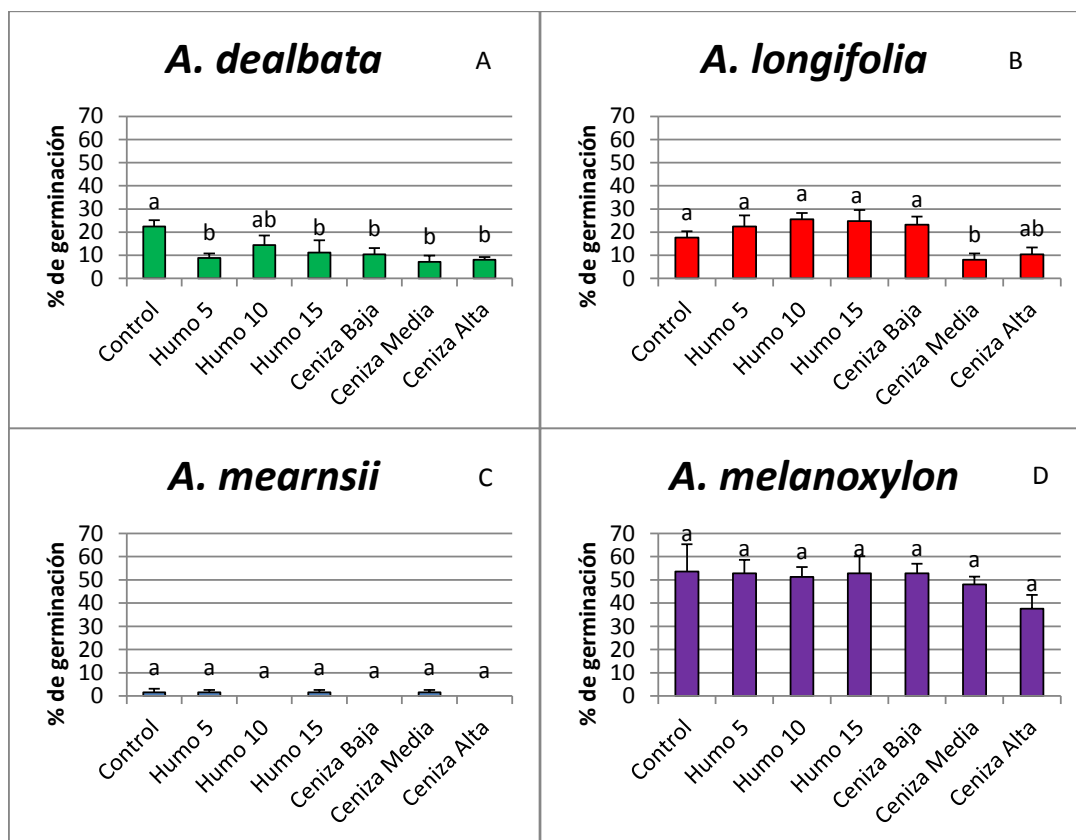


Fig.1. Porcentajes de germinación y ES alcanzados por cada una de las especies de Acacia estudiadas con cada uno de los tratamientos ensayados. Dentro de cada especie los tratamientos significativamente diferentes presentan letras diferentes sobre las barras.

DISCUSIÓN

El humo no modificó la germinación final de las semillas de *A. mearnsii* y de *A. melanoxylon*. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Arán et al. (2013) en *A. melanoxylon* y con los de Kulkarni et al. (2007) en *Acacia hebeclada*, *Acacia mearnsii* y *Acacia robusta* y con el comportamiento del 76 % de las especies estudiadas por Norman et al. (2006) en un bosque del Oeste de Australia. Sin embargo, también hay trabajos en los que se demostró la estimulación de la germinación de especies de Acacia por humo, como Gómez-González et al. (2008) encontraron en *Acacia caven* en Chile. Ellos encontraron estimulaciones muy importantes en la germinación de *A. caven* con 30 minutos de exposición. Probablemente exposiciones de humo más prolongadas habrían producido estimulación en alguna especie más.

La ceniza tendió a producir efectos inhibitorios de la germinación de *A. dealbata* y de *A. longifolia* a medida que aumentamos su concentración. Esta tendencia es consistente con la de Reyes y Casal (2004), Kembell et al. (2010) y Cruz et al. (2017). Según González-Rabanal y Casal (1995), el descenso

en los porcentajes de germinación puede estar relacionado con la sensibilidad de las semillas al potencial osmótico inducido por la ceniza. Sería interesante profundizar en el estudio de la ceniza como agente de control de las especies exóticas invasoras.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue llevado a cabo dentro del Proyecto 10MDS200007PR, financiado por la Xunta de Galicia y el proyecto AGL2013-48189-C2-2-R financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y los fondos FEDER.

Los autores agradecen a Xurxo Mouriño la localización de una población de *A. mearnsii*.

BIBLIOGRAFÍA

- Arán D, García-Duro J, Reyes O, Casal M (2013) Fire and invasive species: modifications in the germination potential of *Acacia melanoxylon*, *Coryza canadensis* and *Eucalyptus globulus*. For. Ecol. Manag. 302: 7–13. doi:10.1016/j.foreco.2013.02.030
- Brooks ML, D'Antonio CM, Richardson DM, Grace JB, Keeley JE, DiTomaso JM, Hobbs RJ, Pellant M, Pyke D (2004) Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. BioScience 54: 677–688. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[0677:EOIAP0]2.0.CO;2
- Côme D (1970) Les obstacles à la germination. Masson et Cie, Paris, France.
- Cruz O, García-Duro J, Casal M, Reyes O. (en prensa) Can the mother plant age of 1 *Acacia melanoxylon* R. Br. (Leguminosae) modulate the germinative response to fire? Australian Journal of Botany.
- Gómez-González S, Sierra-Almeida A, Cavieres LA (2008) Does plant-derived smoke affect seed germination in dominant woody species of the Mediterranean matorral of central Chile?. Forest Ecology and Management, 255 (5–6):1510-1515, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.11.006>
- D'Antonio CM (2000) Fire, plant invasions and global change, in: Invasive Species in a Changing World. Island Press, Covelo, California, pp. 65–93.
- González-Rabanal F, Casal M (1995) Effect of high temperatures and ash on germination of ten species from gorse shrubland. Vegetatio 116: 123–131.
- Hussain MI, González L, Reigosa MJ (2011) Allelopathic potential of *Acacia melanoxylon* on the germination and root growth of native species. Weed Biology and Management 11:18–28. doi:10.1111/j.1445-6664.2011.00401.x
- Kemball KJ, Westwood A., Wang GG (2010) Laboratory assessment of the effect of forest floor ash on conifer germination. Can. J. For. Res. 40: 822–826. doi:10.1139/X10-027
- Kulkarni MG, Sparg SG, Van Staden J (2007) Germination and post-germination response of *Acacia* seeds to smoke-water and butenolide, a smoke-derived compound. J. Arid Environ. 69:177–187. doi:10.1016/j.jaridenv.2006.09.001
- Norman MA, Plummer JA, Koch JM, Mullins GR (2006) Optimising smoke treatments for jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest rehabilitation. Aust. J. Bot. 54: 571–581. doi:10.1071/BT05140
- Reyes O, Casal M (2004) Effects of forest fire ash on germination and early growth of four pinus species. Plant Ecol. 175: 81–89. doi:10.1023/B:VEGE.0000048089.25497.0c
- Sanz-Elorza M, Dana-Sánchez ED, Sobrino-Vesperinas E (2004). Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

Papel de las altas temperaturas de los incendios forestales en la germinación de 4 especies del género *Acacia*

ARÁN D¹, GAGO R², GARCÍA-DURO J², CASAL M² & REYES O^{2*}

D1.Dpto. de Edafología e Química Agrícola. Facultad de Biología, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

Á2.Área de Ecoloxía, Dpto. de Biología Funcional, Facultad de Biología, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España

Palabras Clave: *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia*, *Acacia mearnsii*, *Acacia melanoxylon*, choques térmicos.

RESUMEN

Frecuentemente, la expansión de las especies invasoras exóticas está impulsada por el cambio climático. Éste también aumentará la probabilidad y severidad de los incendios forestales y, a su vez, la expansión de las especies exóticas invasoras es impulsada por los incendios forestales. Entre las especies de plantas exóticas invasoras presentes en España, las del género *Acacia* son de las más importantes. Debido al interés creciente en desarrollar herramientas de control de especies invasoras el objetivo principal de este trabajo fue conocer la respuesta germinativa de *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia*, *Acacia mearnsii*, *Acacia melanoxylon*, a diferentes combinaciones de temperatura y tiempo de exposición altamente frecuentes durante los incendios forestales, para que esta información sirva de base ecológica para desarrollar técnicas de control de las acacias. Para ello se llevaron a cabo ensayos de germinación con 4 especies de *Acacia* sometidas a un tratamiento Control y a tratamientos con las siguientes combinaciones de temperatura y tiempo de exposición: 80°C-5min, 80°C-10min, 110°C-5min, 110°C-10min, 150°C-5min, 150°C-10min, 200°C-5min y 200°C-10min. Los resultados ponen en evidencia que la sensibilidad a altas temperaturas varía de unas especies a otras pero, en general, las altas temperaturas (110°C-10min o tratamientos más severos) inhiben la germinación y los choques térmicos moderados (80°C-5min y 80°C-10min) estimulan la germinación. Además, se analiza la aplicación de choques térmicos como herramientas para el control de la germinación de estas especies.

ABSTRACT

The expansion of allochthonous invasive species is often forced by the climate change. The climate change will also increase the occurrence and severity of forest fires and, at the same time, forest fires will contribute to the expansion of allochthonous invasive species. Among the allochthonous invasive plant species in Spain, species of *Acacia* genus are some of the most dangerous. Due to the increasing interest in developing tools to control invasive species, the main objective in this work was to know the germinative response of *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia*, *Acacia mearnsii*, *Acacia melanoxylon* to different combinations of temperature and exposure time highly frequent during forest fires for this information to be the ecological basis for the development of tools to control *Acacia*. Thus, germination tests were carried out with the 4 *Acacia* species being subjected to a Control treatment and treatments with the following combinations of temperature and exposure time: 80°C-5min, 80°C-10min, 110°C-5min, 110°C-10min, 150°C-5min, 150°C-10min, 200°C-5min and 200°C-10min. Our results evidence that the sensitivity to high temperatures varies among species but, altogether, high temperatures (110°C-10min and more severe treatments) inhibit the germination and moderate thermal shocks (80°C-5min and 80°C-10min) stimulate the germination. In addition, the application of thermal shocks as tools for the control of germination of these species is analysed.

INTRODUCCIÓN

El fuego es un factor ecológico que actúa sobre muchos ecosistemas del mundo desde hace millones de años (Reyes y Casal 2008, Trabaud, 1987). En las últimas décadas el problema de las especies invasoras también está tomando gran relevancia. En muchas ocasiones los individuos de especies invasoras se establecen en los ecosistemas afectados por fuego. Algunas de estas especies invasoras germinan con rapidez (Reyes y Casal 1998, 2001) y/o rebrotan intensamente, aprovechando el incremento de nutrientes, de luz, y la falta de competidores tras fuego (Casal et al. 1984; Vega et al. 2001). Las especies invasoras afectan a la supervivencia, el crecimiento y el tamaño de las plantas nativas y se convierten en fuertes competidoras (Levine et al. 2003; Hager, 2004) y pueden reducir las áreas ocupadas por las especies autóctonas. De hecho, el 80% de las especies en peligro de extinción de todo el mundo corren riesgos ecológicos debido a la competencia o depredación causadas por especies invasoras (Pimentel, 2005). Entre las especies exóticas invasoras de ecosistemas forestales más ampliamente distribuidas están *Acacia dealbata* Link, *Acacia longifolia* (Andrews) Wild, *Acacia mearnsii* Wild y *Acacia melanoxylon* R. Br.

A. dealbata es originaria de Australia y está presente en amplias regiones templadas del mundo como planta ornamental. En la región mediterránea se distribuye desde Portugal a Grecia y desde Marruecos a Israel. También se puede encontrar en Ucrania, California, Madagascar, Sudáfrica y algunas partes de India y China.

A. longifolia se cultiva como planta ornamental y se encuentra asilvestrada o naturalizada en la costa de Portugal, en Galicia y en algunos puntos del Este de la Península, aunque es originaria del este y sur de Australia. Característica de dunas y arenales costeros o próximos, hasta unos 100 m de altitud (López-González, 2006). En Galicia se encuentra presente en las Islas Cíes, A Lanzada y otras zonas de la Rías Baixas (Fagúndez y Barrada, 2007).

A. mearnsii es originaria del sudeste de Australia y Tasmania (López-González, 2006), y está incluida entre las 100 especies invasoras más peligrosas del mundo, siendo invasora del Suroeste de Europa, islas del Índico y del Pacífico, Sureste de Asia, Estados Unidos, Israel, Nueva Zelanda y países del sur de África (GISD, 2017). En Galicia se ha citado desde el año 2003 en distintos municipios de la provincia de Pontevedra, y su principal población se encuentra en la Serra da Madalena y sus proximidades en Cangas, Pontevedra (Mouriño y Bernárdez, 2010).

A. melanoxylon es originaria del E de Australia y está cultivada en países de todos los continentes. En Europa, es abundante en España, Portugal (Paiva, 1999), Italia, Francia e Inglaterra.

En todas las zonas donde estas especies están presentes, el fuego es un factor común que moldea sus paisajes y puede actuar sobre el comportamiento germinativo de estas especies. Debido al interés creciente en desarrollar herramientas de control de especies invasoras el objetivo principal de este trabajo es conocer la respuesta germinativa de *A. longifolia*, *A. mearnsii* y *A. melanoxylon*, a diferentes combinaciones de temperatura y tiempo de exposición altamente frecuentes durante los incendios forestales, para que esta información sirva de base ecológica para desarrollar

MATERIAL Y MÉTODOS

Para determinar el efecto del fuego, a través de las altas temperaturas, en la germinación de estas 4 especies, se realizaron 9 tratamientos: Control, 80°C-5 min, 80°C-10 min, 110°C-5 min, 110°C-10 min, 150°C-5 min, 150°C-10 min, 200°C-5 min, 200°C-10. Se realizaron 5 réplicas de cada tratamiento y de cada especie. Cada réplica estuvo constituida por un total de 25 semillas (Reyes y Trabaud, 2009) que fueron depositadas en una placa Petri de 9 cm de diámetro y sobre doble capa de papel de filtro con el fin de mantener alta la humedad. Por lo tanto, se utilizaron en total 1125 semillas de cada especie.

Los respectivos choques térmicos se aplicaron introduciendo las semillas el tiempo necesario dentro de una estufa de desecación Indelab, a la temperatura de cada tratamiento. Se hicieron 5 réplicas de 25

semillas de cada especie y tratamiento. Después de aplicar los tratamientos a las semillas, éstas fueron incubadas en placas Petri dentro de una cámara fitotron con un fotoperiodo de 16 horas de luz y 8 de oscuridad a unas temperaturas de 24°C y 16°C respectivamente.

Las semillas que germinaban se retiraban y se consideraban como tales aquéllas con una radícula de 2 mm o superior (Côme, 1970). El recuento de las semillas se realizó tres veces por semana (lunes, miércoles y viernes), momento en el cual también se regaban las semillas de todos los tratamientos.

Los datos de porcentaje de germinación fueron analizados a través del programa estadístico SPSS versión 20, con nivel de significación de 0,05%. Se realizó un ANOVA para comprobar la existencia de diferencias significativas entre las especies y 4 ANOVAs más para conocer el efecto de los tratamientos en cada especie por separado. Previamente los datos se transformaron con la fórmula $y = x^{1/2}$.

RESULTADOS

Las cuatro especies de *Acacia* estudiadas presentan comportamientos germinativos frente al fuego diferenciados (Fig.1). Sus porcentajes Control, son también muy distintos: *A. dealbata* germina 12,8%, *A. longifolia* 17,6%, *A. mearnsii* 1,6% y *A. melanoxylon* 53,6%. El ANOVA aplicado a todos los datos de las 4 especies detecta diferencias altamente significativas entre ellas ($P < 0.001$) y el test de Duncan distingue tres grupos: uno con *A. dealbata* y *A. melanoxylon*, otro con *A. longifolia* y otro con *A. mearnsii*.

En los 4 ANOVAs aplicados a cada especie por separado se detectaron diferencias altamente significativas entre los tratamientos térmicos ($P < 0.001$). Los tratamientos de 80°C-5 min y 80°C-10 min estimularon la germinación de las 4 especies de *Acacia*. En *A. longifolia* y *A. melanoxylon* los tratamientos de 110°C-5 min y 110°C-10 min o bien inhibieron totalmente la germinación o la redujeron mucho. En cambio, en *A. dealbata* el tratamiento 110°C-5 min estimuló la germinación y 110°C-10 min no la modificó y en *A. mearnsii* ambos tratamientos estimularon la germinación siendo 110°C-5 min el que lo hizo con mayor intensidad. Por otro lado, en las 4 especies de *Acacia* los tratamientos de 150°C y 200°C produjeron efectos letales, independientemente del tiempo de actuación.

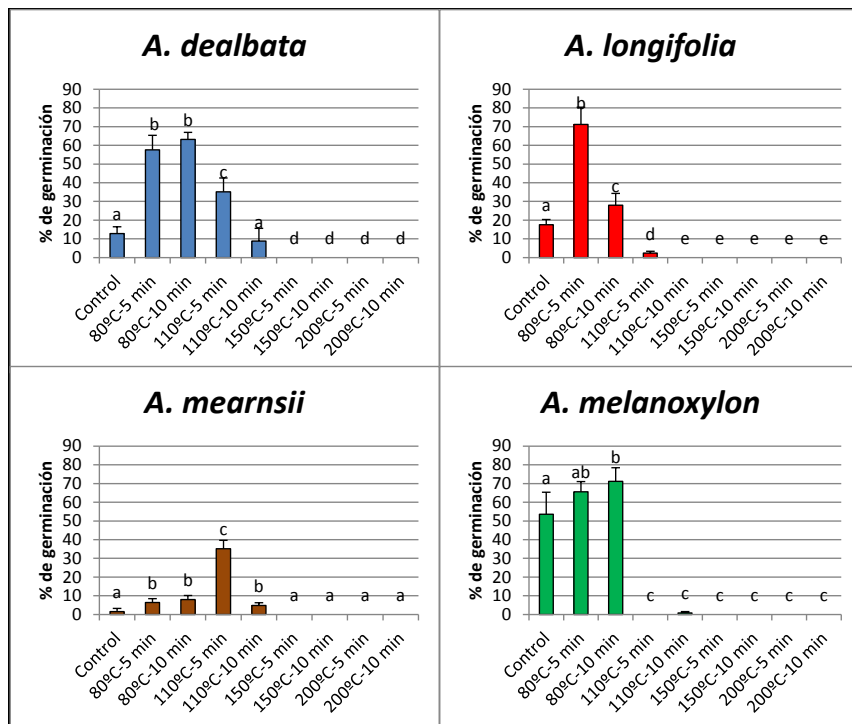


Fig.1. Porcentajes de germinación y ES alcanzados por cada una de las cuatro especies de *Acacia* con los tratamientos térmicos. Dentro de cada especie los tratamientos significativamente diferentes presentan letras diferentes sobre las barras.

DISCUSIÓN

En las 4 especies estudiadas altas temperaturas produjeron diferentes efectos dependiendo de la especie y de la intensidad del calor. Sin embargo existen puntos comunes en su comportamiento germinativo frente al fuego, así las temperaturas iguales o superiores a 150°C produjeron la muerte de las semillas de las 4 especies y los tratamientos de 80°C estimularon la germinación de las 4 especies. Este comportamiento también fue encontrado en especies de la misma familia (Valbuena et al. 1992; González-Rabanal and Casal, 1995; Herránz et al. 1998, 2000; Rivas et al. 2006) y en otras del mismo género (Bell, 1999, Arán et al. 2013, 2017, Cruz et al. en prensa). En *A. longifolia* la mayor estimulación se alcanza con 80°C-5min y con tratamientos más severos la germinación se reduce, probablemente las cubiertas se abren, se rompe la dormancia pero parte de los embriones mueren por el calor. En relación con ésto Pieterse y Cairns (1989) consiguieron reducir el banco de semillas de esta especie al 8% del original con incendios intensos. En *A. dealbata* y *A. melanoxyton* las mayores estimulaciones se alcanzan con 80°C-10 min y el declive a partir de 110°C. Burrows et al. (2009) también encontraron estimulaciones similares de *A. melanoxyton* con agua hirviendo durante tiempos cortos y lo mismo hicieron Cervantes et al. (1996) en semillas de *Acacia farnesiana* y de *Acacia pennatula*. *A. mearnsii* es la especie con menor germinación control, probablemente por tener un alto porcentaje de semillas dormantes, y la que resiste mejor el calor, pues la mayor estimulación la consigue con 110°C-5min. *A. mearnsii* está incluida en la Lista de las 100 especies exóticas más dañinas del mundo (The Global Invasive Species Database, 2017), quizás su efectividad está ligada, entre otros atributos a que resiste mejor que otras acacias las altas temperaturas.

La aplicación de los choques térmicos como medida de control de estas 4 especies invasoras es posible si las semillas son expuestas a 110°C durante más de 10 min. Provocar estas temperaturas en ciertas profundidades de suelo podrían generar problemas a otras especies autóctonas, por lo que habría que realizar otros estudios con temperaturas más bajas y tiempos más prolongados para comprobar si se obtiene el mismo control de las especies de *Acacia* sin la actividad microbiana del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue llevado a cabo dentro del Proyecto 10MDS200007PR, financiado por la Xunta de Galicia y el proyecto AGL2013-48189-C2-2-R financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y los fondos FEDER.

Los autores agradecen a Xurxo Mouriño la localización de una población de *A. mearnsii*.

BIBLIOGRAFÍA

- Arán D, García-Duro J, Reyes O, Casal M (2013) Fire and invasive species: Modifications in the germination potential of *Acacia melanoxyton*, *Coryza canadensis* and *Eucalyptus globulus*. For Ecol Manage 302: 7-13. Doi:10.1016/j.foreco.2013.02.030
- Arán D, García-Duro J, Cruz O, Casal M, Reyes O (2017) Understanding biological characteristics of *Acacia melanoxyton* in relation to fire to implement control measurements. Annals of Forest Science 74: 61. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0661-y>
- Bell, DT (1999) Turner review No 1. The process of germination in Australian species. Australian Journal of Botany 47: 475-517.
- Burrows GE, Virgona JM, Heady RD (2009) Effect of boiling water, seed coat structure and provenance on the germination of *Acacia melanoxyton* seeds. Aust. J. Bot. 57: 139-147. doi:10.1071/BT08194
- Casal M, Basanta M, García-Novo F.(1984) La regeneración de los Montes Incendiados en Galicia, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Cervantes V, Carabias J, Vázquez-Yanes C (1996) Seed germination of woody legumes from deciduous tropical forest of southern Mexico. For. Ecol. Manag. 82: 171-184.
- Côme D (1970) Les obstacles à la germination. Masson et Cie, Paris, France.
- Cruz O, García-Duro J, Casal M, Reyes O (en prensa) Can the mother plant age of 1 *Acacia melanoxyton* R. Br. (Leguminosae) modulate the germinative response to fire? Australian Journal of Botany.
- Fagúndez, J., Barrada M (2007) Plantas Invasoras de Galicia. Biología, distribución e métodos de control. Xunta de Galicia.
- González-Rabanal F, Casal M (1995) Effect of high temperatures and ash on germination of ten species from gorse shrubland. Vegetatio 116:123-131.

- Herránz, JM, Ferrandis, P; Martínez-Sánchez JJ (1998). Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean Leguminosae. *Plant Ecology*. 136:95103. doi:10.1023/A:1009702318641
- Hager HA (2004) Competitive effect versus competitive response of invasive and native wetland plant species. *Oecologia* 139, 140-149.
- Herránz JM; Ferrandis P; Martínez-Sánchez, J.J., (2000). Influence of heat on seed germination of nine woody Cistaceae species. *International Journal of Wildland Fire* 9:173–182. doi:10.1071/WF00014.
- Levine JM, Vilà M, D'Antonio, CM, Dukes JS, Grigulis K, Lavorel S (2003) Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceeding of the Royal of London Series B- Biological Sciences* 270 (1): 775-781.
- López-González G (2006) Los árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares. Tomo II. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid
- Mouriño J & Bernárdez G (2010) Expansión y distribución de una nueva especie exótica invasora: La mimosa *Acacia mearnsii* en Galicia. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) *Invasiones Biológicas: avances 2009* 143-146. Actas del 3er Congreso Nacional sobre Invasiones Biológicas "EEI 2009".
- Paiva J (1999). *Acacia* Mill. In: Castroviejo et al. 1986-2012. *Flora Ibérica*, 7. http://www.floraiberica.es/floraiberica/texto/pdfs/07_01%20Acacia.pdf.
- Pieterse PJ., Cairns ALP (1986) The effect of fire on an *Acacia longifolia* seed bank in the south-western Cape. *South African Journal of Botany*, 52(3):233-236. doi.org/10.1016/S0254-6299(16)31555-1.
- Pimentel D (2005) Willard W. Cochrane, *The Curse of American Agricultural Abundance: A Sustainable Solution*, University of Nebraska Press, Lincoln (2003). *Ecological Economics* 52: 256-257.
- Reyes O & Casal M (1998). Germination of *Pinus pinaster*, *P. radiata* and *Eucalyptus globulus* in relation to the amount of ash produced in forest fires. *Annals of Forest Science* 55: 837-845.
- Reyes O & Casal M (2001) The influence of seed age on germinative response to the effects of fire in *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus*. *Annals of Forest Science* 58: 439-447.
- Reyes O & Casal M (2008) Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of Fire in Atlantic shrubland and woodland species. *Journal of Vegetation Science*, 19: 575-589. Doi: 10.3170/2008-8-18412
- Reyes O & Trabaud L (2009) Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. *Plant Ecol* 202:113–121. Doi: 10.1007/s11258-008-9532-9
- Rivas M, Reyes O, Casal M (2006) Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. *International Journal Wildland Fire* 15: 73–80
- The Global Invasive Species Database (GISD) 2017. Disponible en: www.invasivespecies.net. Acceso el 29-09-2017.
- Trabaud L (1987) *The role of fire in ecological systems*. SPB Academic Publishing, first ed, The Hague. Holand.
- Valbuena L, Tárrega R, Luis E (1992) Influence of heat on seed germination of *Cistus laurifolius* and *Cistus ladanifer*. *International Journal of Wildland Fire* 2: 15-20.
- Vega JA, Cuiñas P, Fontúrbel MT, Pérez-Gorostiaga P, Fernández C (2000) Desarrollo de los nuevos modelos de predicción. In: Vélez, R. (ed) *La defensa contra incendios forestales, fundamentos y experiencias*. Mc Graw Hill, Madrid.

Efecto del humo, el carbón y la ceniza en la respuesta germinativa de *Aster squamatus* y *Buddleja davidii*

ARÁN D¹, GARCÍA-DURO J², CASAL M² & REYES O^{2*}

D1.Dpto. de Edafología e Química Agrícola. Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

Á2.Área de Ecoloxía, Dpto. de Bioloxía Funcional, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España.

Palabras clave: *Aster squamatus*, *Buddleja davidii*, carbón, ceniza, humo.

RESUMEN

Aster squamatus (Spreng.) Hieron y *Buddleja davidii* Franchet son dos especies invasoras que en años recientes han colonizado áreas forestales degradadas por incendios u otras perturbaciones y compiten con la vegetación natural. *A. squamatus* es una especie herbácea anual o bianual de ambientes ruderales, originaria de Centro y Sur América. *B. davidii* es un arbusto de hoja caduca o semicaduca originario de China. El objetivo principal de este estudio es determinar el papel del fuego, a través del efecto del humo, el carbón y la ceniza de los incendios en la germinación de ambas especies. Para ello se recogieron semillas de ambas especies en poblaciones naturales en la época de diseminación de cada una. Además del Control, se aplicaron 3 tratamientos de humo (Smoke-5min, Smoke-10min y Smoke-15 min), 1 de carbón (Charcoal) y 3 de ceniza (Ash-Low, Ash-Medium y Ash-High). Se hicieron 5 réplicas de cada tratamiento y especie, con lotes de 25 semillas como réplica. Se calculó el porcentaje de germinación final y el T₅₀, o tiempo que tarda en producirse la mitad de la germinación final. Las dos especies presentaron una germinación Control reducida y similar entre ellas, alrededor del 8%. Ambas especies experimentaron incrementos de la germinación con carbón y ceniza, y el aumento fue mucho mayor en *B. davidii* que en *A. squamatus*. El T₅₀ medio de cada especie es muy diferente, *A. squamatus* tarda más en completar su germinación y tiene un T₅₀ medio de 12 días mientras que el de *B. davidii* es más rápida y su T₅₀ medio es de 9 días.

ABSTRACT

Aster squamatus (Spreng.) Hieron and *Buddleja davidii* Franchet are two invasive species that in recent years have colonized forest areas degraded by fires and other disturbances and nowadays compete with natural vegetation. *A. squamatus* is an annual or biennial herb species of ruderal environments, native to the Centre and South America. *B. davidii* is a deciduous or semi-deciduous shrub native to China. The main objective in this study was to determine the role of fire through the effect of smoke, charcoal and ash from forest fires on the germination of *A. squamatus* and *B. davidii*. Thus, seeds from both species were harvested in natural populations during their dispersal. Besides the Control, 3 treatments of exposure to smoke (Smoke-5min, Smoke-10min y Smoke-15 min), 1 of charcoal addition (Charcoal) and 3 of ash addition (Ash-Low, Ash-Medium y Ash-High) were carried out. Five replicates with 25 seeds each were used per treatment and species. Measured variables were the final percentage germination and the T₅₀, the time required to reach the half of the final germination. Both species showed low, similar Control germination, around 8%. They showed enhanced germination with charcoal and ash, though the increase was much higher in *B. davidii* than in *A. squamatus*. The T₅₀ is very different in each species; *A. squamatus* takes longer to complete its germination and has an average T₅₀ of 12 days while *B. davidii* is faster and its T₅₀ is 9 days.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático actual en el que estamos inmersos favorece tanto el incremento de la entrada de especies invasoras como la frecuencia e intensidad de los incendios forestales. A su vez, el fuego actúa creando espacios libres de competencia que son aprovechados rápidamente por muchas especies invasoras para establecerse en lugares nuevos. Además el fuego también puede actuar directamente estimulando la germinación de algunas de estas especies invasoras.

A. squamatus es una especie herbácea anual o bianual de ambientes ruderales. Originaria de Centro y sur América, llegó a España a principios de siglo XX y se naturalizó rápidamente. Actualmente ha invadido áreas de Norteamérica, Argelia, Egipto, Sudáfrica y en Europa está en Portugal, España, Grecia, Italia, Francia y en las Islas Canarias, Madeira y Azores. *Buddleja davidii* Franchet es un arbusto de hoja caduca o semicaduca originario de China. Se introdujo en Europa a finales del siglo XIX como planta ornamental. Coloniza rápidamente los lugares alterados.

Ambas especies compiten con la vegetación natural por el espacio, la luz, el agua y los nutrientes.

El fuego, como factor ecológico que actúa sobre la composición y estructura de los ecosistemas, ha sido ampliamente estudiado por muchos autores en muchas regiones del mundo (Keeley 1994, Pausas et al. 2003, Trabaud 1987). También han sido muchos los trabajos que estudiaron los efectos de las altas temperaturas de los incendios sobre la germinación de semillas de gran número de especies mediterráneas (Reyes y Trabaud 2009) y atlánticas (Reyes y Casal 2008). Además de altas temperaturas, el fuego produce otros agentes como son el carbón, por combustión incompleta de la biomasa, la ceniza y el humo. Estos agentes pueden actuar también sobre el comportamiento germinativo y, sin embargo, hay pocos trabajos en los que se analice el efecto de estos agentes sobre la germinación (Reyes y Casal 2006, Reyes y Trabaud 2009, Reyes et al. 2015a) y ninguno de ellos referido a *A. squamatus* y *B. davidii*. Por todas estas razones nos planteamos este trabajo cuyo objetivo fue conocer el efecto del humo, del carbón y de la ceniza de los incendios forestales sobre la germinación de las dos especies exóticas invasoras seleccionadas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para analizar el efecto de los agentes de fuego: humo, carbón y ceniza se llevaron a cabo tests de germinación con semillas de ambas especies recogidas en poblaciones naturales en las proximidades de Santiago de Compostela. La recogida se hizo en su época de dispersión y tomando semillas de al menos 10 individuos.

La selección de los tratamientos de humo, carbón y ceniza se basó en estudios anteriores (Arán et al. 2013, Reyes y Casal 2004, 2006, Reyes y Trabaud 2009, Reyes et al. 2015 a,b) y en los de otros autores (Keeley y Fotheringham 1998, Keeley y Baer-Keeley 1999). Para probar el efecto del humo se realizaron tres tratamientos de Humo (Smoke-5min, Smoke-10min y Smoke-15min) mediante la aplicación directa de humo sobre las semillas. Se utilizó el aplicador de humo Fume-2000 basado en la metodología propuesta por de Lange y Boucher (1990). En el caso de *A. squamatus*, el humo se generó por combustión de partes aéreas de *Ulex europaeus* L. y *A. squamatus* en una proporción de 70:30, ya que *A. squamatus* es una especie con poca biomasa. Se utilizó *U. europaeus* por ser una especie muy abundante en cobertura y biomasa en las áreas forestales invadidas por *A. squamatus*. En el caso de *B. davidii* se utilizaron sólo partes aéreas de la propia especie. Las semillas de las 2 especies fueron introducidas en placas Petri en la cabina del ahumador después de haber sido saturada de humo y se mantuvieron en estas condiciones durante 5, 10 ó 15 minutos (Reyes y Trabaud 2009).

El tratamiento de Carbón fue realizado incubando las semillas de cada placa Petri en presencia de 41.5g m⁻² de carbón de mezcla de *U. europaeus*-*A. squamatus* (70-30) en el caso de *A. squamatus* y de carbón de la propia especie en el caso de *B. davidii*. Esta cantidad de carbón coincide con la registrada por Ohlson y Tryterud (2000) tras un incendio forestal.

Las cantidades de ceniza usadas en los tratamientos de Ceniza están basadas en la cantidad de ceniza registrada por Soto et al. (1997) en un incendio de intensidad moderada. Las cantidades de ceniza aplicadas a las placas Petri fueron las siguientes: Ash-Low: 0.25 g (3.93 Kg ha⁻¹), Ash-Medium 0.50 g (7.86 Kg ha⁻¹) y Ash-High 1 g (15.72 Kg ha⁻¹). Las semillas fueron sembradas sobre la ceniza y regadas con agua destilada. Igual que con los tratamientos de humo y carbón *A. squamatus* fue tratada con mezcla de ceniza *U. europaeus* y *A. squamatus* y *B. davidii* únicamente con su propia ceniza.

Siguiendo a Arán et al. (2013) se hicieron cinco réplicas de 25 semillas cada una de cada tratamiento y especie. Para garantizar la independencia de las réplicas cada tratamiento fue aplicado por separado a cada especie. Esta aproximación crea bloques de grupos de semillas, cada uno de los cuales funciona como una réplica para cada especie (Morrison y Morris 2000).

Inicialmente se aplicaron 10ml de agua destilada a todas las placas y después se añadió periódicamente la cantidad de agua necesaria para mantener húmedas las semillas. Las semillas tratadas fueron incubadas en una cámara de germinación (Climas AGP890) en un fotoperiodo de 16h de luz a 24°C y 8 h de oscuridad a 16°C. Se consideró que una semilla germinaba cuando la radícula sobresalía por fuera de los tegumentos al menos 1 mm. Las semillas germinadas fueron contadas cada lunes, miércoles y viernes de cada semana hasta el final del experimento, 70 días después, y cuando la germinación fue 0 en todos los tratamientos. Con los datos de germinación se calculó la tasa de germinación final y el T₅₀ o tiempo que tardan las semillas en alcanzar el 50% de la germinación final. Se llevaron a cabo Análisis de la Varianza para comprobar si había diferencias significativas entre los tratamientos. Los tratamientos con valores cero no se incluyeron en los análisis y se asumió que eran diferentes a los demás tratamientos. En aquellos casos en los que se detectaron diferencias significativas se realizó un test a posteriori (test de Bonferroni) para comprobar qué tratamientos eran significativamente diferentes del Control.

RESULTADOS

Ambas especies poseen una tasa de germinación control baja, *B. davidii* 7.2 % y *A. Squamatus* 8.0 %, y las dos responden de forma diferente a los factores de fuego (Fig.1 y Fig.2). *A. squamatus* no resulta estimulada por ninguno de los factores de fuego ensayados, en cambio en la germinación de *B. davidii*. Resulta estimulada por el carbón y la ceniza. En *A. squamatus* el carbón y los tres tratamientos de ceniza duplican la germinación Control pero la variación no es estadísticamente significativa. En *B. davidii* estos tratamientos multiplican por 10 la germinación Control, resultando significativamente diferentes. Los tratamientos de humo prolongado inhiben la germinación de *B. davidii*.

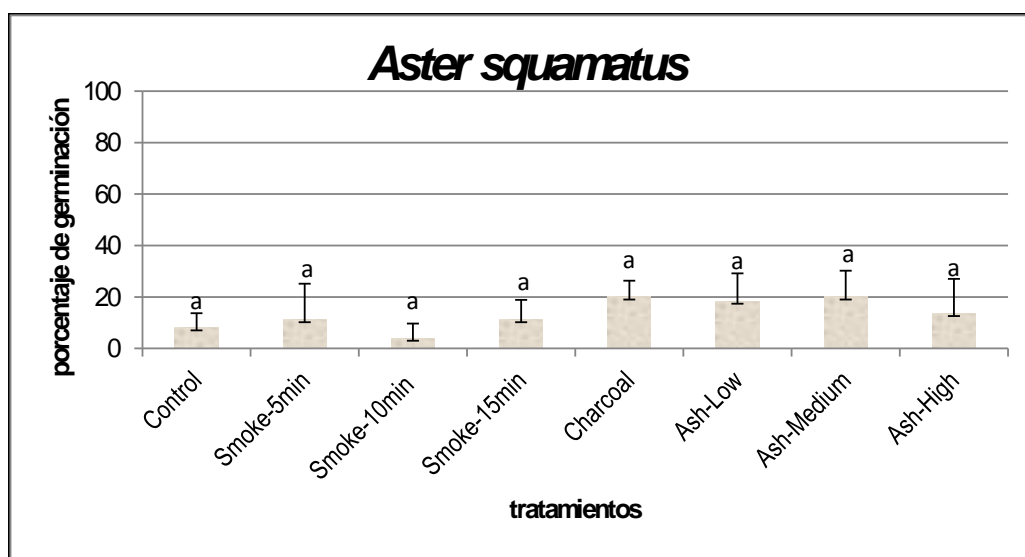


Fig 1. Porcentajes de germinación y SD alcanzados por las semillas de *A. squamatus* sometidas a los tratamientos de humo, carbón y ceniza. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre los tratamientos.

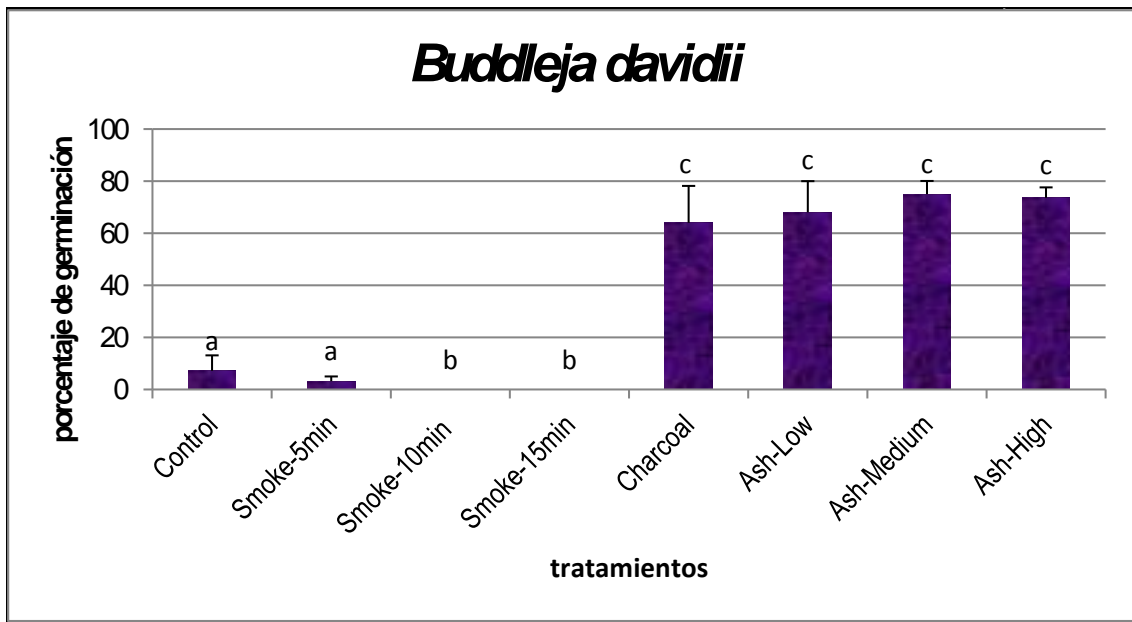


Fig 2. Porcentajes de germinación y SD alcanzados por las semillas de *B. davidii* sometidas a los tratamientos de humo, carbón y ceniza. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre los tratamientos.

El T_{50} medio de cada especie es diferente, *A. squamatus* tarda más en completar su germinación y tiene un T_{50} medio de 12 días (Fig.3) mientras que el de *B. davidii* es más rápida y su T_{50} medio es de 9 días (Fig.4). Los tratamientos más rápidos de *A. squamatus* son Smoke-10min con 5.5 días, Ash-Low con 5.8 días y Ash-Medium con 5.2 días. *B. davidii* es una especie que sincroniza mucho su germinación en torno al día 9 después de la siembra y de hecho el valor de T_{50} de todas las repeticiones del tratamiento Carbón y de los tres tratamientos de Ceniza es 9 días. Los tratamientos Control y Smoke-5min tienen valores muy próximos a los anteriores. En ambas especies no se detectaron diferencias significativas entre los valores de T_{50} del Control y de los tratamientos de fuego.

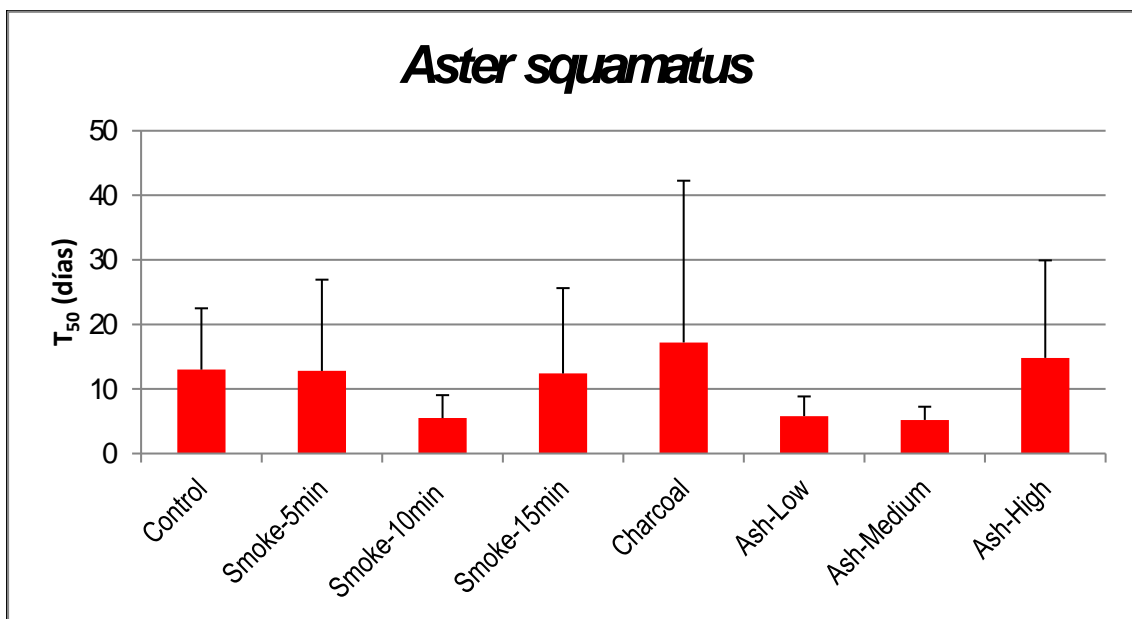


Fig 3. Tiempo medio que tarda en producirse el 50% de germinación (T_{50}) y SD alcanzados con cada uno de los tratamientos aplicados a *A. squamatus*. No se detectaron diferencias entre tratamientos.

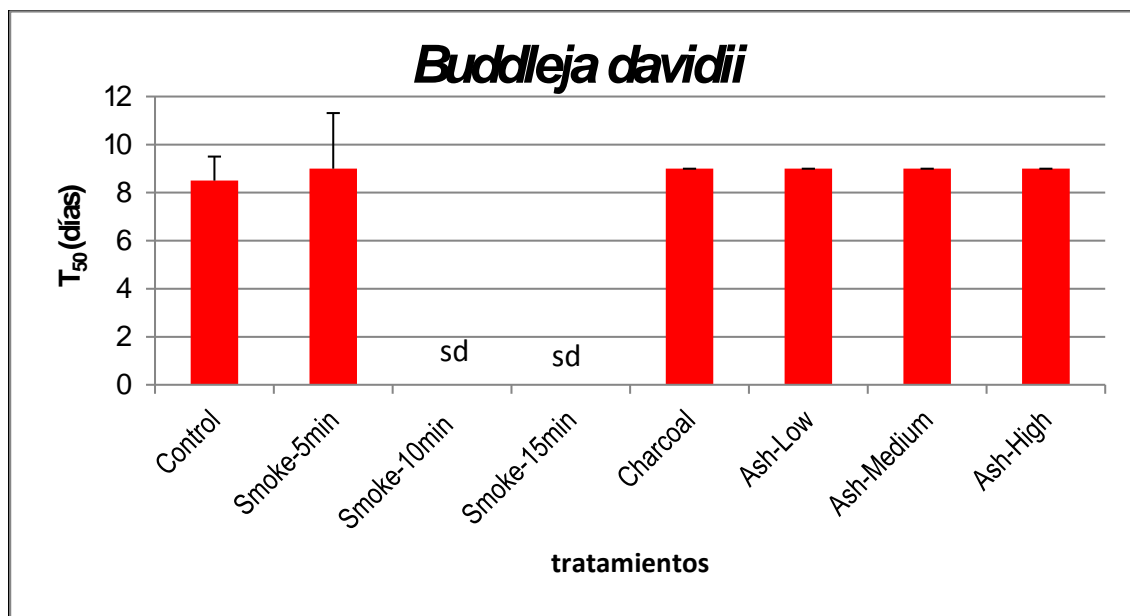


Fig 4. Tiempo medio que tarda en producirse el 50% de germinación (T_{50}) y SD alcanzados con cada uno de los tratamientos aplicados a *B. davidii*. No se detectaron diferencias entre tratamientos. Sd: sin datos de T_{50} .

DISCUSIÓN

Las dos especies estudiadas presentaron comportamientos germinativos bien diferenciados frente al humo, carbón y ceniza. *A. squamatus* se mostró indiferente a estos factores de fuego, sin embargo *B. davidii* resultó fuertemente estimulada por el carbón y la ceniza y fuertemente inhibida por el humo en tiempos prolongados. Ambas especies se caracterizan por presentar una germinación muy temprana, lo cual les permite colonizar rápidamente espacios abiertos por perturbaciones, como por ejemplo los incendios. *A. squamatus* es una especie germinadora obligada, que produce entre 47000 y 70000 semillas por planta (Šajna et al. 2012). La población estudiada mostró germinación control baja pero en otras poblaciones alcanzó hasta 60% (Šajna et al. 2012) o 72% (Herrera y Lateral, 2008). Estas características biológicas le confieren gran potencial de invasión aun cuando el porcentaje de germinación sea bajo. Los factores de fuego estudiados no favorecen su expansión pero tampoco son buenas herramientas de control de la especie.

B. davidii es un arbusto que puede llegar a vivir 40 años. Cada planta produce millones de semillas fácilmente dispersables por el viento y el agua (Ebeling et al. 2007). La viabilidad de las semillas en condiciones de laboratorio permanece alta durante 2,5 años, en el campo este tiempo es más corto (Tallent-Halsell et al. 2009). No hay estudios previos acerca de la incidencia de los factores de fuego sobre su germinación. En este trabajo se pone de manifiesto que la ceniza y el carbón de los incendios favorecen la germinación de esta especie mientras que la exposición al humo la perjudica mucho. Por tanto, el humo puede ser una eficaz herramienta de control de la expansión de esta especie.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue llevado a cabo dentro del Proyecto 10MDS200007PR, financiado por la Xunta de Galicia y el proyecto AGL2013-48189-C2-2-R financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y los fondos FEDER.

BIBLIOGRAFÍA

Arán D, García-Duro J, Reyes O, Casal M (2013) Fire and invasive species: Modifications in the germination potential of *Acacia melanoxylon*, *Coryza canadensis* and *Eucalyptus globulus*. For Ecol Manage 302: 7-13. Doi:10.1016/j.foreco.2013.02.030

- Ebeling, S K, Hensen, I, Auge, H. (2008), The invasive shrub *Buddleja davidii* performs better in its introduced range. Diversity and Distributions, 14: 225–233. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00422.x
- Herrera LP & Lateral P (2009) Plant Ecol 201: 457. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9542-7>
- Keeley JE (1994) Seed-germination patterns in fire-prone Mediterranean-climate regions. In: Arroyo MTK, Zedler PH, Fox MD (eds) Ecology and biogeography of Mediterranean ecosystems in Chile, California and Australia. Springer-Verlag, New York
- Keeley JE, Baer-Keeley M (1999) Role of charred wood, heat-shock and light in germination of postfire phrygana species from the Eastern Mediterranean Basin. Isr. J. Plant Sci. 47:563–576
- Keeley JE, Fotheringham CJ (1998) Mechanism of smoke induced seed germination in a post-fire chaparral annual. Journal of Ecology 86:27–36. doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00230.x
- Morrison DA, Morris Ch (2000) Pseudoreplication in experimental designs for the manipulation of seed germination treatments. Austral Ecology 25:292–296
- Ohlson M, Tryterud E (2000) Interpretation of the charcoal record in forest soils: forest fires and their production and deposition of macroscopic charcoal. Holocene 10:519-525, doi: 0959-6836(00).
- Pausas JG, Ouadah N, Ferran A, Gimeno T, Vallejo R (2003) Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. Plant Ecol 169:205–213
- Reyes O, Casal M (2004) Effects of forest fire ash on germination and early growth of four *Pinus* species. Plant Ecol 175:81-89
- Reyes O, Casal M (2006) Seed germination of *Quercus robur*, *Q. pyrenaica* and *Q. ilex* and the effects of smoke, heat, ash and charcoal. Ann For Sci 63:205–212
- Reyes O & Casal M (2008) Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of Fire in Atlantic shrubland and woodland species. Journal of Vegetation Science, 19: 575-589. Doi: 10.3170/2008-8-18412
- Reyes O, Trabaud L (2009) Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. Plant Ecol 202:113-121
- Reyes O, García-Duro J, Salgado J (2015a) Fire affects soil organic matter and the emergence of *Pinus radiata* seedlings. Ann For Sci 72:267–275. DOI 10.1007/s13595-014-0427-8
- Reyes O, Kaal J, AránD, Gago R, Bernal J, Gracia-Duro J, Basanta M (2015b) The effects of ah and black carbon (biochar) on germination of different tree species. Fire Ecology Volume 11, Issue 1, 2015 doi: 10.4996/fireecology.1101119
- Šajna N., Kaligarič M., Ivajnsič D. (2014) Reproduction Biology of an Alien Invasive Plant: A Case of Drought-Tolerant *Aster squamatus* on the Northern Adriatic Seacoast, Slovenia. In: Rannow S., Neubert M. (eds) Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change. Advances in Global Change Research, vol 58. Springer, Dordrecht
- Soto B, Basanta R, Díaz-Fierros F (1997) Effects of burning on nutrient balance in an area of gorse *Ulex europaeus* L. scrub. The Science of Total Environment 204: 271–281
- Tallent-Halsell, N.G. & Watt, M.S. (2009) Botanical Review 75: 292. <https://doi.org/10.1007/s12229-009-9033-0>
- Trabaud L (1987) Fire and survival traits of plants. In: Trabaud L (ed) The role of fire in ecological systems. SPB Academic Publishing, The Hague

Respuesta del ailanto a la infección con hongos patógenos del entorno

PALLÍ AGUILERA A¹, MARTÍN SOTO QUINTANILLA M² & GONZÁLEZ SANCHO V²

1. Catedrático jubilado de Enseñanza Secundaria de la especialidad de Biología y Geología. C/ Torras y Bages, 2, 2n, 3ª. 08750 Molins de Rei. Tel. 644411742 / 936687826. Fax: 936687008. Correo electrónico: apalli@xtec.cat

2. M. Soto y V. González Alumnos de bachillerato del instituto Bernat el Ferrer de Molins de Rei (Barcelona).

Palabras clave: *Ailanthus altissima*, *Fusarium*, *Alternaria*, control biológico, Collserola.

RESUMEN

El ailanto (*Ailanthus altissima*) es el árbol exótico con más capacidad invasora de Catalunya. Esto aconseja un mejor conocimiento de su biología para detectar los puntos débiles que permitan su control. Se presentan los resultados de dos trabajos de investigación llevados a cabo en el instituto Bernat el Ferrer de Molins de Rei, centrados en el estudio de los hongos patógenos del ailanto. Se extrajeron muestras de corteza y xilema de ailantos muertos y enfermos en el Parque Natural de Collserola. Todos ellos presentaban una coloración amarilla bajo la corteza. Con las muestras se efectuaron cultivos en medio PDA (potato dextrose agar). Fragmentos más grandes se activaron con una disolución esterilizada de glucosa al 2% en agua destilada. Como resultado del trabajo se identificó en los cultivos obtenidos la presencia del hongo patógeno, *Fusarium oxysporum*. También se comprobó que la coloración amarilla citada como síntoma de verticilosis no es específica de ningún hongo. *Fusarium* se puede inocular, a partir de los cultivos, en árboles sanos donde sobrevive y se expande. Estos árboles no muestran a corto plazo síntomas externos de infección. Es posible obtener nuevos cultivos de *Fusarium* a partir de los ejemplares infectados por inoculación. Sin embargo, la cepa de *Fusarium* estudiada no presenta signos de gran virulencia, pues no ocasiona la muerte a corto plazo de los árboles sanos. Los últimos ensayos a partir de la inoculación de extractos vegetales en descomposición, combinados con cultivo de *Fusarium*, parecen indicar una mayor potencialidad patógena del hongo *Alternaria*.

INTRODUCCIÓN

El ailanto, *Ailanthus altissima*, es bien conocido como uno de los árboles exóticos con más potencial invasivo en los climas templados de todos los continentes, exceptuando en parte el asiático por ser de este su origen. Dado el conocimiento generalizado que se tiene del problema que representa la erradicación del ailanto consideramos innecesario dedicar nuestra atención a la descripción de las características de esta especie. Simplemente insistiremos en su capacidad invasora y la dificultad de su eliminación, especialmente en los parques naturales y sierras de nuestro país próximos a la zona costera, como el Collserola, Montnegre-Corredor, Garraf-Ordal, Montseny, etc. Este es primer el motivo que nos ha impulsado para llevar a cabo la presente investigación. El segundo es el creciente rechazo por parte de algunos sectores de la opinión pública a la utilización de herbicidas en el medio natural, especialmente del denostado glifosato. Nuestra intención no es participar en esta ocasión en la polémica. Únicamente nos ha servido de acicate para centrar nuestro interés en el posible control biológico de la especie. Para ello resulta imprescindible conocer mejor su biología y intentar desentrañar sus posibles puntos débiles.

Con esta motivación en el instituto Bernat el Ferrer de Molins de Rei, situado en la vertiente del Llobregat de la sierra de Collserola, decidimos dedicar alguno de los trabajos de investigación del alumnado de bachillerato a la búsqueda de posibles agentes patógenos del ailanto presentes de manera natural en nuestro entorno. Durante los cursos 2016-17 y 2017-18 se han realizado dos trabajos con este objetivo. El segundo a la fecha aun se encuentra en fase de redacción. No obstante, ya disponemos de los resultados de los ensayos y observaciones.

El punto de partida fueron las referencias a las que tuvimos acceso sobre la sensibilidad del ailanto ante determinados hongos patógenos. Concretamente diversas especies de hongos patógenos del género *Verticillium* y como de *Fusarium* han sido citados como patógenos en el ailanto, especialmente el primero. (Cech, 1998; Gargiullo, 2005; Kowarik & Saumel, 2007) La coloración amarillo-anaranjada que aparece bajo la corteza es uno de los síntomas citados como prueba de la infección por verticilosis en el ailanto, aparte del marchitamiento y la defoliación.



Figura 1 Imágenes publicadas para recabar información sobre la localización de ailantos presuntamente afectados de verticilosis. A la derecha un ailanto sano y a la izquierda uno infectado. (Fotos: Dr. Donald Davis, The Pennsylvania University)

Nuestro interés se acentuó cuando tuvimos noticia de la aparición de esta coloración característica en ailantos localizados dentro de la zona boscosa del Parc Natural de Collserola en Barcelona (J.Pons, comunicación personal). A partir de este descubrimiento iniciamos la investigación a partir de la hipótesis de una posible infección por *Verticillium* en los ailantos del Collserola. La investigación ha sido llevada a cabo en los laboratorios del instituto Bernat el Ferrer con los medios técnicos de que dispone.

MATERIAL Y MÉTODOS

Material biológico

Para la realización de este estudio se han utilizado los siguientes especímenes:

- *Ailanthus altissima*. Ejemplares enfermos, total o mayoritariamente defoliados de ailantos localizados en la sierra de Collserola. Colonia clonal o genet de ailanto con un conjunto de rebrotes sanos de dos años en el recinto del mismo instituto.
- *Fusarium oxysporum* obtenido a partir de ailantos enfermos del Collserola.
- *Alternaria sp.*, probablemente *A. alternata*, procedente de ailantos inoculados con una mezcla de material vegetal fermentado.
- *Aspergillus niger* aislado de placas con medio de cultivo contaminado accidentalmente.

Instrumental

- Cámaras: Creative WebCam Pro model antic amb una resolució de 1024x768 interpolats. Cámara Ocular Digital Hayer para microscopio 5.0Mp Cmos USB
- Microscopios: Microscopio binocular MOTIC 223A digital. Microscopio binocular Yashima TYL2 con accesorio para cámara fotográfica. Microscopio monocular MOTIC 1802
- Autoclave: Autoclave Stericlav de 28L

- Otros: Placas de Petri y demás material necesario para las prácticas de microbiología y la obtención de muestras. Ordenador PC y el software habitual correspondiente.

Medios de cultivo

El medio de cultivo utilizado ha sido el PDA (potato dextrose agar) (Echandi, 1967) elaborado con la siguiente composición.

- El filtrado resultante de hervir 200g de patata entera sin pelar en 1 L de agua, añadiendo el agua perdida por evaporación
- 20 g de glucosa (dextrosa)
- 15 g de agar-agar

En un principio en parte del medio se añadió un 0,05% de estreptomina (Estreptomina Normon 1g) y se ajustó la acidez a pH4 mediante la adición de ácido láctico, con la intención de evitar la proliferación bacteriana. No obstante prescindimos de esta precaución para simplificar el procedimiento. Observamos que la propia actividad bactericida y acidificante de los hongos frenaba el crecimiento bacteriano. Prescindir del antibiótico y de la acidificación del medio no influía apreciablemente en el resultado de los cultivos.

Preparaciones microscópicas

El medio de tinción utilizado ha sido el azul de lactofenol solución para microscopía Labkem. Para facilitar el montaje se ha utilizado cinta adhesiva transparente (celo) (Marqués, 2015) para adherir las hifas sin aplastarlas, rozando suavemente el micelio. Como medio de montaje ha servido el mismo medio de tinción. En alguna de las preparaciones se ha usado como medio de montaje gel de manos antiséptico como sustituto de la glicerina pura, enmarcando el cubre con laca de manicura transparente.

Recolección de muestras y identificación de patógenos de ailantos enfermos o muertos

En primer lugar se recolectaron muestras de floema y xilema ailantos enfermos en diversos puntos del Collserola. Todos ellos presentaban la coloración amarilla bajo la corteza. La primera recolección de muestras se realizó el 11/05/2016 en la zona de la Serra de la Ventosa (N41°27'44.64" E002°09'15.78") y otra más en el mismo punto el 23/06/2016. Posteriormente, el 01/08/2017 se tomaron muestras de ailantos prácticamente defoliados en su totalidad en un punto distinto situado a un kilómetro de distancia, aproximadamente.



Figura 2 Aspecto característico de los troncos de los cuales se extrajeron muestras.

Las muestras se recolectaron utilizando cutter con hojas nuevas desinfectando con alcohol en cada incisión. Se introdujeron en bolsas de plástico con cierre tipo zip y se mantuvieron en el frigorífico. A las muestras no se les dio ningún tratamiento superficial de limpieza, salvo el lavado con agua destilada. Simplemente se colocaron sobre las placas con PDA esterilizadas. No se utilizó estufa de cultivo dado que la temperatura ambiental del laboratorio superó los 25°C al principio y los 30°C en la fase final del cultivo.

Al cabo de cinco días tras efectuar las siembras se observan colonias de hongos formadas a partir de las muestras. En las primeras preparaciones microscópicas, al no aparecer elementos reproductores, no se pudo determinar el hongo de las colonias. Las preparaciones se tiñeron con la tinción específica para hongos, el azul de lactofenol.

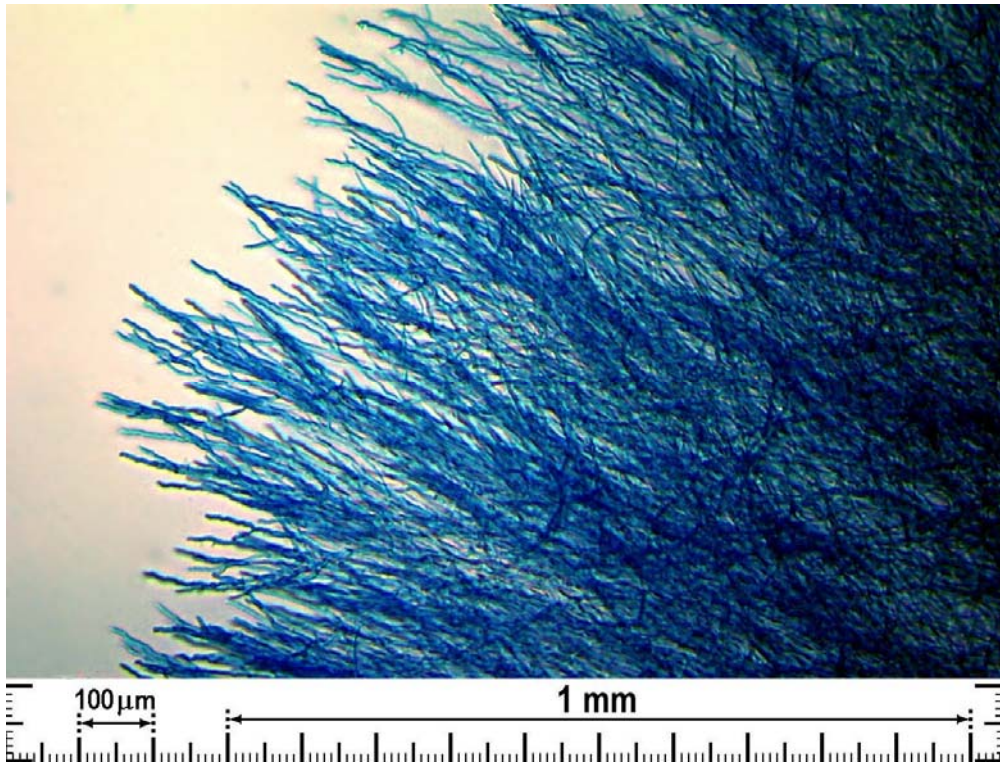


Figura 3 En las primeras preparaciones microscópicas sólo se observaron hifas

Al cabo de cuatro semanas, con el cultivo envejecido si se pudo identificar el hongo por sus esporas y su apariencia general. Como se puede observar en las imágenes siguientes.

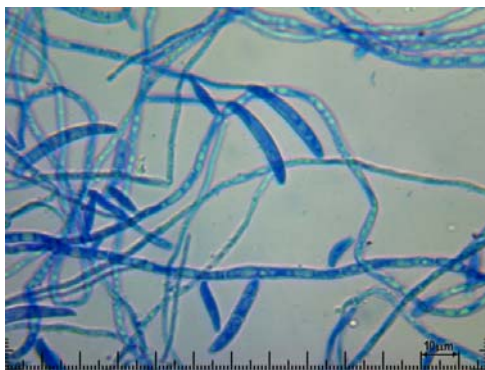


Figura 4 Macroconidios

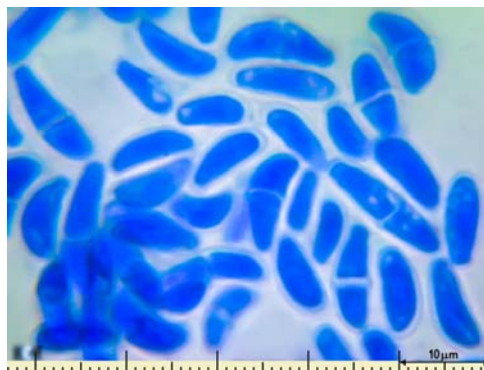


Figura 5 Microconidios

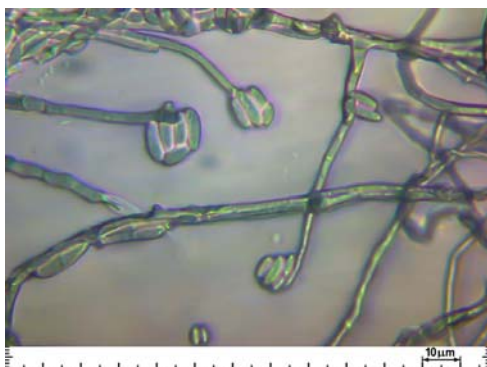


Figura 6 Falsas cabezuelas de microconidios

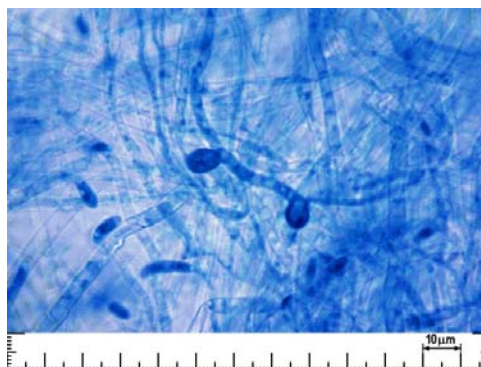


Figura 7 Clamidosporas

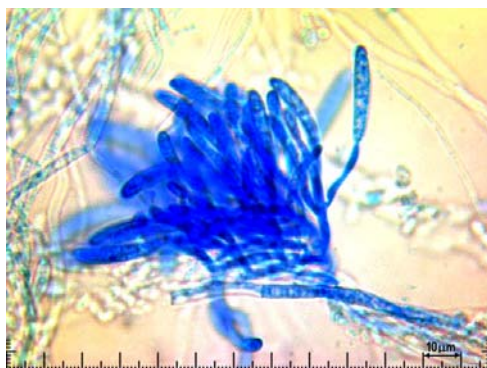


Figura 8 Esporodocio



Figura 9 Conidio en germinación

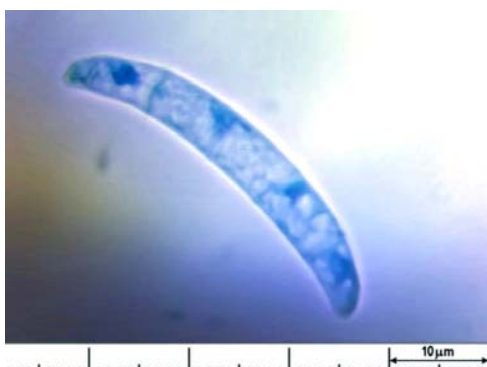


Figura 10 Macroconidio



Figura 11 Colonia sobre medio líquido

Cultivo e inoculación de *Fusarium* en ailantos sanos

El 18 de agosto de 2016 se procedió a inocular cultivo de *Fusarium* en troncos de ailanto con el objetivo de observar la reacción de los árboles tratados ante la presencia del hongo en sus tejidos. Los ejemplares tratados fueron 6 troncos pertenecientes a un genet dentro del patio del Instituto Bernat el Ferrer. Los troncos corresponden al rebrote de un ailanto hembra de 12 años talado dos años antes. Su diámetro es de media de unos 4 cm. En los 6 troncos de ailanto de unos 35 mm de diámetro, se practicaron agujeros oblicuos de 7 mm de diámetro y unos 4 cm de profundidad. Cada tronco recibió dos agujeros. Uno de los troncos se dejó de control, mientras que al resto se les inyectó, mediante una jeringa, cultivo líquido con restos de colonias y conidios en suspensión. También se inoculó en un ailanto con un tronco de 40 cm de diámetro de una zona semijardinada de la calle Esperant de Moli. A este se le hicieron 8 agujeros a unos 10-15 cm de la base del tronco y se le introdujeron en total 50 cm³ de inóculo. El cultivo era caldo de patata más glucosa, sembrado el 3 de agosto a partir de los cultivos de PDA en placa de petri.

Al cabo de un mes se hizo el primer control. Se observó como chorreaba abundante resina incolora los agujeros practicados en los troncos de los ailantos. Se extrajeron algunas muestras de resina de los agujeros. Pero no se hizo ninguna biopsia con levantamiento de la corteza. En la resina no se observaron hifas ni esporas, salvo en una preparación una espora procedente de los restos de la inóculo. 51 días

después de la inoculación se quitó la corteza de alrededor de los agujeros de los troncos donde se inoculó el cultivo de *Fusarium*.

El aspecto del cambium alrededor de los agujeros del tronco de control y de los agujeros de los troncos inoculados con el hongo era distinto. En los troncos inoculados aparecía la tinción amarilla característica. En el de control se observó necrosis en las zonas próximas al agujero pero no coloración amarilla. En el ailanto de la calle, de tronco grueso, sólo aparecía la coloración amarilla alrededor de los puntos de inoculación. En todos los casos la resina estaba solidificada y había dejado de fluir.



Figura 12. Izquierda. Tronco de control agujereado sin inoculo. Centro. Uno de los troncos rebrotados de la colonia clonal inoculado con *Fusarium*. Derecha. Muy aumentado, uno de los agujeros con inoculo practicados en el tronco de 40 cm de diámetro.

Ensayo con inoculación de un hongo saprófito

Simultáneamente a la inoculación con *Fusarium* se inoculó otro hongo, en este caso saprófito, para comprobar la hipótesis de que la coloración naranja no es una respuesta específica ante un determinado hongo patógeno. Se inocularon dos troncos de ailanto, rebrotes del ailanto hembra que se cortó dos años antes. Uno de los rebrotes estaba partido. El hicimos serrar horizontalmente primero para eliminar la parte superior astillosa y después le hicimos provocar una fisura longitudinal siguiendo el diámetro del tronco que el dividía en dos partes iguales hasta una profundidad de unos 10 cm. En esta fisura introdujimos con una espátula una gran cantidad de *Aspergillus niger* proveniente de una placa de petri contaminada accidentalmente.

El segundo rebrote estaba sano y sin lesiones, con un diámetro de 35 mm. En este hicimos un corte al bias, con una longitud de unos 4 cm y una profundidad máxima en el tronco de unos 10-12 mm. En la brecha resultante también introdujimos el mismo cultivo de *Aspergillus* que en el otro tronco. La inoculación se realizó el 22 de julio y un mes después se comprobó la respuesta del ailanto a la presencia del *Aspergillus*.

Hemos podido observar que el *Aspergillus* no resulta patógeno sobre el ailanto, a pesar de que la herida en el caso del corte sesgado ha provocado una deformidad en el tronco. El hongo no se ha extendido más allá de la zona lesionada. Pero el hecho más relevante es la aparición de la característica coloración anaranjada-amarillenta que se observa, tanto en los ailantos infectados de *Verticillium*, como en los infectados por *Fusarium*. La coloración puesta al descubierto desapareció posteriormente y el hongo no progresó más allá de la incisión donde se introdujo.



Figura 13 Proceso del ailanto inoculado con *Aspergillus*

Cultivos a partir de las muestras obtenidas de los ailantos inoculados el 22/08/2016

Para continuar la investigación las muestras de los ailantos inoculados en el instituto se pusieron en una placa de petri y estuvieron 24 horas en remojo con una disolución acuosa de glucosa al 2%. Después se eliminó la mayor parte del líquido dejando sólo una fina película de agua en el fondo de la placa. En las imágenes de las figuras 14, 15 i 16 se muestra el crecimiento de las colonias directamente sobre las muestras sin PDA.



Figura 14. Troncos infectados con *Fusarium*



Figura 15. Detalle de una colonia

Esta técnica ya había sido aplicada en muestras obtenidas del *Collserola* con un buen desarrollo del hongo *Fusarium* sobre las mismas. En un primer momento pensamos que la glucosa estimula el crecimiento del hongo que aprovecha los recursos presentes en la misma muestra, entre ellos el almidón, abundante en los troncos y rizomas del ailanto. Más adelante comprobamos que no es necesaria la glucosa. Simplemente manteniendo las muestras húmedas y en atmósfera saturada de humedad el *Fusarium* acaba colonizando la mayor parte de la superficie. Si se actúa con un cierto cuidado se obtienen casi siempre cultivos puros. Esta técnica facilita mucho la detección de *Fusarium* en las muestras.

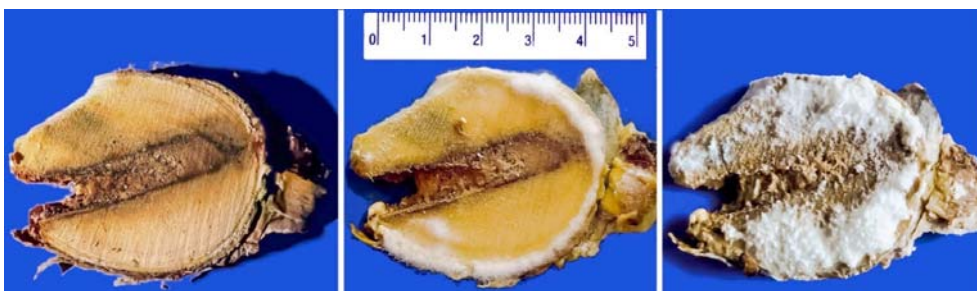


Figura 16. Sección del tronco inoculado con *Fusarium* procedente de cultivo en PDA. Se muestra el proceso de crecimiento de las hifas del hongo sin necesidad de sembrar la muestra en PDA para detectar su presencia. El mismo resultado se obtiene en las muestras "salvajes".

Ensayos al cabo de 14 meses con uno de los troncos de ailanto inoculados el 22/08/2016

Uno de los troncos inoculados el verano anterior se cortó a 10 cm del punto de inoculación. Antes de cada corte la hoja de la sierra se limpió con alcohol y se flameó para secarla. Debajo de su corteza la cloración amarilla era escasa pero en el xilema se apreciaban manchas amarillas, aunque no muy intensas. El tronco se seccionó en tramos de 10 cm hasta llegar a los 50 cm por encima del punto de inserción. En esta zona desaparecían las manchas de coloración amarilla que se observaban en el xilema a partir del punto de inserción. Las secciones obtenidas se lavaron simplemente con agua destilada, se mojaron y se mantuvieron en condiciones de humedad saturada. Todas las muestras desarrollaron *Fusarium* en las superficies de los cortes hasta 60 cm por encima del punto de inoculación.

Cultivos a partir de muestras de ailantos inoculados con una mezcla no normalizada de Fusarium restos vegetales fermentados

El 13/06/2017 se tomaron muestras de tocones de ailantos que Jordi Pons había tratado con una mezcla preparada por el mismo, consistente en una suspensión preparada a partir de restos vegetales fermentados procedentes de hojarasca y humos de la sierra de Collserola. En esta mezcla también se había añadido *Fusarium* de los cultivos procedentes de ailantos enfermos. Los tocones inoculados se encontraban en los bordes de un tramo del cauce de la riera de Sant Cugat a su paso por Montcada.



Figura 17. Tocones muertos con *Alternaria*.



Figura 18. Tocón vivo con *Fusarium*.

Uno de los tocones examinados había rebrotado con fuerza, a pesar de mostrar abundante coloración amarilla bajo la corteza. Otros tocones parecían muertos y con el xilema grisáceo con alguna huella de necrosis. En las muestras del tocón rebrotado se detectó la presencia de *Fusarium*. Mientras que las muestras de los tocones muertos desarrollaron abundantes colonias de *Alternaria*, probablemente *A. alternata*.



Figura 19. *Fusarium* en tocón vivo.

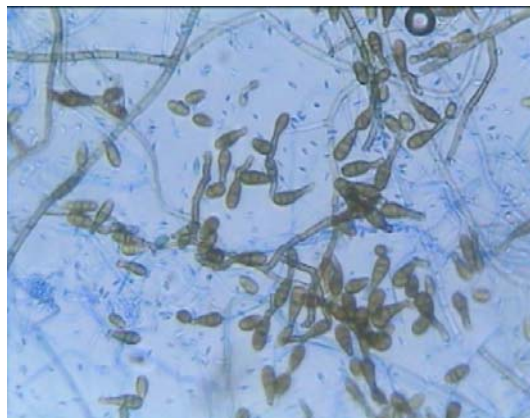


Figura 20. *Alternaria* en tocón muerto.

RESULTADOS

Cultivos a partir de las muestras extraídas en ailantos enfermos de la zona de la Serra de la Ventosa en el macizo del Collserola

Todas las muestras obtenidas de ailantos enfermos del Collserola con coloración amarilla bajo la corteza desarrollaron colonias de *Fusarium*. Se observaron, tanto en cultivos en placa de petri con medid PDA, como directamente manteniendo las muestras mojadas con disolución de glucosa al 2%, o bien simplemente con agua. Este procedimiento de cultivo directo sobre la muestra no lo hemos aplicado en el caso de los cultivos de *Alternaria*, estos siempre en PDA.

Biopsias y cultivos a partir de la inoculación de *Fusarium* en ailantos sanos

En los ailantos sanos el *Fusarium* no provoca síntomas externos de enfermedad pero sobrevive y se extiende por los vasos conductores, con cierta facilidad en dirección vertical, pero con más dificultad en horizontal. Hemos observado que no bloquea suficientemente los vasos conductores para provocar el marchitamiento foliar, ni siquiera al cabo de más de un año tras la inoculación.

Inoculación de un hongo exófito saprofito

El hongo *Aspergillus niger* en las proximidades del punto de inoculación provoca en el ailanto la característica coloración amarilla bajo la corteza y en el xilema pero no se extiende, ya que no tiene la capacidad de penetrar en los tejidos conductores del ailanto. Por lo tanto, no se trata de una reacción específica, ni ante la infección por *Verticillium*, ni ante la infección por *Fusarium*. Se trata de una respuesta no específica a una infección por hongos de tipos muy diversos. Habría que investigar si también aparece en el caso de infecciones bacterianas.

Cultivos a partir de las muestras obtenidas de tocones de ailantos muertos inoculados con una mezcla de restos vegetales fermentados

La mezcla inoculada consiste en una preparación de composición difícil de determinar y no es extraño que sus efectos sean irregulares. No obstante, en los ejemplares cortados que ha ocasionado la muerte ha aparecido *Alternaria* con apariencia de *A. alternata*.

DISCUSIÓN

La manera más radical de intentar acabar con los ailantos es aplicando masivamente herbicidas. En muchas ocasiones se utiliza el glifosato por ser relativamente económico y eficaz. Sin embargo hemos podido constatar como en muchos casos al cabo de un año, a veces incluso transcurrido más tiempo, reaparecen brotes a partir de restos del extenso aparato radicular que desarrolla esta especie. Así lo hemos podido observar en varias puntos de la zona del Collserola donde se le daba por erradicado. Esto obliga a seguir actuando periódicamente y de manera indefinida, con el consiguiente desembolso a causa del material y mano de obra necesarios. El ailanto es una especie magníficamente naturalizada que coloniza todo tipo de suelos y un número elevado de hábitats.

Su presencia generalizada en todos los países de clima templado, no importándole la pluviometría, ha llevado a investigar la alternativa de la lucha biológica (Ding et al. 2006; Lorenzini, 2016; Gardner, 2008; Schall, 2008; Schuh, et al.). Creemos que antes de lanzarse alegremente a aplicar esta alternativa es necesario conocer mucho mejor la biología de esta especie.

Numerosas publicaciones hacen referencia a sus posibles enemigos naturales. (Desde finales de los años 90 del s.XX se ha fijado la atención especialmente en la acción de los hongos patógenos. El más contundente sería el *Verticillium nonalfalfae* (Gardner, 2008; Kowarik & Scaumel, 2007; Maschek &

Halmshlager, 2016; Rebbeck, 2013). En algunas zonas se han detectado ailantos infectados con *Verticillium* de manera natural. Incluso en los Estados Unidos y en Francia se han hecho llamamientos públicos para localizar ailantos con la típica coloración amarilla bajo la corteza. Este era el objetivo de la imágenes de la figura 1. Pero ya hemos demostrado que esta coloración no es exclusiva, ni mucho menos de una infección por *Verticillium*. Se trata de una respuesta no específica.

De entrada rechazamos la idea de implantar organismos patógenos traídos de otras zonas para combatir el ailanto, por razones obvias. Cuando tuvimos noticia (J.Pons comunicación personal) de la presencia de ailantos enfermos en el Collserola con la típica coloración amarilla bajo la corteza, en un principio estábamos convencidos que se trataba de verticilosis. Dado que no hay alerta por verticilosis en esta zona nos pareció interesante investigar la posibilidad de que se tratase de una forma autóctona capaz de infectar los ailantos sin afectar otras especies. No se trataba de *Verticillium*, si no de *Fusarium* poco virulento, como ya hemos demostrado.

Un dato interesante sobre *Fusarium oxysporum* que indica que no resulta rara su falta de virulencia es que en algunas investigaciones se ha encontrado algunas formas inocuas. Como la conocida como FO47 que es antagonista de formas patógenas y tiene efecto protector sobre sus huéspedes. (Benahamou et al. 2002; Guillo, 1994) En otros casos se ha ensayado su comportamiento como endófitos que favorecen el crecimiento de la planta a modo de endomicorrizas. (Ilic, 2014)

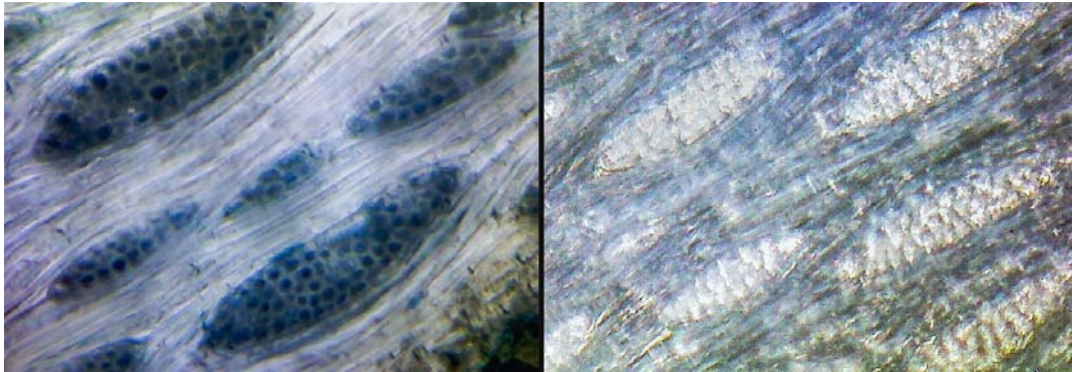


Figura 21. Vasos conductores de los radios medulares del xilema de un ailanto infectado con el *Fusarium* objeto del presente estudio. En la imagen de la derecha el lactofenol ha teñido la luz de los vasos indicando la presencia del hongo. En la de la izquierda el lactofenol no ha teñido los conductos al estar libres de *Fusarium*. La tinción se ha realizado sin fijación.

Al aparecer *Alternaria* en los cultivos realizados con muestras de tocones muertos dirigimos la atención hacia este patógeno. Sólo hemos encontrado referencias a este hongo infectando ailantos precisamente en su área de origen, la China. Concretamente identificado parasitando hojas de ailantos. Esta *Alternaria* ha sido descrita y clasificada con el nombre de *Alternaria ailanthi* por Zhang y Guo (1998).

La detectada en nuestra investigación nos parece *A. alternata*, aunque su identificación definitiva requeriría la clasificación por parte de persona especialista en la materia. El hecho de apareciera a partir de material vegetal en descomposición concuerda con su presencia también en compost elaborado a partir de residuos sólidos urbanos (Pérez et al. 2010).

Hemos utilizado especies vivas, *Fusarium* y *Alternaria* procedentes de materiales recolectados en los bosques del Collserola, en áreas sin alerta fitosanitaria sobre estas especies. Creemos que es mucho más interesante y razonable estudiar la respuesta del ailanto frente a especies potencialmente patógenas que se encuentran en su entorno sin causar mayores problemas sobre la vegetación autóctona. Utilizar especies foráneas siempre resulta un tanto arriesgado.

CONCLUSIONES

Hechos verificados

- En zonas boscosas del Parc Natural de Collserola se localizan ailantos enfermos, total o parcialmente defoliados, con *Fusarium oxysporum* activo sin que se detecte la presencia de ningún otro hongo patógeno. Esta infección les provoca coloración amarilla generalizada en la zona del floema y dispersa en el xilema.
- Hasta la fecha no se ha detectado la presencia de *Fusarium* en ailantos fuera de las zonas boscosas ni en ailantos sanos.
- La inoculación en ailantos adultos sanos del *Fusarium* obtenido en cultivos puros no provoca síntomas de patología alguna, a corto y medio plazo. Sin embargo el hongo se mantiene activo, avanza por los tejidos del tronco y provoca la coloración amarilla característica de la respuesta del ailanto ante las infecciones fúngicas.
- La coloración amarilla que aparece en los ailantos infectados no es una reacción específica, ya que aparece incluso ante la inoculación de hongos saprófitos exófitos incapaces de extender la infección más allá del punto de inserción.
- Tanto la cepa de *Fusarium* utilizada como la de *Alternaria* no poseen, aparentemente, capacidad de infección espontánea sobre ailantos sanos, si no son inoculadas artificialmente.
- *Alternaria* aparece en los cultivos de las muestras obtenidas de los tocones muertos de ailantos talados. Tras el tratamiento con mezcla procedente de restos vegetales fermentados estos tocones tenían todos sus tejidos muertos y grisáceos. En los que consiguen rebrotar no se ha encontrado *Alternaria*.
- Dado que, tanto *Fusarium* como *Alternaria*, son potencialmente patógenos para humanos, no estamos en condiciones de continuar la investigación en el marco de un centro de enseñanza secundaria como el Bernat el Ferrer de Molins de Rei. Cultivos a gran escala bajo las condiciones de seguridad de un laboratorio escolar no permiten anular el riesgo de que se pudiese afectar a personas, provocando infecciones en la piel y las unas. También se han dado casos de queratitis en usuarios de lentillas. (Serra Manetas, 2006)

Cuestiones pendientes

- Falta identificar con precisión las cepas de *Fusarium* y de *Alternaria* con las que se ha llevado a cabo esta investigación.
- Es recomendable un estudio sistemático con respaldo estadístico sobre ailantos con síntomas de enfermedad sobre una mayor extensión territorial.
- Sería interesante la inoculación en ailantos sanos de cultivos puros de la cepa de *Alternaria* proveniente de los restos vegetales recolectados en el Collserola, también de cultivos mixtos o simultáneos de *Alternaria* + *Fusarium* para evaluar la posible sensibilidad del ailanto a este hongo.
- Resulta aconsejable determinar la agresividad y la virulencia sobre otras especies vegetales de las cepas de *Fusarium* y *Alternaria* aisladas a partir de los ailantos estudiados. Su identificación no ha sido realizada por especialistas y no sería recomendable continuar su manipulación sin este requisito.
- Debería dirigirse la atención también a otros hongos, algunos de ellos comestibles. (Baran, 2007)

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar debemos agradecer al Departamento de Ciencias Naturales y a la Dirección del Institut Bernat el Ferrer de Molins de Rei el haber puesto a nuestra disposición sus laboratorios con su equipamiento para llevar a cabo la investigación sobre hongos patógenos en el ailanto. Igualmente agradecemos a la profesora de biología de los alumnos participantes en la investigación, la señora Araceli Casado Toda, su esfuerzo y dedicación revisando y corrigiendo su trabajo.

Agradecemos especialmente su colaboración al señor Jordi Pons Fernández, biólogo experto en la erradicación del ailanto, que nos ha indicado la localización de ailantos enfermos y también nos ha facilitado la recolección de muestras de ailantos tratados con su mezcla de restos vegetales fermentados.

También quisiéramos agradecer el apoyo y el asesoramiento recibidos del Dr. Joan Pino Vilalta, subdirector del CREA (Centre de Recerca Ecològica y Aplicacions Forestals) y del señor Joan Vilamú Viñas, técnico del Servei de Medi Natural del Consorci del Parc Natural de la Serra de Collserola.

BIBLIOGRAFÍA

- Ajuntament de Barcelona. (2017). Pla director de l'arbrat de Barcelona 2017-2037, 34 pp.. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <<http://ajuntament.barcelona.cat/ecologiaurbana/sites/default/files/Mesura-Govern-Pla-Director-Arbrat.pdf>>
- Baran, J.K. (2007) Combining low-cost, organic control of the woody invasive, *Ailanthus altissima*, with producción of edible mushrooms [Poster] SARE Farmer Rancher Proposal 2007[Newark, OH. USA] [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:< www.blueowlgarden.com/SARE/Application_text_only.pdf>
- Benhamou, N. Et al. (2002) Ability of Nonpathogenic *Fusarium oxysporum* Strain Fo47 To Induce Resistance against *Pythium ultimum* Infection in Cucumber. Applied and Environmental Microbiology. 2002 Aug; 68(8): 4044–4060. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC124014/>>
- Cech, T.L. (1998) Absterben von Götterbäumen (*Ailanthus altissima*) in der Südsteiermark. Forstschutz Aktuell 22: 16-18 [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:< https://bfw.ac.at/400/pdf/fsaktuell_22_6.pdf >
- Constán-Nava, S.D. (2013) Manual técnico para el control de la especie invasora *Ailanthus altissima* (MILL.) SWINGLE en espacios naturales protegidos. Universitat d'Alacant. Alcoy. 44 pp. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:< http://www.alcoi.org/es/areas/medi_ambient/informacio_ciutada/protocols/Manual_tecnic_invasora_ailanthus.pdf>
- Dhale D.A. (2011) Studies on the mycoflora associated with the leaves of some plants. Current Botany 2011, 2(9):09-11 [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:<https://www.researchgate.net/profile/Datta_Dhale/publication/236142635_Studies_on_the_mycoflora_associated_with_the_leaves_of_some_plants/links/02e7e516533d159506000000/Studies-on-the-mycoflora-associated-with-the-leaves-of-some-plants.pdf >
- Ding, Jianqing et al. (2006). Assessing potential biological control of the invasive plant, tree-of-heaven, *Ailanthus altissima*. Biocontrol Science and Technology. 16(5/6):547-566 [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:<https://www.researchgate.net/publication/43283782_Assessing_potential_biological_control_of_the_invasive_plant_tree-of-heaven_Ailanthus_altissima>
- Echandi, E. (1967) Manual de laboratorio para fitopatología general. Instituto Iberoamericano de Ciencias agrícolas de la OEA. Lima 51 pp.
- Gardner, R.T. (2008) Native and indigenous biocontrols for *Ailanthus altissima*. PhD Thesis Faculty of the Graduate School of the University of Maryland, 151pp. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <<https://drum.lib.umd.edu/bitstream/handle/1903/8526/umi-umd-5592.pdf> >
- Gargiullo, M. B. (2005). *Ailanthus altissima* (Tree of heaven). Invasive Plants of Asian Origin Established in the United States and Their Natural Enemies, Volume 1. Journal of The Torrey Botanical Society.: 10-12. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:< <https://www.fs.fed.us/foresthealth/technology/pdfs/IPAOv1ed2.pdf>>
- Guillon, M. et al. (1994) Fusaclean [*Fusarium oxysporum* (FO47)]: use of antagonist to *Fusarium oxysporum* control. Institut national de la recherche agronomique, Centre de Versailles-Grignon, Francia. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:< <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=FR9507541>>
- Ilic, J. (2014) Improvement of cherry plant growth by endophytic *Fusarium* isolated from weeds. [Presentación en PDF] Department of Plant Pathology. Faculty of Agriculture. Osijek, Croatia. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:<www.bordeaux.inra.fr/Fcherry/Fdocs/Fdossiers/FActivities/FMeetings/F2014/52009/52015-17/520WG1/520Meeting_Novi/520Sad/FPresentations/FIlic_Novi-Sad2014.pdf>
- Karayan, L.C. & Quiroga, L.M. (2009) Infecciones causadas por hongos negros [PowerPoint] [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW:<corebio.org.ar/descargas/viejo/Corebio_Hongos_Negros.ppt>
- Kowarik, I., & Saumel, I. (2007) Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 8(4): 207–237. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <http://waingerlab.cbl.umces.edu/FreeMindMaps/FreeMind_Papers/Trees/Kowarik_/6_Saumel_2007.pdf>
- Lorenzini, G. (2016) Will a fungus save us from the *Ailanthus* invasion? Italian Journal of Mycology vol. 45: 13-18 [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: < <https://italianmycology.unibo.it/article/download/6151/5925>>
- Marqués Villavecchia, A.M. et al. (2015) Manual de prácticas de Microbiología y i II. Edicions Universitat de Barcelona. Barcelona. 148 pp.
- Maschek, O. & Halmschlager, E. (2016) First Report of Verticillium Wilt on *Ailanthus altissima* in Europe Caused by *Verticillium nonalfalae* Plant disease. 100 (2): 529-529 [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <<http://apsjournals.apsnet.org/doi/10.1094/PDIS-07-15-0733-PDN>>
- Pérez Bocourt, et al. (2010), J. Aislamiento e identificación de hongos en compost elaborado a partir de residuos sólidos urbanos. *Agro sur*, abr. 2010, vol.38, no.1, p.1-7. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <http://mingaonline.uach.cl/scielo.php?pid=S0304-88022010000100001&script=sci_arttext>

- Rebbeck, J. (2013) First report of Verticillium wilt caused by *Verticillium nonalfalfae* on Tree-of-Heaven (*Ailanthus altissima*) y Ohio. Plant disease. 97 (7): 999-999 [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <<http://apsjournals.apsnet.org/doi/10.1094/PDIS-01-13-0062-PDN>>
- Refai, M. et al. (2015) Monograph on the genus Fusarium. Cairo University. Giza, Egypt. 275 pp. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <https://www.researchgate.net/profile/Mohamed_Refai3/publication/278848152_Monograph_on_the_Genus_Fusarium/links/5586e80d08ae71f6ba913b04/Monograph-on-the-Genus-Fusarium.pdf>
- Sanz Elorza, M. et al. (2004) Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 386 pp. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <www.animalrecord.net/Atlas_Plantas_Aloctonas_Espana.pdf>
- Schall, M.J. (2008) *Verticillium* wilt of *Ailanthus altissima*. PhD Thesis. The Graduate School of Agricultural Sciences. The Pennsylvania State University, 202 pp.
- Schuette, J. (1998) Environmental fate of glyphosate. Environmental Monitoring & Pest management. Department of Pesticide Regulation. Sacramento, CA, 13 pp. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <www.cdpr.ca.gov/docs/emon/pubs/fatememo/glyphos.pdf>
- Schuh, et al. (2016) Invasive alien plants – A green tsunami. [Presentación en PDF] University of Natural Resources and Life Sciences [Viena, Austria]: ÖBB-Infrastruktur AG, Mayo, 2016 [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible <http://events.uic.org/IMG/pdf/session_7b_-_thomas_schuh_-_obb_-_invasive_alien_plants_.pdf7>
- Seifert, K. (1996) Fusarium interactive key. Agriculture and Agri-Food Canada. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <<https://www.researchgate.net/file.PostFileLoader.html?id=53bf638ad685cc3f458b464e&assetKey=AS%3A272157437825024%401441898797310>>
- Serra Manetas, J. (2006) Informació per a les persones que porten lents de contacte sobre les infeccions per *Fusarium*. [Nota informativa] Direcció General de Recursos Sanitaris. Departament de Salut. Generalitat de Catalunya [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <<https://www.comb.cat/Upload/Documents/149.PDF>>
- Smith S.N. (2007) An overview of ecological and hábitat aspects in the genus Fusarium with special emphasis on the soil-borne pathogenic forms. Plant Pathology Bulletin 16: 97-120 [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <140.112.183.1/cpps/pdf/16-3/p097-120.pdf>
- Smith, A. & Smedley, A. (2011) Fusarium oxysporum. Microbe Wiki [en línea] Michigan State University. [Ann Arbor, Michigan, US]: Pages edited by students of Jay Lennon at Michigan State University, 28 de setiembre de 2011. Microbe Wiki. [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <https://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Fusarium_oxysporum#Species>
- Zhang, T.Y. & Guo, Y.L. (1998) Studies on the genus Alternaria from china I. Mycosystema (Acta Mycologica Sinica), 17(1):pp.11-14 [ref. de 20 de setiembre de 2017] Accesible a través de WWW: <<http://en.oversea.cnki.net/kcms/detail/detail.aspx?QueryID=14&CurRec=4&dbCode=CJFD&filename=JWXT199801003&dbname=CJFD9899>>

Utilización de hongos saprófitos en la lucha contra *Ailanthus altissima* y *Acacia dealbata*

MONTERO CALVO AJ^{1,3}, MURILLO VILANOVA M¹, GUTIÉRREZ ESTEBAN M², ABEL SCHAAD D² & SANTIAGO BELTRÁN R¹

1. Centro de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de Extremadura (CICYTEX). Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón Vegetal (ICMC).
2. Fomento de Técnicas Extremeñas, S.L.
3. Contacto: adrian.montero@juntaex.es. Tel. 924003100.

Palabras clave: invasoras, erradicación, *Pleurotus ostreatus*, *Ganoderma lucidum*, *Trametes versicolor*

RESUMEN

La expansión de especies exóticas invasoras constituye la segunda causa de pérdida de biodiversidad en el planeta. Como respuesta a esta amenaza, el proyecto LIFE+INVASEP (10/NAT/ES/000582) ha planteado su prevención, control y erradicación temprana. *Acacia dealbata* Link y *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle son dos especies incluidas en el catálogo de exóticas invasoras del estado español. Habitualmente se utilizan métodos mecánicos y químicos para su erradicación. Sin embargo, en el ámbito del proyecto INVASEP, se ha considerado una alternativa biológica para detener su rebrote tras la corta. La utilización de hongos saprófitos para agotamiento de cepas es una técnica que se viene usando desde los años 90. Nosotros proponemos la inoculación de *Pleurotus ostreatus* (Jacq. ex Fr.) P. Kumm., *Ganoderma lucidum* (Curtis) P. Karst. y *Trametes versicolor* (L.: Fr.) Quél. en tocones de individuos recién apeados y el estudio del rebrote de ambas invasoras en los mismos. Tras siete meses de tratamiento no es posible obtener conclusiones, más allá de comprobar que los hongos están progresando en el tocón y que *Ailanthus altissima* limita su desarrollo mediante la producción de goma y resinas. La climatología atípica en otoño de 2016 y en primavera de 2017 han hecho que el desarrollo de los hongos sea inferior al esperado. Unas condiciones ambientales más favorables en los próximos otoño y primavera mejorarían su implantación y mermarían la capacidad de rebrote de las invasoras.

USE OF SAPROPHYTIC FUNGI IN THE FIGHT AGAINST *AILANTHUS ALTISSIMA* AND *ACACIA DEALBATA*

ABSTRACT

The expansion of invasive alien species is the second cause of biodiversity loss on the planet. In response to this threat, the LIFE + INVASEP (10 / NAT / ES / 000582) project has focused on prevention, control and early eradication. *Acacia dealbata* Link and *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle are two species included in the Spanish catalogue of invasive exotic species. Usually mechanical and chemical methods are used for their eradication. However, within the scope of the INVASEP project, a biological alternative has been considered to stop their regrowth after the cut. The use of saprophytic fungi for the stumps depletion is a technique that has been used since the '90s. We propose the inoculation of *Pleurotus ostreatus* (Jacq. Ex Br.) P. Kumm., *Ganoderma lucidum* (Curtis) P. Karst. and *Trametes versicolor* (L. : Fr.) Quél. on stumps of freshly cut individuals and the study of the subsequent resurgence of both invasives. After seven months of treatment it is not possible to obtain definitive conclusions, beyond to verify that the fungi are progressing in the stump and that *Ailanthus altissima* limits their development by the production of gum and resins. The atypical climatology in the autumn of 2016 and in spring of 2017 has made the development of the fungi lesser than expected. More favorable environmental conditions in the forthcoming autumn and spring would improve their settlement and reduce the ability of the invaders to regrow.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son un importante componente del cambio climático global. Actualmente se consideran según el PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), la segunda causa de pérdida de biodiversidad en el mundo, precedida tan sólo por la destrucción de hábitats y la fragmentación del paisaje (Constán Nava et al. 2008).

Las especies introducidas que consiguen naturalizarse pueden provocar impactos con consecuencias importantes desde el punto de vista ambiental, sanitario y económico (Andreu & Vilá 2007). Luchar contra estas especies invasoras a través de la prevención, el control y la erradicación temprana se presenta como la solución para frenar el ritmo de las invasiones biológicas y minimizar los problemas producidos por éstas.

En esta línea, para contribuir a la lucha contra esta amenaza, surge el proyecto LIFE+INVASEP (10/NAT/ES/000582) "Lucha contra especies invasoras en las cuencas hidrográficas del Tajo y del Guadiana en la Península Ibérica", que incluye, entre las especies objetivo, *Acacia dealbata* Link. y *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Ambas aparecen en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (RD 630/2013) con ámbito de aplicación en la Península Ibérica y en el Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras de España (Sanz-Elorza et al. 2004), estando actualmente entre las 20 especies alóctonas consideradas más dañinas en España (GEIB 2006).

Acacia dealbata (mimosa) es una especie de Leguminosa originaria del sudeste de Australia y de Tasmania. Introducida en muchas zonas templadas del mundo para su cultivo en jardinería, actualmente es la mimosa ornamental más empleada en Europa. Es actualmente reconocida como una de las peores plantas invasoras en los ecosistemas terrestres de Portugal y también muy abundante en España, donde está puntualmente naturalizada en varias comunidades autónomas (Marchante & Marchante 2008). Se cultiva con bastante frecuencia en jardines y, en menor medida, como planta fijadora de taludes en infraestructuras viarias.

Ailanthus altissima (ailanto) es una especie de Simarubácea procedente de Asia, nativa de Taiwán y China central. Introducida en todo el mundo como fijadora de taludes, productora de madera y como ornamental, muy utilizada en jardines públicos en el sur de Europa. Actualmente se comporta como especie exótica invasora en gran parte del mundo. En la Península Ibérica se utilizó durante todo el siglo XX como estabilizador de taludes y terraplenes en infraestructuras (carreteras, vías férreas). A partir de las zonas de plantación se ha naturalizado en forma de densas arboledas en los márgenes de las carreteras y en segunda línea de las riberas. Se distribuye sobre todo por el área mediterránea, con algunas citas en el centro y el norte peninsular (Sanz-Elorza et al. 2004).

La invasión expansiva de estas dos especies se debe principalmente a su elevada tasa de crecimiento, a la vigorosa capacidad de regeneración vegetativa de raíz y de cepa y a la elevada producción de semillas de gran longevidad (Sanz-Elorza et al. 2004; GEIB 2006). Además, la germinación de las mimosas es estimulada por el fuego, que rompe su latencia (Sheppard et al. 2006; Marchante & Marchante 2008; Lorenzo et al. 2010) y el ailanto produce sustancias alelopáticas que pueden prevenir el establecimiento de otras especies.

Tanto la mimosa como el ailanto son, desde hace tiempo, objetivo de medidas de control en áreas con interés para la conservación, frecuentemente con poco éxito. Dadas las características bioecológicas de ambas especies, su erradicación es muy complicada. Los métodos mecánicos de control tienen limitada su eficacia y solo deben usarse como un paso previo al control químico. Debido a la capacidad de rebrote de estas especies, sólo son efectivos si se descuajan las plantas con toda su cepa, lo que exige el empleo de maquinaria y ataques puntuales a cada planta o rodal (Swearingen & Pannill 2009).

Para el uso de métodos químicos debe tenerse en cuenta la selectividad del herbicida, su actividad en el suelo y su persistencia, de cara a posibles efectos en otras especies por lo que su uso debe ser local. Resalta en la bibliografía la heterogeneidad de metodologías recogidas, técnicas de aplicación,

concentraciones y principios activos, destacando, por sus resultados, el Glifosato y el Triclopir (SE-EPPC 2002; Burch & Zedacker 2003; Sanz-Elorza et al. 2004; Swearingen & Pannill 2009; Campos et al. 1999, 2002; Santos & Monteiro 2007; Neves 2015).

Pero la conjugación de métodos mecánicos (corte raso con motosierra) y químicos (pincelado de las cepas y/o pulverización de los rebrotes), es costosa y requiere la aplicación de varias intervenciones y el seguimiento de la evolución del tratamiento durante varios años para evitar rebrotes y germinación de nuevas plántulas (Sanz-Elorza et al. 2004; Swearingen & Pannill 2009).

Según el análisis coste-eficacia de las medidas de control realizado por Arroyo et al. (2012) para *A. dealbata* y *A. altissima*, el control biológico es el único que presenta un bajo coste. Sin embargo, hasta el momento no se han detectado posibles agentes biológicos para su control efectivo en España.

Hay que tener en cuenta que la introducción de especies alóctonas para el control de invasoras puede tener consecuencias nefastas para la flora y fauna autóctona. Así, para que esta alternativa resulte sostenible, se requiere el estudio de especies autóctonas susceptibles de ser utilizadas como agentes para el control biológico. Existen estudios de este tipo en otros países para las acacias (Gathe 1971; Denill 1985; Morris 1997; Fagúndez & Barrada 2007; Wood & Morris 2007), y el ailanto (Wright & Wells 1948; U.S. Department Of Agriculture 1949; Pirone 1959; Sanz-Elorza et al. 2004; Swearingen & Pannill 2009), pero en España, hasta el momento, no se han detectado posibles agentes biológicos para el control efectivo de estas dos invasoras. Por ello, en el proyecto LIFE+INVASEP se plantea la selección de agentes autóctonos que ofrezcan una alternativa viable para resolver el problema.

La selección de hongos de pudrición como alternativa para el control de plantas exóticas invasoras ha sido estudiada para algunas especies. Estos hongos suelen actuar sobre pies arbóreos con bajo vigor vegetativo, pudiéndose asemejar al caso de los tocones. Actúan mediante la emisión de enzimas, afectando a los componentes de la pared celular de la madera, celulosa, hemicelulosas y lignina, eliminándolos y produciendo su pudrición.

En la naturaleza muchos hongos pueden degradar la madera, pero destacan en este aspecto los *Basidiomycetes*, capaces de degradar eficientemente la lignina y en menor escala la celulosa y hemicelulosas (Rayner & Boddy 1988).

Ganoderma lucidum (Curtis) P. Karst., *Trametes versicolor* (L.:Fr.) Quél. y *Pleurotus ostreatus* (Jacq. Ex Fr.) Kumm. son citados por Arrojo (2006) como hongos *Basidiomycetes*, presentes en Extremadura, que ocasionan podredumbre blanca. Estas tres especies se conocen como parásitos facultativos, que no atacan a los árboles sanos, pero sí pueden desarrollarse sobre árboles enfermos o tocones.

No existen referencias bibliográficas respecto al uso de estos tres hongos para la erradicación de *A. dealbata* y *A. altissima*, aunque sí se han estudiado sus efectos, o el de su género, sobre otras especies en distintos países.

G. lucidum es capaz de colonizar madera de diferentes especies arbóreas como haya, quejigo, robles y castaño (Cuesta 2003) y se ha estudiado la asociación de varias especies de *Ganoderma* con la pudrición radical en acacias y eucaliptos (Harsh et al. 1993; Monteiro & Freitas 1997; Alonso et al. 2007; Beets et al. 2008; Glen et al. 2009; Puspitasari et al. 2012).

P. ostreatus suele encontrarse sobre la madera en descomposición de las alisedas y choperas, y además se han realizado diversos estudios de tratamiento con micelio de este hongo en tocones de haya, roble (Łakomy 2005; Szczepkowski & Piętko 2007, 2008; Karim et al. 2016) y eucalipto (Abreu et al. 2007).

T. versicolor vive sobre madera muerta de árboles caducifolios. Se han realizado ensayos comparativos de pudrición producida por éste y otros hongos en eucalipto (Alonso et al. 2007), o en haya (Bari et al. 2015 y 2016).

Dada la efectividad de estos tres hongos saprófitos para la eliminación de individuos enfermos y tocones de algunas especies arbóreas, y teniendo en cuenta que son autóctonos en Extremadura, nuestra propuesta consiste en su uso como agentes biológicos de control para *A. dealbata* y *A. altissima*. Para ello se estudia la depuración de las técnicas de cultivo de los hongos en laboratorio y su inoculación en campo, así como los efectos de cada una de las especies de hongos en la capacidad de rebrote de ambas invasoras.

METODOLOGÍA

El trabajo realizado se ha desarrollado siguiendo el esquema que aparece en la Figura 1. Los trabajos comenzaron en mayo de 2016, permaneciendo activos en la actualidad.



Figura 1. Esquema de trabajo.

Material biológico

Se han utilizado 3 especies de hongos, *Pleurotus ostreatus* (Jacq. Ex Br.) P. Kumm., *Ganoderma lucidum* (Curtis) P. Karst. y *Trametes versicolor* (L.: Fr.) Quél.

El material de *P. ostreatus* utilizado procede del catálogo de cepas de CICYTEX, con número de catálogo PO12100. En cuanto a las otras dos especies, cuyas características figuran en la tabla, fueron recogidas a lo largo de 2016, aunque únicamente fueron utilizadas GL16001, GL16007 y TV16005.

Tabla 1. Cepas aisladas con éxito.

Nº Cepa	Especie	Localidad de recogida
GL16001	<i>G. lucidum</i>	Jarandilla de la Vera (Cáceres)
GL16007	<i>G. lucidum</i>	Mérida (Badajoz)
GL16013	<i>G. lucidum</i>	Santibáñez el Bajo (Cáceres)
TV16005	<i>T. versicolor</i>	Cuacos de Yuste (Cáceres)
TV16006	<i>T. versicolor</i>	Cuacos de Yuste (Cáceres)

Aislamiento del micelio

El aislamiento del micelio se realizó siguiendo dos métodos distintos. En el caso de *Ganoderma lucidum* se obtuvieron secciones de 5x10 mm del interior del sombrero. Estas secciones, sin tratamiento de desinfección, se introdujeron semisumergidas en la superficie del medio de cultivo.

En el caso de *T. versicolor*, su cuerpo de fructificación no es lo suficientemente grueso como para obtener secciones interiores. Se cortaron, del perímetro libre del carpoforo, secciones cuadradas de 1 cm de lado que se sumergieron, durante dos minutos, en una solución de hipoclorito sódico al 3%, tras lo cual se les sometió a cuatro lavados sucesivos en agua destilada. Se introdujo cada sección en etanol al 70% durante 20 segundos y se les sometió a un último lavado en agua destilada. Por último, se depositaron sobre la superficie del medio de cultivo.

El medio de cultivo utilizado es PDA, agar patata-dextrosa (VWR Chemicals 84651.0500), preparado siguiendo las instrucciones del fabricante.

Las placas inoculadas, con los aislamientos de cada especie, cerradas y selladas con Parafilm, se mantuvieron en la oscuridad a 24°C. El crecimiento se observa bajo microscopio a las pocas horas y es visible a simple vista a partir de las 24 horas. Las placas libres de contaminación se cubren totalmente de micelio al cabo de unos 10 días.

Una vez garantizado el desarrollo del micelio puro de cada especie se obtuvieron secciones del mismo que se colocaron en placas con medio de cultivo, con destino a conservación y a obtención de material biológico para las siguientes fases del proyecto.

Producción de inóculo

La producción de inóculo se ha basado en dos técnicas distintas, en función del soporte del hongo. Por un lado, se eligieron torillos o clavijas de madera, de las habitualmente utilizadas en ebanistería y, por otro, se ha utilizado una mezcla a base de serrín de las especies arbóreas objetivo, es decir, *A. dealbata* y *A. altissima*.

- Producción de inóculo a base de clavijas de madera

Las clavijas de madera son clavijas comerciales cilíndricas, estriadas, de madera de haya, de 40 mm de longitud y de 8 mm de diámetro. Antes de proceder a su inoculación se mantuvieron sumergidas 48 horas en agua destilada, vertida sobre los torillos a 100°C aproximadamente. Transcurrido dicho periodo, se depositaron sobre papel de filtro para eliminar el agua superficial. Con el fin de facilitar el manejo en campo y evitar contaminación en torillos no utilizados, se guardaron en recipientes de polipropileno, autoclavables y capacidad para 20 unidades, que fueron autoclavados a 121°C durante 50 minutos. Transcurridas 48 horas se volvieron a autoclavar en las mismas condiciones y se dejaron enfriar hasta temperatura ambiente.

Cada uno de estos recipientes se inoculó con cinco secciones de micelio procedente de cultivo puro sobre PDA. Las secciones se obtuvieron con un sacabocados de entre 5 y 8 mm de diámetro y se distribuyeron uniformemente por todo el volumen del recipiente, procurando que la cara de la sección con micelio entre en contacto con la madera.

Los recipientes, con su tapa superpuesta, no cerrada y sellados con Parafilm, se mantuvieron a 24°C y 94% de humedad relativa hasta su utilización, un mínimo de 45 días después.

- Producción de pasta para inocular

Para la producción de pasta es necesario desarrollar el micelio, en una primera fase, sobre sorgo en grano. Este inóculo se añade homogéneamente en una proporción 1:20 con una mezcla que tiene la siguiente composición:

Tabla 2. Composición de la pasta para inocular.

Material	Cantidad
Astilla de madera	78%
Salvado puro de trigo	10%
Sorgo en grano molido	10%
Yeso alimentario	2%
Agua	100%

Se utilizó *A. dealbata* y *A. altissima* como fuente de madera para la mezcla. Se prepararon envases de 150 ml con 44 g de la mezcla que fueron inoculados con 7,5 ml de micelio primario. Después de inoculados los recipientes se taparon superponiendo su tapa y sellándolo con Parafilm. Los envases se mantuvieron a 24°C y 94% de humedad relativa en la oscuridad hasta la total infección de la mezcla.

Transcurridos 45 días, el inóculo en sus dos formas estaba listo para su uso, con algunas diferencias en cuanto a su desarrollo. Se quiso comprobar que, tanto *A. altissima* como *A. dealbata*, podrían servir de soporte para el desarrollo de las tres especies de hongo elegidas mediante un ensayo con trozas apeadas. Para ello, se pusieron en saturación durante 48 horas 21 trozas de cada especie. Posteriormente se introdujeron en bolsas con filtro para el cultivo de hongos y se autoclavaron 90 minutos a 121°C. Transcurridas 48 horas se volvieron a autoclavar. Cada troza se inoculó con 6 torillos de madera infectados con un hongo, de manera que se realizaron los tratamientos que figuran en la Tabla 3.

Tabla 3. Número de trozas por tratamiento

Especie	<i>A. altissima</i>	<i>A. dealbata</i>
<i>T. versicolor</i>	7	7
<i>G. lucidum</i>	7	7
<i>P. ostreatus</i>	7	7

Las trozas se guardaron dentro de sus bolsas en cámara de cultivo a 24°C y 94% de humedad relativa. A los 10 días el desarrollo del micelio era patente, desarrollándose en las fendas interiores, bajo corteza y sobre corteza. Transcurridos 45 días desde la inoculación el micelio de las tres especies de hongos ocupaba toda la superficie exterior de las trozas. Las trozas se sacaron a un umbráculo exterior donde se mantuvo la humedad mediante difusores. Un mes después de su salida al exterior buena parte de las trozas tenían carpóforos de cada una de las especies con las que fueron inoculadas, con distinto grado de desarrollo, si bien fue *T. versicolor* el hongo que desarrolló cuerpos de fructificación con mayor profusión.

Tabla 4. Trozas con cuerpos de fructificación.

	<i>Ailanthus altissima</i>	<i>Acacia dealbata</i>
<i>Pleurotus ostreatus</i>	1	2
<i>Ganoderma lucidum</i>	4	7
<i>Trametes versicolor</i>	7	7

Ensayos de campo

Los ensayos de campo se desarrollaron en dos localizaciones, el Albergue Municipal de Mérida (Badajoz) que acoge alrededor de 200 ejemplares de *A. dealbata*, con edades comprendidas entre los 10 y los 20 años y la zona de servidumbre de la Autovía A5, en el término municipal de Romangordo (Cáceres), donde habitan unos 150 ejemplares de *A. altissima* con una edad comprendida entre los 15 y los 20 años.

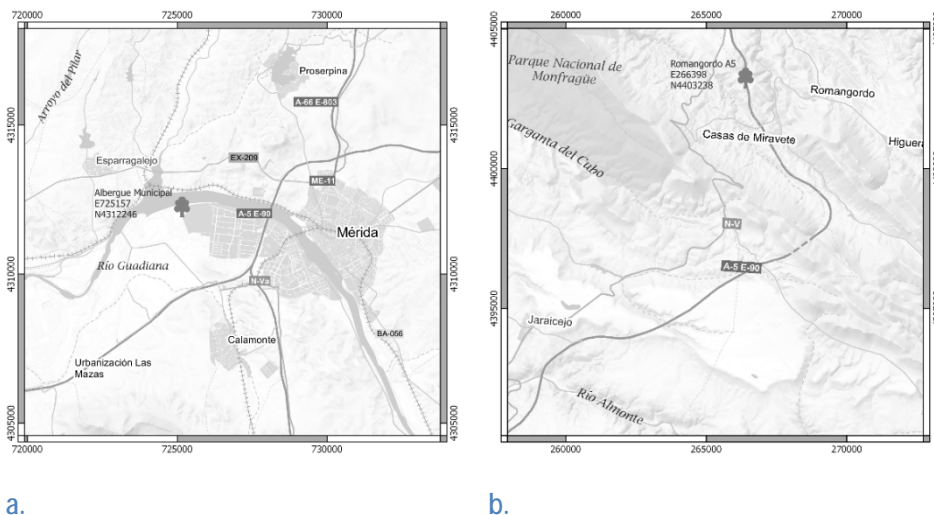


Figura 2. Localización de las parcelas experimentales. a) Mérida (ETRS89 H29) b) Romangordo (ETRS89 H30).

Antes de la inoculación se apearon los pies objeto de tratamiento. En el caso de la parcela de Romangordo los pies se cortaron a lo largo de la última semana de octubre de 2016, dejando los tocones con una altura de 75 cm. Posteriormente se rebajó la altura a 20 cm, el mismo día que se realizó el tratamiento, en la tercera semana de noviembre de 2016. En el caso de la parcela de Mérida el apeo se ejecutó el mismo día de la inoculación, a lo largo de la segunda semana de 2016.

En ambas parcelas se dispusieron 7 tratamientos aproximándolo a un diseño aleatorizado por bloques completo, con 15 bloques, en cada uno de los cuales hay una repetición por tratamiento. De este modo, se realizaron las siguientes inoculaciones en cada una de las parcelas (Tabla 5).

Tabla 5. Número de inoculaciones por tratamiento.

Hongo	Formato	
	Pasta	Torillo
<i>T. versicolor</i>	15	15
<i>G. lucidum</i>	15	15
<i>P. ostreatus</i>	15	15
Control	15	

Para la inoculación con cualquiera de los soportes, pasta y torillos, se practicaron orificios con una broca de paleta de 10 mm, distanciados entre 10 y 15 cm y a unos 10 cm del suelo, en dirección radial. La profundidad de la perforación fue de 50 mm y se inocularon a los pocos minutos de su ejecución.

Se han realizado una serie de visitas a las parcelas de ensayo desde la inoculación para la toma de datos. En dichas visitas se anotó la presencia de rebrote de las especies tratadas, la presencia de micelio y eventualmente, la presencia de carpoforos, todo ello junto con la orientación en la que aparecía el rebrote y el micelio. Además, se realizaron anotaciones y fotografías de detalles de interés.

RESULTADOS

Los resultados que, a fecha de hoy, ofrece el trabajo realizado son muy limitados, debido al poco tiempo transcurrido desde la inoculación en campo.

En la parcela de *A. dealbata*, no se ha observado la presencia de micelio, por lo que no se ofrecen datos numéricos.

En el caso de *Ailanthus altissima* se ha observado crecimiento de micelio en los tres saprófitos.

Tabla 6. Micelio observado en *A. altissima*. GL: *Ganoderma lucidum*; TV: *Trametes versicolor*; PO: *Pleurotus ostreatus*; CL: Control.

	Tocones inoculados				Tocones con crecimiento de micelio			
	GL	TV	PO	CL	GL	TV	PO	CL
Torillos	15	15	15		4	7	5	
Pasta	15	15	15		5	8	2	
Control				15				0

Sin embargo, el crecimiento es más lento de lo que se esperaba tras comprobar el rápido desarrollo en condiciones de laboratorio. En principio achacamos este efecto a que el otoño de 2016 y la primavera de 2017 han sido excepcionalmente secos.

De los resultados expresados en la Tabla 6 se observa micelio en el exterior de los tocones en el 34,44% de los casos. La evolución ha sido muy variable, según la especie utilizada, observándose desde un 13% de crecimiento de micelio en *P. ostreatus* con inoculación en pasta, hasta un 53% en el caso de *T. versicolor* también en pasta.

En cuanto al rebrote de *A. altissima*, se puede ver en la Tabla 7 que el rebrote ha sido generalizado, con una pequeña diferencia en el caso de *T. versicolor*.

Tabla 7. Rebrote observado en *A. altissima*. GL: *Ganoderma lucidum*; TV: *Trametes versicolor*; PO: *Pleurotus ostreatus*; CL: Control.

	Tocones inoculados				Tocones con rebrote			
	GL	TV	PO	CL	GL	TV	PO	CL
Torillos	15	15	15		12	9	12	
Pasta	15	15	15		12	12	12	
Control				15				12

Un aspecto importante a tener en cuenta, es la orientación geográfica de la posición del tocón, tanto en el crecimiento superficial del micelio, como en el número de rebrotes observados, ya que la humedad en el microhábitat del terreno, depende de la exposición solar, orientación y precipitación.

Se observa una tendencia del rebrote en las orientaciones norte del tocón y un ligero mayor desarrollo de los hongos en la orientación sur. Sin embargo, debido a la escasez de datos existentes hasta la fecha, no podemos estudiar si hay una significación estadística en dichas diferencias.

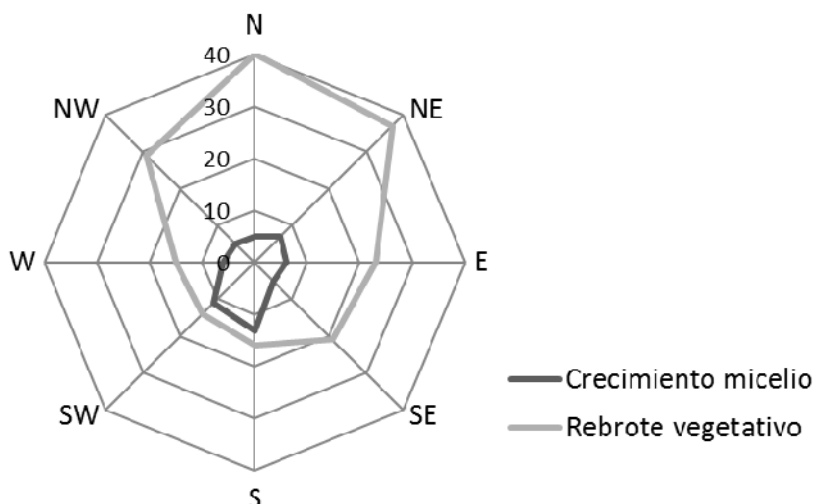


Figura 3. Número total de inóculos con crecimiento superficial de micelio (x2) vs. número de rebrotes vegetativos en tocones, distribuidos según la orientación del tocón.

CONCLUSIONES

Debido al poco tiempo transcurrido desde la inoculación de los hongos en campo y a las condiciones climatológicas poco favorables para su desarrollo en las épocas de máximo crecimiento, no es posible aventurar conclusiones sobre el trabajo realizado.

Hasta la fecha no se puede presuponer ningún efecto sobre el rebrote de las invasoras provocado por el desarrollo del micelio de los hongos estudiados. Este desarrollo está siendo muy superior en *A. altissima* que en *A. dealbata*, aunque habrá que esperar al nuevo ciclo de crecimiento de los hongos para confirmarlo, si las condiciones climáticas son adecuadas.

Aún no se observa una tendencia clara del crecimiento del micelio de ninguna de las especies, en función de la orientación del inóculo en el tocón.

AGRADECIMIENTOS

A LIFE+NAT/ES/000582 "Lucha contra especies invasoras en las cuencas hidrográficas del Tajo y Guadiana en la Península Ibérica" por la financiación de la acción A.1: Inventario de las Especies Invasoras *Acacia dealbata* y *Allanthus altissima* y Ensayo de Medidas de Prevención y Control, bajo la cual se están realizando los trabajos contenidos en este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abreu LD, Marino RH, Mesquita JB & Ribeiro GT (2007) Degradação da madeira de *Eucalyptus* sp. por basidiomicetos de podridão branca. *Arquivos do Instituto Biológico* 74(4):321-328.
- Alonso SK, Silva AG, Kasuya MCM, Barros NF, Cavallazzi JRP, Bettucci L, Lupo S & Alfenas AC (2007) Isolamento e seleção de fungos causadores da podridão-branca na madeira em florestas de *Eucalyptus* spp. com potencial de degradação de cepas e raízes. *Revista Árvore* 31(1):145-155.
- Andreu J & Vilá M (2007). Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles. *Ecosistemas* 16:109-124.
- Arrojo E (coord) (2006) Los hongos en Extremadura. Junta de Extremadura, Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. 274 pp.
- Arroyo C, Camprodón J, Carrapiço F, Fabião A, Guixé D, Monteiro A, Mora P, Moreira I, Moreira JF, Ordeix M, Rodríguez L, Teixeira G & Vericat P (eds) (2012) Guía de control de bioinvasoras vegetales en ríos de la Península Ibérica. SUDO, Ricover, Badajoz. 118pp.
- Bari E, Nazarneshad N, Kazemi SM, Mohebbi B, Schmidt O & Clausen CA (2015) Comparison between degradation capabilities of the white rot fungi *Pleurotus ostreatus* and *Trametes versicolor* in beech wood. *International Biodeterioration & Biodegradation* 104:231-237.

- Bari E, Taghiyari HR, Naji HR, Schmidt O, Ohno KM, Clausen CA & Bakar ES (2016) Assessing the destructive behaviors of two white-rot fungi on beech wood. *International Biodeterioration & Biodegradation* 114:129-140.
- Beets PN, Hood IA, Kimberley MO, Oliver GR, Pearce SH & Gardner JF (2008) Coarse woody debris decay rates for seven indigenous tree species in the central North Island of New Zealand. *Forest Ecology and Management* 256:548-557.
- Burch, P.; Zedacker, S.; 2003. Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. *Journal of Arboriculture* 29(1):18-24.
- Campos J, Rocha ME & Tavares M (1999) Resultado da Aplicação de Garlon e Roundup sobre as *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia* e *Acacia melanoxylon*, nas dunas do litoral. In: Actas do 1º Encontro sobre Invasoras lenhosa I, pp 134-142. Gerês, Portugal.
- Campos J, Rocha ME & Tavares M (2002) Controlo de Acácias com fitocidas nas Dunas do Litoral. *Silva Lusitana* 10(2):201-206.
- Constán Nava S, Bonet Jornet A & Serra Laliga L (2008) Efectos de la especie invasora *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle sobre la diversidad vegetal en bosques de ribera del LIC Serra de Mariola y Carrascal de la Font Roja. *Iberis* 6:65-75.
- Cuesta J (2003) Ecología de los Hongos (1.ª parte). *Foresta* 23:22-34.
- Denill GB (1985) The effect of the gall wasp *Trichilogaster acaciaelongifoliae* (Hymenoptera: Pteromalidae) on reproductive potential and vegetative growth of the weed *Acacia longifolia*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 14:53-61.
- Fagúndez J & Barrada M (2007) Plantas invasoras de Galicia: Biología, distribución e métodos de control. Xunta de Galicia, Dirección Xeral de Conservación. 209 pp.
- Gathe J (1971) Host range and symptoms in western Australia of gall rust, *Uromycladium tepperianum*. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 54:114-118.
- GEIB (2006) TOP 20: Las 20 Especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica 2. 116 pp.
- Glen M, Bougher NL, Francis AA, Nigg SQ, Lee SS, Irianto R, Barry KM, Beadle CL & Mohammed CL (2009) *Ganoderma* and *Amauroderma* species associated with root-rot disease of *Acacia mangium* plantation trees in Indonesia and Malaysia. *Australasian Plant Pathology* 38(4):345-356.
- Harsh NSK, Soni KK & Tiwari CK (1993) *Ganoderma* root-rot in an *Acacia* arboretum. *European Journal of Plant Pathology* 23:252-254.
- Karim M, Daryaei MG, Torkaman J, Oladi R, Ghanbary MAT & Bari E (2016) In vivo investigation of chemical alteration in oak wood decayed by *Pleurotus ostreatus*. *International Biodeterioration & Biodegradation* 108:127-132.
- Łakomy P (2005) Control of *Armillaria* spp. in deciduous tree stumps by *Basidiomycetes*. In: Manka M & Lakomy P (eds) Root and butt rots of forest trees. Proceedings of the 11 th International Conference on Root and Butt Rots, IUFRO Working Party 7. 02.01, August 16-22, 2004, pp 412-419. Poznan-Białowieza, Poland.
- Lorenzo P, González L & Reigosa MJ (2010) The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science* 67:101.
- Marchante H & Marchante E (2008) Rasgos comunes de las mimosas de origen australiano que invaden la Península Ibérica. In: Vilà M, Valladares F, Traveset A, Santamaría L & Castro P (eds) Invasiones Biológicas. pp 171-174. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Monteiro MBB & Freitas AR (1997) Método de ensaio acelerado para avaliação da durabilidade natural de madeiras. *Revista Árvore* 21(4):555-561.
- Morris MJ (1997) Impact of the gall-forming rust fungus *Uromycladium tepperianum* on the invasive tree *Acacia saligna* in South Africa. *Journal of Biological Control* 10:75-82.
- Neves, Sílvia. Controlo de *Acacia dealbata* na Paisagem Protegida da Serra do Açor. [en línea]. [Setúbal], Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, IP, octubre 2015 [ref. de 20 de octubre de 2016]. Accesible a través de World Wide Web: <<http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/resource/1-encontro-cnf-2015/6-CONTROLO-ACACIA-PPSA.pdf>>.
- Pirone PP (1959) Tree maintenance, 3d ed. Oxford University Press. New York. 436 pp.
- Puspitasari D, Yuskianti V, Rimbawanto A, Beadle C, Glen M & Mohammed C (2012) Identification of several *Ganoderma* species causing root rot in *Acacia mangium* plantation in Indonesia. In: Mohammed C, Beadle C, Roux J & Rahayu S (eds) Proceedings of International Conference on The Impacts of Climate Change to Forest Pests and Diseases in The Tropics (IUFRO WP.7.02.07) 8-10 October 2012. pp 157-161. Yogyakarta, Indonesia.
- Rayner ADM & Boddy L (1988) Fungal Decomposition: Its Biology and Ecology. John Wiley & Sons, New York. 602 pp.
- Rayner ADM (1977) Fungal colonization of hardwood stumps from natural sources: II. *Basidiomycetes*. *Transactions of the British Mycological Society* 69 (2):303-312.
- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. BOE núm. 185, de 3 de agosto de 2013, páginas 56764 a 56786. 23 pp.
- Santos A & Monteiro A (2007) Controlo de invasoras lenhosas no Parque Ecológico do Funchal. *Silva Lusitana* 15(2): 249-255.
- Sanz-Elorza M, Dana ED & Sobrino E (2004) Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 384 pp.
- SE-EPPC. Southeast Exotic Pest Plant Council Invasive Plant Manual [en línea]. The Bugwood Network - The University of Georgia College of Agricultural and Environmental Sciences and Warnell School of Forestry and Natural Resources [Nashville, USA], SE-EPPC 2002 [ref. de 20 de octubre de 2016]. Accesible a través de World Wide Web: <<http://www.se-eppc.org/manual/ailanthus.html>>.
- Sheppard AW, Shaw RH & Sforza R (2006) Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: A review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed Research* 46:93-117.
- Swearingen, Jill & Pannill, Philip. Tree of heaven *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. [en línea]. Plant Conservation Alliance's Alien Plant Working Group, octubre 2015 [ref. de 7 de julio de 2009]. Accesible a través de World Wide Web: <<https://www.nps.gov/plants/alien/fact/aial1.htm>>.

Evidencia de control del rebrote en *Ailanthus altissima* por inoculación de hongos

PONS J Y VILAMÚ J

Parc Natural de la Serra de Collserola, Barcelona. Dirección de contacto: jpons124@gmail.com, tel 630751690, c/ Mallorca 441. 08013 BCN.

Palabras clave: *Ailanthus altissima*, ailanto, hongos, inoculación.

RESUMEN

El presente trabajo compara la efectividad en el control del rebrote de *Ailanthus altissima* mediante inoculación de hongos en pies cortados y no cortados de la especie en Montcada i Reixac (Barcelona). El inóculo de hongos utilizado se obtuvo a partir de tejidos de árboles enfermos de la misma zona de tratamiento e incluía a *Fusarium oxysporum* y *Alternaria*. Dicho inóculo se ensayó (i) siguiendo el protocolo tradicionalmente utilizado con los herbicidas sistémicos, que se aplica en árboles sin cortar antes del inicio del período vegetativo (control); y (ii) eliminando la práctica totalidad de la parte aérea del árbol e inyectando el inóculo en los tocones resultantes al inicio de la pausa vegetativa. Los resultados muestran que en estas condiciones no se producen rebrotes en ningún tocón pasados 8 meses de la aplicación del inóculo. En cambio, la aplicación del mismo en condiciones control no ha impedido el rebrote de los pies de *Ailanthus*. Por otra parte, el rebrote de los pies tratados aumenta al reducir el tiempo entre la infección y el inicio de la pausa vegetativa. No se observan en ningún caso rebrotes del rizoma. Estos resultados, aunque preliminares, sugieren la posibilidad de controlar a esta especie sin el uso de herbicidas

MATERIAL Y MÉTODOS

Se preparó durante meses un inóculo a partir de fragmentos de corteza y cambium de ailantos con aspecto externo enfermizo o con la anómala coloración naranja bajo la corteza. Se facilitó la fermentación de los hongos contenidos mediante el uso de un antibiótico de amplio espectro que limitó el crecimiento bacteriano. Se añadía almidón semanalmente. Unos 200 litros fueron aplicados en los meses posteriores. En las horas previas a la inoculación se les estimulaba con sacarosa. En diciembre de 2016 comenzó la inyección de 200 cm³ de inóculo con diversos hongos y bacterias en cada ailanto, mediante perforaciones con brocas de 11mm diámetro. Se taladró en la zona del cambium y raíces principales de 30 tocones de ailantos de unos 20 años. Eran pies femeninos en su mayoría y estaban recién cortados a poca distancia del suelo. Sucesivamente se repitió el tratamiento a un número similar de árboles de unos 7 años, que fueron cortados a un metro del suelo. Y 20 tratamientos más en grandes ejemplares de más de 40 años, que no se cortaron, aunque se les hizo un "anillado" o corte perimetral de 5cm profundidad a la altura de 1m del suelo mediante una sierra. De esta forma pretendíamos concentrar al máximo la infección en el sistema radicular. Algunos ejemplares de cada grupo quedaron sin tratar para servir de control. En un ejemplar recién cortado a ras de suelo se realizó también una inoculación masiva con detergente concentrado de cocina. Se buscaba provocar un fuerte desorden osmótico o bien una obstrucción mecánica del sistema de transporte del aparato radicular, que es la forma en que hongos como *Verticillium* provocan la muerte de ailantos. Nótese que constituye una nueva línea de control, no biológica y sin herbicidas.

RESULTADOS

Durante los meses siguientes y hasta 2-9-2017, se ha observado que:

a) Los tocones cortados e inoculados a ras de suelo no rebrotan. El tocón de control sí que lo hizo de forma espectacular.

b) Los ejemplares cortados a 1m de suelo e inoculados han rebrotado des del tronco en su inmensa mayoría, Aspecto saludable y fuerte crecimiento. El único ejemplar que murió estaba infectado por el hongo *Alternaria*;

c) Los grandes ejemplares de ailanto anillados e inoculados, no han muerto hasta el momento (8 meses). Presentan una variable pérdida de hojas, marchitez, cambium color naranja i en ocasiones un fuerte rebrote justo debajo del anillado.

d) La inoculación de un tocón múltiple con detergente no tiene rebrotes hasta la fecha, exudando el tocón una especie de barniz por algunas de las perforaciones. Parece muy prometedor explorar otros sistema de obstrucción mecánica del sistema de transporte mediante sustancias inofensivas del tamaño molecular adecuado para llegar a todo el sistema radicular.

d) Hay que remarcar la ausencia absoluta de germinación de los millones de semillas que estaban en el lecho del cauce de la Riera de Sant Cugat después de cortar los 30 árboles, en su mayoría notables pies femeninos con cientos de miles de semillas cada uno.

CONCLUSIONES

1. Los hongos autóctonos inyectados controlan el rebrote durante 8 meses por lo menos.
2. Los mejores resultados se obtienen eliminando la parte aérea del ailanto en su totalidad.
3. No parece recomendable aplicar el inóculo a árboles sin cortar, por su baja efectividad inmediata y el posible riesgo para la salud humana y la agricultura. Cuando el árbol muerto sea finalmente cortado por el riesgo de caída espontánea, las esporas de hongos de todo tipo saldrán a la atmósfera.
4. Es necesario estandarizar la composición el inóculo con solo cepas puras i realizar experimentos repetibles
4. La obstrucción puramente mecánica del sistema radicular es prometedora.
4. La muerte súbita de los pies femeninos permite, por un mecanismo no aclarado, disminuir drásticamente la germinación de plántulas, en comparación a la notable germinación de cientos de ellas que se produce si se da una muerte lenta del pie femenino por inoculación de herbicida.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr Pino (UAB), Alonso Pallí y Joan Vilamú por sus enriquecedores comentarios. A Alonso Pallí por su trabajo en microscopia y fotografía.

BIBLIOGRAFÍA

Kowarik, I., & Säumel, I. (2007). Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 8(4), 207–237.
<http://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.03.002>

La invasión de *Corbicula* spp. en los canales del Ebro en Zaragoza. ¿Podría relacionarse con la desaparición de *Margaritifera auricularia* y otras náyades?

GIMENO CALVO B¹, GUERRERO CAMPO J², NAKAMURA ANTONACCI K³ & GINÉS LLORENS E²

1.Universidad de Zaragoza. Escuela Politécnica Superior-Huesca. Ctra. de Cuarte, s/n 22071 Huesca. E-mail: gimeno4a@gmail.com

2.Gobierno de Aragón. Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. Paseo María Agustín, 36. 50071 Zaragoza. Tel. 976 714000 ext. 1237. E-mail: jguerrero@aragon.es; egines@aragon.es

3.SARGA. Avda. Ranillas, 5. 50018 Zaragoza. E-mail: knakamura@sarga.es

Palabras clave: exótica, gestión, invasora, mortalidad, náyades.

RESUMEN

El mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) y la almeja asiática (*Corbicula* spp.) se detectaron por primera vez en los canales cercanos a Zaragoza en 2006-2007. La invasión en los canales de la segunda especie ha sido mucho más notable que la primera. Hasta 2010 aproximadamente, existían notables poblaciones de almejas autóctonas de agua dulce (náyades) en el Canal Imperial de Aragón y en el Canal de Tauste, sobresaliendo la mayor población de *Margaritifera auricularia* censada en el mundo, con más de 5.000 ejemplares. En el canal de Tauste, entre 2011 y 2016 la densidad media de *Corbicula* spp. se ha multiplicado por 15, pasando de 70 a 1.100 ej. vivos/m². En este mismo periodo, la densidad media de náyades vivas ha pasado de 1,53 a 0,01 ej. vivos/m². Es decir, prácticamente han muerto todas las náyades, especialmente *Potomida littoralis*, que era la especie dominante. Algo similar ha ocurrido en el Canal Imperial, donde es casi imposible ver una *Potomida littoralis* viva cuando en 2004 era habitual medir densidades de 2 ej. vivos/m² y su número total podía superar el millón. Sin embargo, en el año 2016, la densidad media de náyades vivas era de tan sólo 0,02 ej./m². En este canal, *Corbicula* spp. tiene una densidad media de 1.017 ej. vivos/m². Aunque *Margaritifera auricularia* se muestra como la más resistente, desde 2013 se viene detectando también una altísima mortandad, discutiéndose la probable relación entre la explosión de *Corbicula* spp. y la muerte de las náyades.

INTRODUCCIÓN

Náyades autóctonas

En el río Ebro y sus masas de agua asociadas habitan cuatro especies de grandes almejas autóctonas de agua dulce, conocidas como náyades: *Anodonta anatina*, *Potomida littoralis*, *Unio mancus* y *Margaritifera auricularia*. La náyade auriculada o margaritona como se le denomina en Aragón (*M. auricularia*) tiene su distribución en el Paleártico oeste. Extinguida en gran parte de su área de distribución (Araujo & Moreno 1999; Araujo & Ramos 2000a) en la actualidad limita sus poblaciones a cinco cuencas hidrográficas, una española: la del río Ebro (Araujo & Ramos 2000b), y cuatro en Francia: Garonne, Adour, Loire (Vienne-Creuse) y Charente (Nienhuis 2003; Prie et al. 2008, 2010).

Actualmente, la población más numerosa censada en el mundo es la que vive en el Canal Imperial de Aragón, en la provincia de Zaragoza, donde han llegado a censarse más de 5.000 ejemplares. También se han contabilizado casi doscientos ejemplares en el Canal de Tauste a su paso por Aragón, además de unos cincuenta a su paso por Navarra. Ambos canales toman el agua del río Ebro a la altura de Tudela. En el río Ebro, a su paso por Aragón, se han censado más de cuarenta individuos adultos vivos y fuera de

Aragón, se conocen tan sólo dos ejemplares, uno en Navarra y otro en La Rioja. En Cataluña había censados unos 300 ejemplares que probablemente ya hayan desaparecido. Por otro lado, también se han detectado ejemplares vivos en la Acequia de Quinto, en Zaragoza.

El pequeño tamaño y fragmentación de las poblaciones, así como su regresión, provoca que *M. auricularia* sea uno de los invertebrados en mayor peligro de extinción del continente europeo, tal y como se reconoce al encontrarse catalogada como en Peligro Crítico de Extinción por la IUCN y su catalogación como en Peligro de Extinción tanto en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, como en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. Por otro lado, la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente ha acordado recientemente declarar a la especie en "Situación Crítica".

La almeja asiática

Por otra parte, la almeja asiática, *Corbicula fluminea*, es un bivalvo de agua dulce de pequeño tamaño, puede llegar a medir como máximo hasta 50 mm, aunque el tamaño medio se sitúa en torno a los 25 mm. A diferencia de las náyades, que viven varias décadas, esta especie no suele vivir más de 6-7 años, variando según el hábitat donde se encuentre (GEIB, 2006; McNeil, 2012). Es originaria del sureste asiático y del sureste de Rusia, y especialmente en las últimas décadas ha tenido una fuerte expansión a lo largo del mundo, incluido la Península Ibérica.

C. fluminea se encuentra presente en más de siete grandes cuencas de la Península Ibérica: Tajo, Miño, Ebro, Guadiana, Guadalquivir, Duero y varias cuencas de ríos catalanes. También se ha detectado en el río Júcar (Pérez Quintero 2008; Rivas 2013). En Aragón, se detectó por primera vez en el embalse de Mequinenza en 2004 y se expandió con rapidez. Se detectó en 2006 en el Canal Imperial de Aragón y en 2007 en el Canal de Tauste. En 2009 se extendía ya por todo el río Ebro e incluso en algunos afluentes como el bajo Jalón (Guerrero & Jarne 2014). En Aragón no está claro si está presente una sola especie: *C. fluminea* o coexiste con *C. fluminalis* por lo que nos referiremos de forma generalizada como *Corbicula* sp.

Desde el año 2012-2013, se ha detectado una alta mortalidad de las náyades autóctonas en los principales canales asociados al Ebro: Canal Imperial de Aragón y Canal de Tauste. Para explicar esta disminución se han planteado varias hipótesis; una de ellas son los efectos de la expansión de las especies exóticas en estos hábitats, principalmente de *Corbicula* spp.

El objetivo de este trabajo es exponer la evolución de las náyades y determinar el estado actual de las poblaciones de la almeja asiática (*Corbicula* spp.) en el Canal Imperial de Aragón y Canal de Tauste y relacionar su expansión con el declive de náyades, en especial con la especie catalogada *M. auricularia*.

MATERIAL Y MÉTODOS

El presente estudio se ha realizado en Aragón en dos canales artificiales, aunque naturalizados, asociados al río Ebro. El primero de ellos y el de mayor envergadura, es el Canal Imperial de Aragón (108 Km; 30 m³/seg de caudal máximo); el segundo es el Canal de Tauste (44 Km; 12,5 m³/seg). Ambos toman agua del río Ebro en las cercanías de Tudela (Navarra) y riegan y abastecen de agua a amplias zonas de Navarra y Zaragoza.

Anualmente, en los canales se realizan anualmente cortes de agua para la ejecución de obras y tareas de mantenimiento, momentos en que se aprovecha para llevar a cabo los muestreos. En este artículo se exponen datos realizados en actuaciones de "rescate" de ejemplares, anteriores a 2013. En estos rescates se recogen todas las náyades del área afectada por personal experimentado, realizando al menos dos prospecciones sucesivas sobre el área.

Adicionalmente se realizaron una serie de muestreos específicos, tanto en febrero 2011 y 2016 en el Canal de Tauste, así como posteriormente en el Canal Imperial, durante los meses de noviembre 2015, febrero y noviembre 2016. Para estos muestreos específicos se utilizó la metodología de los transectos

en banda, con una anchura de 0,5 m y cuya longitud correspondía a la anchura del canal en el punto de muestreo (entre 10 y 17 m aproximadamente).

Una vez marcado en campo cada transecto, se realizaron dos pasadas sucesivas a todo lo ancho y largo, palpando el lecho, para extraer todas las náyades dentro del mismo. Las náyades extraídas se separaban por especies y se contabilizaba el número de vivas, muertas con ambas valvas y valvas sueltas, y se anotaba la longitud máxima de cada una.

Para el muestreo de *Corbicula* sp. se tomaron dentro de cada transecto, tres muestras con un *surber* de los utilizados para muestreo de macroinvertebrados que consta de un cuadrado de 30,5 cm de lado y un "saco" con una luz de malla de 1 mm. En cada muestra se extraían aproximadamente 7 cm de espesor de sustrato. La primera muestra se tomaba en el centro del transecto, las otras dos en cada una de las orillas. En cada muestra se separaron y se contabilizaron los ejemplares de almeja asiática (Fig. 1). y también de náyades, que se sumaron a las del transecto.

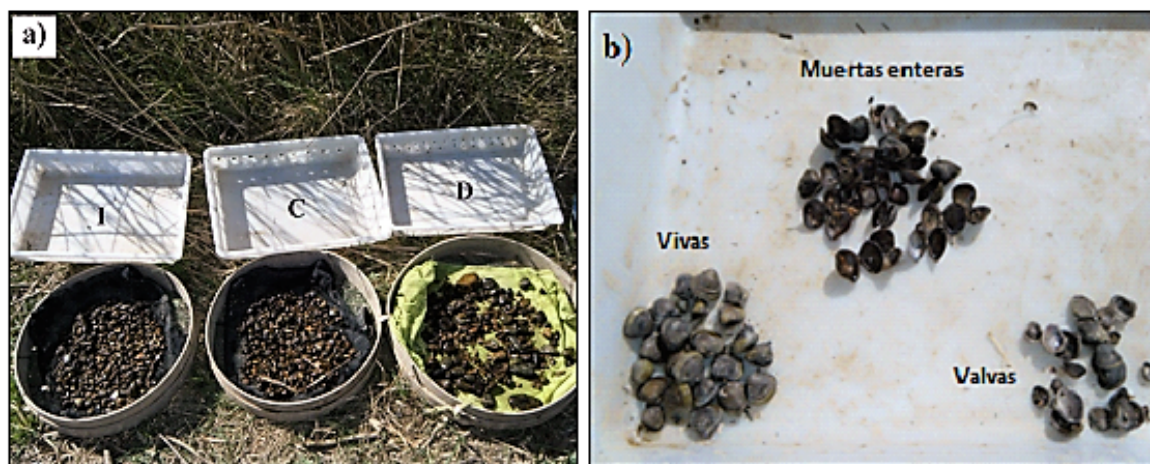


Figura 1. a: Procesamiento de muestras de *Corbicula* spp. b: Clasificación de los ejemplares de *Corbicula* spp. en cada muestra.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mortalidad de náyades

Gracias a los estudios que se realizan todos los años en el marco del Plan de Recuperación de *M. auricularia* llevado a cabo por el Gobierno de Aragón en el Canal Imperial y Canal de Tauste, se tienen datos de la evolución de la mortalidad de esta especie. La figura 2 muestra el registro de ejemplares muertos etiquetados y sin etiqueta, observando que a partir de 2010, y especialmente a partir de 2013, hay un aumento sustancial en el número de ejemplares. Atendiendo a la situación actual de *M. auricularia* y al número de ejemplares censados en Aragón, se obtiene que el número de ejemplares censados y marcados que se han recapturado muertos asciende aproximadamente al 21% de la población total censada y el resto es de ejemplares que no se conocían hasta la fecha, sin marcar, es decir fuera del censo total registrado. Aunque no son datos directamente comparable, puesto que el esfuerzo y las zonas accesibles sin agua varían de año a año, a partir de 2013 claramente el incremento en la mortalidad se hace insostenible.

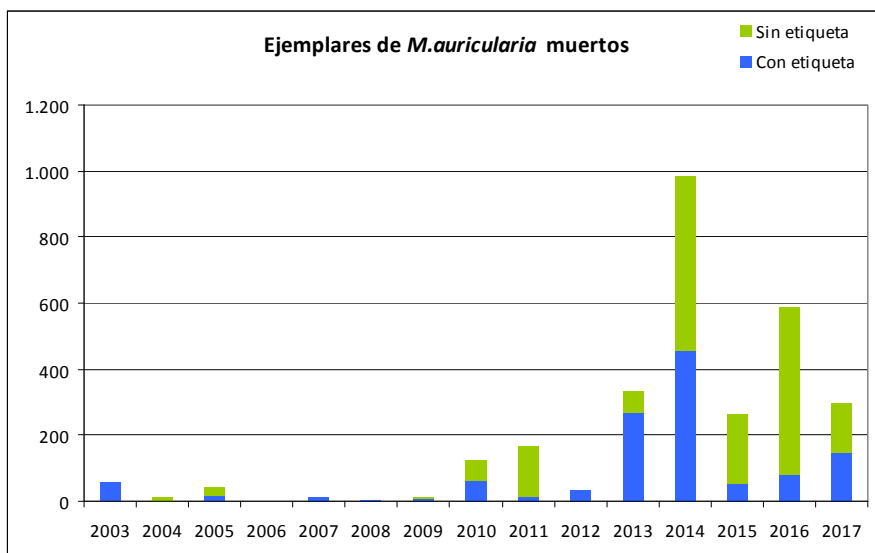


Figura 2. Registro de ejemplares hallados muertos en Aragón, etiquetados previamente y dados de alta en el censo total de *M. auricularia* en Aragón, o no etiquetados previamente.

Por otro lado, para estudiar la evolución de la mortalidad se viene analizando la relación de ejemplares vivos/muertos de *M. auricularia* en tramos determinados para poder extraer una relación a lo largo del Canal Imperial. Los datos obtenidos y analizados desde el año 2013 hasta la actualidad nos dan la cifra, más cercana a la realidad que la anterior, de que más de un 50% de la población del Canal Imperial ha muerto en los últimos 4 años. Esto supone un hecho muy grave, ya que este canal concentra más del 95% de la población ibérica de la especie y constituye la mayor población censada en el mundo.

El resto de las especies (*P. littoralis*, *U. mancus* y *A. anatina*) han tenido una mortalidad todavía más elevada. Basta con analizar los resultados obtenidos en los muestreos sistemáticos que se realizan en cualquiera de los dos cortes de agua anuales. Por ejemplo, en noviembre del año 2015 en el Canal Imperial de Aragón, donde se muestrearon tres tramos diferentes en tres localidades (del punto kilométrico – o p.k.- 61 al 60; del p.k. 53,500 al 52,800 y del p.k. 42 al 41), dan como resultado una situación muy crítica, no encontrando apenas ejemplares vivos de ninguna de las tres especies, solo se encuentran vivas ejemplares de *M. auricularia* (Fig. 3). La mortalidad de *P. littoralis*, la especie dominante en el Canal Imperial, alcanza un escalofriante 99,5%, mientras *U. mancus* y *A. anatina* alcanzan el 100%.

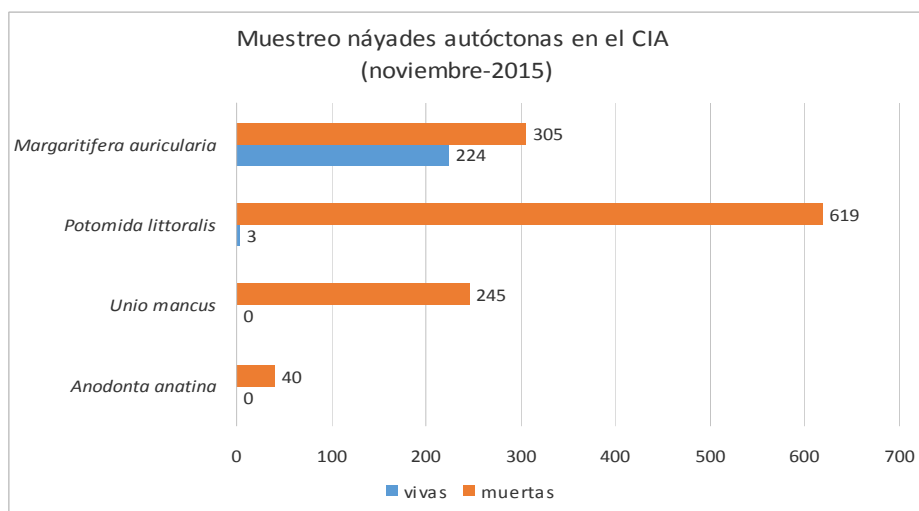


Figura 3. Náyades detectadas en los muestreos por transectos durante el corte de noviembre 2015 en el Canal Imperial de Aragón. La superficie donde se muestreó *M. auricularia* es muy superior a la de las otras tres especies, por lo que la abundancia real de esta especie es muy inferior a la que podría inferirse con esta figura.

La mortalidad acelerada y muy preocupante de *M. auricularia* fue detectada por primera vez de modo muy intenso entre 2012-2013 en la zona media del canal (p.k. 51-52),. En 2013 el porcentaje de mortalidad en esta zona se calculó en un 37%, en 2014 alcanzaba el 74% y finalmente en 2017 había alcanzado el 100%, no quedando vivo ninguno de los más de 1.000 ejemplares que allí se encontraban censados.

Los datos históricos de densidad de las poblaciones de *P. littoralis* en este mismo tramo (p.k. 51-52), pasaron de 0,6 ej./m² en 2006, a 0,2 ej./m² en 2011 y finalmente a cero ej./m² en 2013. Por tanto, en esta zona *P. littoralis* sufrió el declive antes que *M. auricularia*, pero el final ha sido el mismo.

Evolución de los bivalvos exóticos

En el Canal Imperial, el mejillón cebra y la almeja asiática se detectaron por primera vez en 2006; en el Canal de Tauste se detectaron en 2006 y 2007 respectivamente. En 2007 se observó un boom en la población de mejillón cebra, donde más del 10% de náyades observadas tenían algún ejemplar adherido a las valvas. A partir de entonces, las densidades de esta especie han ido disminuyendo hasta la práctica desaparición del mejillón cebra a lo largo de todo el Canal Imperial, excepto en el área comprendida entre los puntos kilométricos (p.k.) 35 a 43, donde alcanza una densidad media-alta. Algo similar ha ocurrido en el Canal de Tauste, donde esta especie exótica prácticamente no se observa.

No ha ocurrido lo mismo con *Corbicula* sp., estando presente en la actualidad en los Canales Imperial y de Tauste en densidades muy elevadas.

En febrero de 2007, cuando la presencia de *Corbicula* spp. era todavía anecdótica en estos canales, se instalaron en el p.k. 51 del Canal Imperial bandejas rellenas con sedimento que se extrajeron en noviembre del 2007 y febrero del 2008. En este periodo se observó que se estaba produciendo una rápida colonización de *Corbicula* spp., cuyos pequeños ejemplares, aún incipientes, alcanzaban ya altas densidades máximas de 3.344 ej./m² en 2007 y 5.191 ej./m² en 2008 (Gómez Pellicer et al. 2009).

En 2016, en el Canal Imperial, *Corbicula* spp., presenta una distribución heterogénea. La densidad media de individuos vivos alcanza los 1.017 ej./m² y es superior a la de muertos (779,79 ej./m²), aunque ésta última presenta mayor variabilidad y valores máximos superiores (Tabla 1). Por otro lado, la densidad de náyades es comparativamente baja, siendo alrededor de cien veces menor la densidad de vivas que la de muertas (0,02 frente a 2,34 ej./m²). Se observa la presencia de náyades vivas de forma testimonial, registrándose solo 9 puntos positivos de los 69 totales, y con tan sólo 1 ó 2 ejemplares.

Tabla 1. Densidad de *Corbicula* spp. y náyades en el Canal Imperial en 2016.

	Densidad media (ej./m ²)							
	Vivas				Muertas			
	Mínima	Máxima	Media	σ	Mínima	Máxima	Media	σ
<i>Corbicula</i> spp.	53,75	3.275,11	1.017,78	± 738,28	0	7.145,03	779,71	± 1.058,81
Náyades	0	0,34	0,02	± 0,07	0	36,43	2,34	± 4,88

En el canal de Tauste el panorama es similar. En el año 2011, las densidades de náyades vivas alcanzaban una media de 1,5 ej./m² y en el muestreo realizado por transectos en más del 80% se registraron náyades vivas (datos no mostrados). En el año 2016 el resultado es totalmente diferente. De los 32 transectos realizados únicamente se registró uno con náyades viva y fue un único ejemplar vivo de *P. littoralis*.

En cuanto a la densidad de *Corbicula* spp. en Tauste sigue una tendencia de incremento a lo largo de estos cinco años. En 2011, la densidad media de *Corbicula* spp. viva era de 70 ej./m² y en el 2016 alcanza los 1.100 ej./m², aunque con valores máximos de 4.000 ej./m². De forma muy semejante la densidad de *Corbicula* spp. muerta pasa de una media de 69 ej./m² a 1.111 ej./m² (tabla 2).

Tabla 2. Densidad media de *Corbicula* spp. y náyades en el Canal de Tauste en 2016

	Densidad media (ej./m ²)							
	Vivas				Muertas			
	Mínima	Máxima	Media	σ	Mínima	Máxima	Media	σ
<i>Corbicula</i> spp.	168,41	3.425,6	1.100,18	± 897,24	14,33	3.860,97	1.111,71	± 856,24
Náyades	0	0,33	0,01	± 0,06	0,20	73	11,93	± 15,03

Corbicula spp. y náyades

Los resultados anteriores muestran un fenómeno extremo de invasión de *Corbicula* spp. desde 2007 a 2016 en los dos canales estudiados, alcanzando una densidad media de ejemplares vivos que supera en ambos canales los 1.000 ej./m².alta. Frente a ello, la población de náyades vivas se ha desplomado. Los datos obtenidos mediante transectos en el Canal Imperial, muestran una proporción de 31.400 individuos de *Corbicula* spp. vivas por cada náyade viva. En cambio la densidad de *Corbicula* spp. muerta con respecto a la población total supone una proporción del 41%, que contrasta claramente con el 99% en la de náyades muertas.

La explicación de este cambio radical en la comunidad de filtradores se debe a varios factores entre los cuales destaca el ciclo de vida corto de *Corbicula* spp. comparado con el de las náyades. Un crecimiento rápido, madurez sexual temprana, una gran fecundidad, la no necesidad de peces hospedadores para completar su ciclo y la ausencia de depredadores naturales, la convierte en una especie exitosa y de rápida expansión. Por otro lado, los peces hospedadores de las náyades han sido sustituidos en gran medida por peces exóticos invasores con los que no pueden completar su ciclo vital, añadiendo un escollo más en el mantenimiento de sus poblaciones.

Aún considerando que el tamaño de las náyades es bastante superior a la de *Corbicula* spp., la biomasa actual de *Corbicula* spp. en ambos canales es superior en más de un orden de magnitud a la que tenían las náyades antes de su llegada. Estas altísimas densidades tienen previsiblemente múltiples efectos sobre los bivalvos autóctonos, que han sido y están siendo estudiadas por diferentes autores. Competencia por recursos: alimento y espacio; como por la generación de altas concentraciones de metabolitos; procesos de bioturbación, sedimentación, consumo de oxígeno, entre otros, produciendo importantes alteraciones del hábitat y por consiguiente afectando a todo el ecosistema y sus componentes. (Strayer 1999; Vaughn & Hakenkamp 2001; Cherry et al. 2005; Sousa et al. 2008 a, b, c; Lois 2010; Ilarri et al. 2011; Sousa et al. 2014; Ferreira-Rodríguez & Pardo 2017; Novais et al. 2017),

Un ejemplo claro es el que reporta Pigneur et al. (2014), en el río Meuse. Con densidades de *Corbicula* spp. de entre 50 y 900 ej./m², menores que las que se encuentran en los canales que hemos estudiado, registraban una disminución del 70% de fitoplancton y del 61% de la producción primaria del ecosistema.

Algunos autores (Cherry et al. 2005; Cooper et al. 2005) mencionan los efectos perniciosos de la muerte masiva de ejemplares de *Corbicula* spp. debido a la disminución de la calidad del ecosistema acuático en general (incorporación masiva de metabolitos al medio, disminución de oxígeno y aumento del amonio), lo que también afecta a las náyades.

Sin embargo, pocos estudios existen que afirmen rotundamente que *C. fluminea* tiene efectos negativos sobre las náyades autóctonas. Uno de ellos, el de Ferreira-Rodríguez y Pardo (2017) demuestran, en condiciones experimentales, que la alta densidad de *C. fluminea* influye negativamente sobre el crecimiento, densidad o concentración de hidratos de carbono en los ejemplares de la náyade autóctona *Unio delphinus*.

Sousa et al. (2014), comentan que los bivalvos exóticos invasores como *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha* o *Sinanodonta woodiana* pueden afectar la hidrología, el ciclo biogeoquímico y las

interacciones bióticas a través de varios mecanismos, planteando serias dificultades para la gestión de los ecosistemas acuáticos.

Se requiere seguir haciendo nuevos estudios para determinar hasta qué punto la invasión de *Corbicula* spp. puede ocasionar la desaparición de las náyades autóctonas. Poco a poco, las náyades están disminuyendo en todos los ecosistemas, debido a un gran cúmulo de factores y a una fuerte alteración de los hábitats donde viven, en especial la disminución de caudales circulantes, su contaminación, la alteración física y modificación de los cursos de agua debido a embalses, defensas y otras infraestructuras. Si a todo ello se suma la invasión exitosa de moluscos exóticos como *Corbicula* spp., podemos estar ante la presencia de una fuerte aceleración de los procesos de mortalidad generalizada, que provocaría en algunos ambientes, como los canales estudiados, una desaparición rápida y total de las poblaciones de náyades (Fig. 4). Mortalidad que puede ser tan grave como la aquí observada, afectando a una población que acumula más del 95% de los efectivos ibéricos conocidos de una especie en peligro crítico de extinción como *M. auricularia*.



Figura 4. Detalle del aspecto de los fondos del Canal Imperial de Aragón donde se puede distinguir la gran cantidad de valvas de ejemplares muertos y vivos de *Corbicula* spp., así como restos de náyades autóctonas, estas últimas en densidades mucho menores.

AGRADECIMIENTOS

Estos trabajos, que financia el Gobierno de Aragón, forman parte de las labores del Plan de Recuperación de *Margaritifera auricularia*. Gracias a Manuel Alcántara por todo su apoyo. Al equipo de Sarga encargado de su ejecución: Eva Elbaile, Carlos Salinas y Carlos Catalá, así como numerosos APNs y técnicos por su esfuerzo.

BIBLIOGRAFÍA

- Araujo R & Moreno R (1999). Former Iberian distribution of *Margaritifera auricularia* (Spengler) (Bivalvia: Margaritiferidae). *Iberus*, 17 (1): 127-136.
- Araujo R & Ramos MA (2000a). Status and conservation of the giant European freshwater pearl mussel (*Margaritifera auricularia*) (Spengler, 1793) (Bivalvia: Unionoidea). *Biological Conservation*, 96: 233-239.
- Araujo R & Ramos MA (2000b). A critical revision of the historical distribution of the endangered *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1782) (Mollusca: Margaritiferidae) based on museum specimens. *Journal of Conchology* (2000), Vol.37, nº.1 49-59.
- Capdevila Argüelles L, Iglesias García A, Orueta J F & Orueta J. F. (2006) Especies exóticas invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y el manejo. Ed. Ministerio de Medio Ambiente: Naturaleza y Parques Nacionales. Madrid. 287 pp. http://www.mma.es/secciones/el_ministerio/organismos/oapn/oapn_editorial_libro_04.htm
- Cherry DS, Scheller JL, Cooper NL & Bidwell JR (2005). Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (Unionidae) I: water-column ammonia levels and ammonia toxicity. *Journal of the North American Benthological Society* 24(2):369-380. <https://doi.org/10.1899/04-073.1>

- Cooper NL, Bidwell JR & Cherry DS (2005). Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (Unionidae) II: pore-water ammonia. *Journal of the North American Benthological Society* 24:381–394. <https://doi.org/10.1899/04-074.1>
- Ferreira-Rodríguez N & Pardo I. (2017). The interactive effects of temperature, trophic status, and the presence of an exotic clam on the performance of a native freshwater mussel. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-017-3170-y
- GEIB (2006) TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica Nº2. Pp.: 116. <http://sites.google.com/site/geibbiblioteca/Home/monografias-tecnicas-y-cientificas/congresos-nacionales-sobre-especies-exoticas-invasoras>
- Gómez I & Araujo R (2008). Channels and ditches as the last shelter for freshwater mussels: the case of *Margaritifera auricularia* and other naiads inhabiting the mid Ebro River Basin, Spain. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 658–670 (2008).
- Gómez I, Elbaile E, Jarne M, Pelayo E & Gil G. (2008). Propuesta de servicio en apoyo a las acciones de seguimiento y control de especies exóticas invasoras en Aragón durante 2008. Informe inédito de Sodemasa por encargo del Gobierno de Aragón, 126 pp.
- Gómez I, Llana C, Nakamura K & Alcántara de la Fuente M (2009). Primeros datos de la presencia de *Corbicula* sp. en Aragón. En: "EEI 2009, 3er Congreso Nacional sobre especies exóticas invasoras. Libro de Resúmenes", pag 57. <http://sites.google.com/site/geibbiblioteca/Home/monografias-tecnicas-y-cientificas/congresos-nacionales-sobre-especies-exoticas-invasoras>
- Guerrero J & Jarne M (2014). Las especies exóticas invasoras en Aragón. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- Ilari MI, Antunes C, Guilhermino L & Sousa R (2011). Massive mortality of the Asian clam *Corbicula fluminea* in a highly invaded area. *Biol. Invasions* (2011) 13: 277-280.I.P.E.-D.G.A. (2005). Atlas de la flora de Aragón. Instituto Pirenaico de Ecología (C.S.I.C.)–Diputación General de Aragón. <http://www.ipe.csic.es/floragon/>
- Lois S (2010). New records of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in Galicia (Northwest of the Iberian Peninsula): Mero, Sil and Deva rivers. *Aquatic Invasions* (2010) Volume 5, Supplement 1: S17-S20.
- McNeill DB (2012). Identification of the Asian Clam *Corbicula*. Rhode Island Department of Environmental Management Asian clam factsheet.
- Nienhuis JAJH (2003). The rediscovery of Spengler's freshwater pearl mussel *Pseudunio auricularius* (Spengler, 1793) (Bivalvia, Unionoidea, Margaritiferidae) in two river systems in France, with an analysis of some factors causing its decline. *Basteria*, 67: 67-86, 2003.
- Novais A, Batista D, Cassio F, Pascoal C & Sousa R. (2017). Effects of invasive clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on the structure and functioning of freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*. DOI: 10.1111/fwb.13033
- Pérez Quintero JC (2008). Revision of the distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1744) in the Iberian Peninsula. *Aquatic Invasions* (2008) Volume 3, Issue 3: 355-358.
- Pigneur LM, Etoundi E, Aldridge DC, Marescaux J, Yasuda N & Van Doninck K (2014). Genetic uniformity and long-distance clonal dispersal in the invasive androgenetic *Corbicula* clams. *Molecular Ecology* (2014) 23, 5102-5116.
- Prie V, Philippe L, Cochet G, Rethoret H & Filali R (2008). A major population of the very rare Giant Pearl Mussel *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1793) (Bivalvia: Margaritiferidae) in the Charente river (France).
- Prie V, Bousquet P, Serena A, Tabacchi E, Jourde P, Adam B, Deschamps T, Charneau M, Tico T, Bramard M & Cochet G (2010). Nouvelles populations de Grande Mulette *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1793) (Mollusca, Bivalvia, Margaritiferidae) découvertes dans le Sud-ouest de la France. *MalaCo*, 6: 294–297.
- Rivas S (2013). Biología y ecología del bivalvo invasor *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Mollusca, Bivalvia, Veneroidea) en el tramo internacional del río Miño (Galicia, España). Universidade de Santiago de Compostela.
- Sousa R, Rufino M, Gaspar M, Antunes C & Guilhermino L (2008a). Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Minho Estuary, Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, 98 - 110.
- Sousa R, Antunes C & Guilhermino L (2008b). Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*.
- Sousa R., Nogueira AJA, Gaspar M, Antunes C & Guilhermino L (2008d). Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* Volume 80, Issue 2, 10 November 2008, Pages 289-295. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.006>
- Sousa R, Novais A, Costa R & Strayer DL. (2014). Invasive bivalve in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. *Hydrobiologia* 735:233–251.
- Strayer DL (1999). Effects of alien species on freshwater mollusks in North America. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1999, 18(1): 74-98.
- Vaughn CC & Hakenkamp CC (2001). The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* (2001) 46, 1431-1446.

Metodología para la aplicación de rotenona como piscicida en un medio fluvial típicamente mediterráneo

MORCILLO F¹, LORENZO I², FERNÁNDEZ-DELGADO C³, DE MIGUEL RJ⁴, PEÑA JP⁴, MARTÍNEZ R⁵ & CALMAESTRA RG⁶

1, 2 y 5. Gerencia de Calidad, Evaluación Ambiental y Medio Natural. Grupo Tragsa – SEPI. (1) fmorcill@tragsa.es. Tel. 913225531. (2) at_tragsatec_21@mapama.es. Tel. 669195105.

3. Departamento de Zoología. Universidad de Córdoba

4. Guadalictio SL

6. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente

Palabras clave: biocida, piscicida, *Pseudorasbora*, rotenona, control.

Keywords: biocide, piscicide, *Pseudorasbora*, rotenone, control.

RESUMEN

La problemática de las especies exóticas invasoras (EEI) afecta de forma muy relevante a los medios acuáticos. En España, estos ecosistemas albergan gran cantidad de EEI y, al mismo tiempo, elevada diversidad y endemidad de fauna, especialmente peces continentales. La amenaza que constituyen las EEI y la dificultad que entraña trabajar en medios fluviales obliga al uso de diferentes herramientas para su control y posible erradicación, así como al desarrollo de metodologías de aplicación novedosas. De este modo, se diseñó la metodología para un proyecto piloto, -que se ejecuta actualmente-, que permita aplicar y valorar el empleo de rotenona para control y posible erradicación de EEI en el ámbito fluvial, donde no había sido probada anteriormente en España. La metodología se diseñó para su aplicación sobre *Pseudorasbora parva*, EEI presente en la cuenca del Guadiana, Extremadura, e incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (desarrollado mediante Real Decreto 630/2013). Se eligió un arroyo, con presencia de esta EEI, con características mediterráneas (escaso caudal, marcado estiaje) y se aplicó la metodología, una vez se dispuso de las pertinentes autorizaciones para su empleo. Se considera relevante presentar la metodología aplicada en este proyecto piloto debido a las amplias posibilidades de aplicación de esta herramienta en España.

Methodology for the application of rotenone used as piscicide in a typical Mediterranean river system

ABSTRACT

Invasive alien species (IAS) has a very significant impact on aquatic environments. In Spain these ecosystems are home to a large number of IAS and to a high diversity and endemism of fauna, especially inland fish. The threat posed by IAS and the difficulty of working in rivers and streams requires the use of different tools for their control and possible eradication, as well as the development of new methodologies for their application. The methodology for a pilot project was designed to allow the application and assessment of the use of rotenone as an instrument for control and possible eradication of IAS in a river system. This methodology, which currently being implemented, has not been previously tested for rivers in Spain. The methodology was designed for its application on *Pseudorasbora parva*, IAS inhabiting some rivers in the Guadiana Basin, Extremadura. It's included in the Spanish Catalog of Invasive Exotic Species (legally developed by Royal Decree 630/2013). A typical Mediterranean stream (low flow rate, marked dry season), where this IAS inhabits, was selected and the methodology was applied once the relevant authorizations for the use of this biocide were available. It's considered relevant to present the methodology applied in this pilot project due to the wide possibilities to apply this tool in Spain.

ANTECEDENTES Y OBJETIVO

La problemática de las especies exóticas invasoras (EEI) afecta de forma muy relevante a los medios acuáticos. En España, estos ecosistemas albergan una gran cantidad de EEI y, al mismo tiempo, una elevada diversidad y endemidad de fauna, especialmente peces continentales. En el estudio realizado por Sommerwerk et al. (2017) se cita una elevada proporción de especies de peces de agua dulce amenazadas en el sur de Europa en comparación con otras áreas del continente, siendo además las cuencas del suroeste donde se encuentra una mayor proporción de especies autóctonas, bien sean exóticas o translocadas.

La especie *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) (Cyprinidae, subfamily Gobioninae) es un pez nativo del Este de Asia (Japón, Corea, Taiwan, Norte y Centro de China y Sureste de la antigua URSS). Se ha introducido en Europa, Asia Menor y África. La primera vez que se detectó en Europa fue en Rumanía, en la década de 1960. La primera cita en la Península Ibérica es en el Delta del Ebro (Tarragona). En 2006 y 2007 fue encontrada en los ríos Ter y Daró (cuencas internas de Cataluña). El 6 de noviembre de 2010, se detectó la presencia en el río Alcollarín (Cuenca del Guadiana) y en 2014 en cuencas del sur de España (Ríos Hozgarganta y Guadiaro, Cádiz y Málaga) (Dana et al. 2016; MAPAMA, 2013). La Confederación Hidrográfica del Guadiana, que realiza un seguimiento de la evolución de la población de *P. parva* en la cuenca del río Alcollarín, detectó en noviembre de 2014 una explosión demográfica en la cola del embalse de Alcollarín.

P. parva puede llegar a alterar las condiciones ambientales del medio al producir una transformación en las comunidades de peces autóctonas. Preda sobre huevos, alevines y ejemplares de especies autóctonas de peces y es capaz de competir por el hábitat y desplazar a especies autóctonas (Gozlan et al. 2010). Es además una especie portadora de un amplio rango de patógenos generalistas en el área donde es originaria. En áreas donde es introducida los dos parásitos patogénicos más presentes son *Anguillicola crassus* y *Sphaerothecum destruens* (Gozlan et al. 2010). Éste último es un parásito intracelular eucariota con una fase de vida libre como zoospora infestante que produce inflamación, serositis y muerte celular en los órganos infectados, provocando mortandad crónica y sostenida de las poblaciones afectadas en especies de diferentes familias como ciprínidos y salmónidos (Dana et al. 2016).

P. parva está incluida en el Catálogo español de especies exóticas invasoras regido por el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras y que desarrolla lo establecido en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Además está incluida en el Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 de la Comisión de 13 de julio de 2016 por el que se adopta una lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo.

La Subdirección General de Medio Natural del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) desarrolla, en coordinación con las Comunidades Autónomas, la legislación básica relativa a las especies exóticas invasoras a nivel nacional y es la representante del Estado Español frente a las instituciones europeas. Esta subdirección ha encargado a la Gerencia de Calidad, Evaluación Ambiental y Medio Natural de TRAGSATEC, el desarrollo de un proyecto piloto para erradicación de la especie piscícola invasora *P. parva* mediante la utilización de un piscicida que tiene rotenona como sustancia. El proyecto piloto tiene como objetivo obtener el conocimiento y la experiencia de este método de control de especies piscícolas en medios fluviales que pueda facilitar, en su caso, el establecimiento de directrices de gestión, control y posible erradicación que puedan reflejarse en una posible futura estrategia.

El piscicida elegido para el tratamiento es un producto (CFT Legumine 3,3% ®) cuya sustancia activa es la rotenona. La rotenona es un tóxico extraído de las raíces de algunas plantas de la subfamilia Faboideae (géneros *Lonchocarpus*, *Derris* y *Tephrosia* principalmente) (Ling, 2003) y ha sido utilizada tradicionalmente como piscicida. En la actualidad, es utilizado para controlar especies piscícolas que presentan problemas en aguas de países como Estados Unidos, Reino Unido, Noruega y Nueva Zelanda,

entre otros En España existen algunas experiencias como el tratamiento de las lagunas de Zóñar (Córdoba) y Medina (Cádiz) empleando el producto para eliminar la carpa.

El objetivo de esta presentación es compartir los conocimientos y la experiencia adquirida en este proyecto en sus cinco fases: planificación, pretratamiento, tratamiento, postratamiento y seguimiento (Tabla 1). En la actualidad se está trabajando en la quinta y última fase, la de seguimiento.

Tabla 1: Fases y actuaciones del proyecto

<p>Fase de planificación</p> <ul style="list-style-type: none"> – Identificación del problema. – Selección de alternativa de actuación. – Identificación y recopilación de la legislación vigente; comunitaria, nacional, regional, local: <ul style="list-style-type: none"> ○ Especies Exóticas Invasoras. ○ Patrimonio Natural. ○ Uso de biocidas. ○ Riesgos Laborales. ○ Gestión de residuos. ○ Prevención de Incendios. – Envío de notificaciones y solicitud de autorizaciones: <ul style="list-style-type: none"> ○ Para el uso del biocida (Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad). ○ Para la realización del tratamiento (Confederación Hidrográfica del Guadiana y Junta de Extremadura). ○ Para la limpieza del cauce (Junta de Extremadura). ○ Para los muestreos biológicos (Confederación Hidrográfica del Guadiana y Junta de Extremadura). ○ Para la construcción de azudes (Confederación Hidrográfica del Guadiana y Junta de Extremadura) – Selección y reconocimiento de las masas de agua a tratar. – Establecimiento de los periodos de aplicación. – Identificación de las partes interesadas y toma de contacto. <ul style="list-style-type: none"> ○ Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad. ○ Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. ○ Confederación Hidrográfica del Guadiana. ○ Junta de Extremadura. ○ Ayuntamiento de Zorita. ○ Ayuntamiento de Conquista de la Sierra. ○ Ayuntamiento de Alcollarín. ○ Puesto de la Guardia Civil de Zorita. ○ Puesto de la Guardia Civil de Campo Lugar. ○ Propietarios. – Contacto con expertos con conocimiento en tratamiento con rotenona para control de poblaciones piscícolas. <ul style="list-style-type: none"> ○ Universidad de Córdoba. ○ Agencia de Medio Ambiente del Reino Unido. ○ Instituto Noruego de Veterinaria. ○ Empresa VESO. – Contacto con la empresa suministradora del producto. Inicio de trámites de adquisición. <ul style="list-style-type: none"> ○ VESO. – Manejo de CFT Legumine 3,3%®. <ul style="list-style-type: none"> ○ Transporte. ○ Almacenamiento. ○ Traspase del producto. – Establecimiento de las condiciones de referencia para elaborar un plan de seguimiento ambiental con

ayuda de expertos en cada grupo faunístico:

- Macroinvertebrados bentónicos.
- Coleópteros acuáticos.
- Odonatos.
- Anfibios y reptiles.
- Peces.
- Aves.
- Selección de especies de ictiofauna autóctona que hay que capturar y mantener hasta la reintroducción una vez restituidos los usos.
- Evaluación de usos del suelo.
- Identificación de los aspectos ambientales para elaborar el Plan de Gestión del proyecto:
 - Emisiones.
 - Consumos.
 - Residuos.
 - Afecciones reales.
 - Afecciones potenciales.
- Contacto con gestor autorizado para gestión de residuos.
 - Envases y materiales absorbentes con rotenona (Directiva 2008/98/CE).
 - Peces muertos como SANDACH Tipo C1 (peces) (Reglamento (CE) nº 1069/2009)
- Elaboración de medidas de bioseguridad para impedir la dispersión de enfermedades y de especies exóticas invasoras acuáticas.
- Elaboración de un plan de contingencia ante vertido del producto en masas de agua.
- Elaboración de protocolos de trabajo para la captura y mantenimiento de los ejemplares de peces autóctonos.
- Selección de la metodología del tratamiento:
 - Regaderas (tratamiento en máximo estiaje y en continuo).
 - Pulverizadores sin motor o con motor, bien en mochila o desde orilla, desde barca o con pontón (tratamiento en máximo estiaje y en continuo)
 - Estaciones de goteo (tratamiento en continuo).
- Selección de la metodología para el análisis de la concentración de rotenona en muestras de agua tratadas.
- Establecimiento de las funciones de los trabajadores. Propuesta de organigrama.
 - Coordinador en puesto fijo.
 - Coordinador en campo.
 - Equipo de tratamiento de cauces del arroyo.
 - Equipo de tratamiento de balsas ganaderas.
 - Equipo de señalización.
 - Equipo de retirada de ejemplares muertos.
 - Equipo de toma de muestras de agua.
- Evaluación de riesgos y prevención para los trabajadores

Fase de pretratamiento(realización de los trabajos)

- Construcción de azudes para aislar la zona que se va a tratar.
- Limpieza de la vegetación del cauce para favorecer la aplicación del producto.
- Elaboración de cartografía de trabajo tras reconocimiento en campo de pozas en el cauce del arroyo y de balsas ganaderas a tratar.
- Estimación del cálculo de dosis a aplicar en cada masa de agua a tratar (incluir bioensayo).
- Elaboración del protocolo de muestreo para el análisis de la concentración de rotenona en muestras de agua tratadas y afectadas por el tratamiento.
- Formación de los trabajadores.
- Captura y el mantenimiento de la ictiofauna autóctona.
- Establecimiento de la limitación de usos:
 - El baño de personas ni otras actividades recreativas.
 - La pesca.
 - La captación de agua para abastecimiento de la población.

<ul style="list-style-type: none"> ○ El abrevado del ganado. ○ La toma de agua para bebida de ganado. ○ La toma de agua para riego de cultivos. ○ La toma de agua para preparar los caldos de cultivo de productos fitosanitarios. – Diseño y preparación de la señalización y del vallado y propuesta de colocación. – Coordinación con ganaderos.
<p>Fase de tratamiento</p> <ul style="list-style-type: none"> - Aplicación del producto. - Señalización y vallado de las masas de agua tratadas. <ul style="list-style-type: none"> – Retirada de ejemplares muertos con sacadera. – Medición de la concentración de rotenona en agua para comprobar la eficacia del tratamiento. – Entrega de ficha de trabajo y reunión de los equipos de trabajo y coordinadores al finalizar cada jornada.
<p>Fase de postratamiento</p> <ul style="list-style-type: none"> – Medición de concentración de rotenona en agua. – Retirada de señales y vallado. – Restitución de usos. – Reintroducción de ejemplares de especies autóctonas. – Gestión de residuos.
<p>Fase de seguimiento</p> <ul style="list-style-type: none"> – Seguimiento ambiental para comparar el estado de los grupos faunísticos de interés respecto a las condiciones de referencia. <ul style="list-style-type: none"> ○ A los seis meses de la finalización del tratamiento. ○ Al año de la finalización del tratamiento.
<p>Actuaciones transversales</p> <ul style="list-style-type: none"> – Contacto y coordinación con los agentes implicados. – Evaluación de riesgos y prevención. – Plan de Gestión del Proyecto. – Gestión de residuos. – Medidas de bioseguridad.

Fase de planificación

Esta fase comprende todas las actuaciones comprendidas entre el momento en el que se detectó el problema que es la presencia de *Pseudorasbora parva* en el embalse de Alcollarín, y en el río del mismo nombre aguas arriba del embalse, y la realización de las tareas de campo previas al tratamiento. Dada la extensión y complejidad para el control de *P. parva* en el río Alcollarín la Subdirección General de Medio Natural decidió probar este método y decidió llevar a cabo el proyecto piloto.

Las actuaciones que se han llevado a cabo en esta fase son las siguientes:

– **Identificación del problema.**

Como se ha comentado anteriormente en noviembre de 2014 la Confederación Hidrográfica del Guadiana detectó una explosión demográfica de *P. parva* en la cola del embalse de Alcollarín. Se realizó una campaña de control de la población con trasmallo y redes de arrastre llegando a extraer más de 2 toneladas de ejemplares de esta especie. Además se han capturado ejemplares de la especie en el río Alcollarín aguas abajo del embalse y en el río Ruecas, del que es afluente.

– **Selección de alternativa de actuación.**

Existen diferentes medidas de control para la ictiofauna invasora, cada una con sus ventajas e inconvenientes. Así se pueden aplicar piscicidas, medidas físicas de retirada, procedimientos biológicos, desecación, barreras para peces y el uso de explosivos. La aplicación de piscicidas supone una serie de

ventajas sobre el resto de medidas, es el único método, salvo la desecación, que puede ser capaz de erradicar el 100% de las poblaciones de la especie. Esta erradicación, además, puede ser espacialmente selectiva, controla todos los estados de desarrollo postembrionarios y se puede aplicar en ríos. Finalmente, cabe resaltar que permite la obtención de resultados rápidos. La limitación temporal de los usos del agua a tratar, los daños a las especies acuáticas que no son objetos del tratamiento y, finalmente, el hecho de que no afecte a los huevos de las puestas de los peces objeto del tratamiento, son los principales inconvenientes (Finlayson et al. 2010).

– La identificación y recopilación de la legislación vigente que afecta al proyecto.

Se identificó y recopiló la normativa que afectaba al proyecto tanto a nivel comunitario, nacional, regional y local, relativa a patrimonio natural, especies exóticas, uso de biocidas, gestión de residuos, prevención de incendios y riesgos laborales.

– El envío de notificaciones y autorizaciones a los organismos competentes.

La realización del tratamiento ha sido autorizada por la Consejería de Medio Ambiente y Rural, Políticas Agrarias y Territorio de la Junta de Extremadura y por la Confederación Hidrográfica del Guadiana con unos condicionantes que han sido tenidos en cuenta a la hora del desarrollo del proyecto. Por otro lado, el uso del biocida ha sido notificado a la autoridad competente en España, el Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad, según el artículo 56 del Reglamento (UE) nº 528/2012 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de mayo de 2012, relativo a la comercialización y el uso de los biocidas. La Subdirección General de Sanidad Ambiental y Salud Laboral de dicho Ministerio estableció una serie de condiciones que han sido incorporadas al proyecto.

La Confederación Hidrográfica del Guadiana y la Junta de Extremadura han autorizado, además la construcción de los azudes para delimitar un tramo del arroyo del Peral. La Junta de Extremadura ha autorizado la limpieza de vegetación del cauce para poder proceder con el tratamiento. Ambas administraciones han autorizado los muestreos para realizar el inventario biológico y su seguimiento.

– Selección y reconocimiento de las masas de agua a tratar.

La zona de tratamiento seleccionada para realizar el ensayo piloto fue la cuenca del arroyo del Peral (Figura 1). Se trata de un arroyo de unos 8 km de longitud que es un afluente por la izquierda del río Alcollarín (Figuras 2 y 3). Confluyen aguas arriba del embalse de Alcollarín. Presenta un régimen mediterráneo (y se cataloga dentro del Tipo 1. Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana, al igual que el río Alcollarín (Toro et al. 2009).

Además del arroyo se tuvo en cuenta sus afluentes y las balsas ganaderas, sobre todo las más próximas al cauce y directamente conectadas, para lo que se realizó un inventario de ellas.

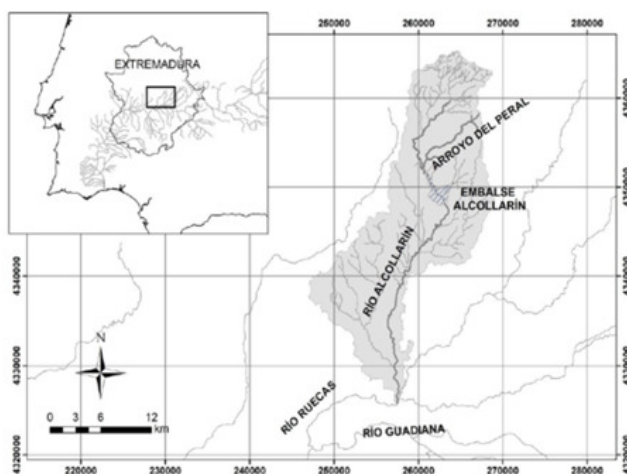


Figura 1: Ubicación del arroyo del Peral, objeto del tratamiento



Figura 2: Tramo medio del arroyo del Peral



Figura 3: Tramo bajo del arroyo del Peral

Se llevó a cabo un inventario de balsas ganaderas (Figura 4) utilizando la Base Topográfica Nacional 1:25.000 (BTN25), completando esta información con fotografía aérea de TRAGSATEC. Con todo ello se identificaron 59 masas de agua.



Figura 4: Balsa ganadera en la cuenca del arroyo del Peral.

– El establecimiento de los periodos de aplicación.

Las puestas de los peces son más resistentes que las fases larvaria, juvenil y adulta, al tratamiento con rotenona. Sabiendo esto y dado que la freza de *P. parva* en el área donde es originaria se produce entre abril y agosto, pudiendo extenderse desde marzo hasta septiembre en áreas donde haya sido introducida (Gozlan et al. 2010), se propuso realizar el tratamiento en otoño, antes del comienzo de las lluvias, para aprovechar la época de máximo estiaje. Así se evitaría además la afección sobre las fases larvarias de las puestas primaverales de especies acuáticas nativas. No hizo falta ajustar este periodo para evitar daños importantes en las fases larvarias de las puestas otoñales, sobre todo en anfibios, tal como indicaron los expertos.

Además se propuso realizar otro tratamiento con el río fluyendo, en invierno, para probar una metodología de aplicación en continuo.

– La identificación de las partes interesadas y toma de contacto.

La Confederación Hidrográfica del Guadiana y la Junta de Extremadura han estado implicadas en el proyecto desde su planteamiento. Por otro lado, se convocó a una reunión a los alcaldes de Alcollarín, Zorita y Conquista de la Sierra y se localizó y convocó a otra reunión a cada uno de los propietarios de los terrenos por donde circula el arroyo del Peral. El objetivo de ambas reuniones fue informar de los objetivos y del desarrollo del proyecto además de explicar las medidas preventivas y de seguridad que se tomarían para proteger la salud y el medio ambiente. Con los propietarios ganaderos, en concreto, se acordó llevar a cabo una coordinación de cómo actuar con el ganado una vez se comenzase el tratamiento hasta que se alcanzasen las concentraciones de seguridad.

- El establecimiento de contacto con expertos con experiencia en control de especies mediante este método.

En un primer momento se contactó con Carlos Fernández Delgado, de la Universidad de Córdoba, con experiencia en este tipo de tratamientos, quien está participando en el desarrollo del proyecto. Además, se estableció contacto con profesionales de la Agencia de Medio Ambiente del Reino Unido y del Instituto Noruego de Veterinaria. Estos contactos han permitido que trabajadores implicados en el tratamiento del arroyo del Peral asistieran a tratamientos en el Reino Unido y en Noruega para aprovechar la experiencia en el tratamiento que se llevaría a cabo en la cuenca del arroyo del Peral.

- El establecimiento de contacto con la empresa suministradora del producto CFT Legumine 3,3[®]

Se contactó con VESO, la compañía suministradora de CFT Legumine 3,3%[®] para comenzar los trámites de adquisición. Se realizó una estima de la cantidad que había que adquirir considerando el escenario más desfavorable para el tratamiento, es decir, con el máximo caudal en el río y suponiendo que se iban a tratar todas las balsas ganaderas inventariadas. Para ello se ha tenido en cuenta las recomendaciones de la Ficha Técnica del producto para el tratamiento de *P. parva* (entre 2 a 4 ppm de producto, correspondiente a 0,066 y 0,132 ppm de rotenona activa, respectivamente). Además había que tener en cuenta que las márgenes de ríos y arroyos se tratarían con pulverizadores con una solución diluida del producto (1% al 2% v/v). Podría emplearse rotenona adicional (dentro de los límites permitidos) para corregir la falta de mortalidad de la especie objeto del tratamiento.

- Manejo de CFT Legumine 3,3%[®]

En esta actuación están comprendidos el transporte del producto, su almacenamiento en las condiciones más adecuadas y las medidas necesarias a tomar para realizar el trasvase del producto.

Según indicaciones del Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad el producto biocida debía de ser manejado exclusivamente por el personal participante en el ensayo experimental y que hubiera recibido la formación adecuada, según los requisitos de la legislación de protección de los trabajadores y del medio ambiente. Otras consideraciones realizadas por este organismo señalaban que el producto biocida no estuviera disponible en ningún momento para el público en general; que los residuos generados se recogieran para su eliminación adecuada; que no se mezclara con otros productos químicos; que se señalizaran adecuadamente los lugares a tratar, advirtiendo de ello a la población; que se hicieran controles diarios de la calidad del agua; y que la Hoja de Seguridad Química (Figura 5) y la Ficha Técnica estuvieran en castellano, ya que en el momento de solicitud de la autorización no se disponía de esta traducción.

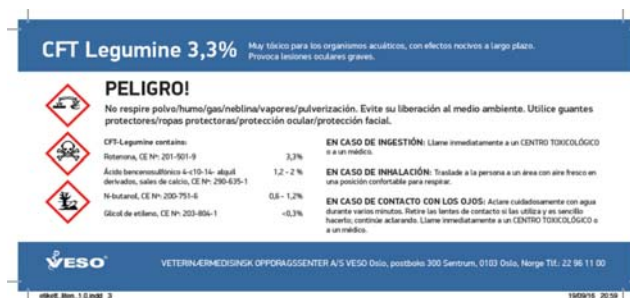


Figura 5: Etiqueta pequeña diseñada en español

- Establecimiento de las condiciones de referencia para elaborar un plan de seguimiento ambiental con ayuda de expertos en cada grupo faunístico.

El plan de seguimiento ha tenido dos fines, el primero el comprobar la eficacia del tratamiento y que la especie invasora objeto del mismo fuera erradicada, y el segundo el de conocer los efectos producidos en la fauna acuática que no es objeto del tratamiento. Para ello se han comparado los inventarios faunísticos antes del tratamiento con los realizados seis meses y se compararán con los que se realizarán un año después del mismo. No se incluyen estos resultados en el presente documento ya que esta actuación aún no ha finalizado.

El plan de seguimiento ha constado, en esta fase, de la realización de una búsqueda bibliográfica y de un inventario biológico para establecer las condiciones de referencia. Los grupos faunísticos seleccionados han sido: los peces, los macroinvertebrados bentónicos que han ayudado a obtener índices de calidad del agua (IBMWP, IASTP, etc...), los odonatos, los coleópteros acuáticos, los anfibios, los reptiles y las aves. Este inventario ha servido para comprobar la presencia en la zona de especies protegidas y/o de interés.

- Selección de especies de ictiofauna autóctona que hay que capturar y mantener hasta la reintroducción una vez que se han restituido los usos.

El inventario mencionado anteriormente sirvió para seleccionar las especies autóctonas de peces que hubo que capturar y mantener para reintroducir tras la aplicación. Se decidió capturar y mantener ejemplares de pardilla (*Iberochondrostoma lemmingii*), cacho (*Squalius pyrenaicus*), calandino (*Squalius alburnoides*) y colmilleja (*Cobitis paludica*).

- La evaluación de usos del suelo.

Se realizó una evaluación de la compatibilización del tratamiento con otros usos del río y de las balsas ganaderas de su cuenca. La evaluación consistió en un análisis de los usos del suelo en la cuenca del río Alcollarín y de las zonas que podrían verse afectadas por el tratamiento de rotenona (CFT Legumine 3,3% ®). En función de la misma y de los condicionantes indicados por los organismos competentes, se propusieron medidas de manejo para evitar interferencias con dichos usos.

También se analizó la posible influencia del tratamiento en la Red Natura 2000. Dentro de los límites de la cuenca del Alcollarín se engloban parcialmente dos ZEPAs mientras que no se incluye ningún LIC. Las zonas sensibles de las dos ZEPAs ("Llanos de Zorita y embalse de Sierra Brava" y "Arrozales de Palazuelos y Guadalperales") son el embalse de Sierra Brava y la zona de arrozales respectivamente, que se encuentran a una distancia considerable de área de tratamiento.

El uso de dehesa es el prioritario en la cuenca, seguido del pastizal y de las asociaciones de distintos tipos de vegetación (matorral, caducifolia, perennifolia, pastizal). Muchos de los propietarios de las parcelas de pastizal y dehesa hacen un uso ganadero de las mismas y esta es la causa de las 59 balsas ganaderas inventariadas. Además se inventariaron algunas balsas ganaderas en el propio cauce del arroyo del Peral que utiliza el ganado junto a las pozas que quedan en el arroyo especialmente en época de máximo estiaje. Por ello, se propuso vallar y colocar carteles en todas las balsas ganaderas tratadas y en las pozas del arroyo utilizadas por el ganado.

Por otro lado, en el arroyo del Peral se realizan también usos recreativos tales como el senderismo y la pesca por lo que se propuso la colocación de carteles, cada 100 metros, para evitar estos usos, y los indicados por el Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales, durante el tratamiento y hasta que las concentraciones de rotenona en agua estuvieran por debajo de 2 ppb que es lo recomendado por la Ficha Técnica del producto.

- La identificación de los aspectos ambientales para elaborar el Plan de Gestión del Proyecto.

Se identificaron aquellos aspectos ambientales, según las características del proyecto, necesarios controlar durante el desarrollo del mismo. Se contemplaron por lo tanto medidas para controlar emisiones, consumos, residuos y afecciones reales y potenciales.

- El establecimiento de contacto con gestor autorizado.

Debido a las características del producto manejado, los envases contaminados por el producto y el material absorbente que hubiera entrado en contacto con el mismo se consideraron residuos peligrosos. Con relación a los ejemplares de animales muertos se clasificaron como SANDACH (Subproductos animales no destinados al consumo humano y los productos derivados de los mismos), por lo que fue necesario un gestor autorizado para su gestión.

- La elaboración de medidas de bioseguridad para impedir la dispersión de especies exóticas invasoras acuáticas.

El Laboratorio Central de Veterinaria del MAPAMA analizó la presencia del parásito *Sphaerothecum destruens* mediante la técnica de PCR, en 15 ejemplares del *P. parva* capturados en la Cola del Embalse de Alcollarín, 11 ejemplares capturados en el río Alcollarín (aguas arriba del embalse) y 14 ejemplares del río Ruecas. Una vez descartada su presencia, las medidas de bioseguridad se centraron en el Protocolo de desinfección y limpieza de embarcaciones y equipos de la Confederación Hidrográfica del Guadiana.

– **Elaboración de un plan de contingencia ante vertido del producto en masas de agua.**

Se valoró el prever un plan de contingencia en caso de que hubiera que neutralizar la rotenona en las aguas tratadas para no causar daños aguas abajo de la confluencia del arroyo del Peral con el río Alcollarín y en el embalse. Esta afección podría ser propiciada por diversas causas como condiciones meteorológicas adversas en las que se produjeran lluvias que arrastraran el producto desde las pozas tratadas hacia aguas abajo o a problemas con los equipos que produjeran una mayor liberación de rotenona de la debida.

Existe un método de neutralización de la rotenona con permanganato potásico utilizado aguas abajo del tramo donde se realice el tratamiento. Requiere un tiempo de contacto con la rotenona entre los 15 y los 30 minutos. El permanganato potásico está clasificado como una sustancia muy tóxica para los organismos acuáticos, por lo que habría que utilizar dosis correctas para evitar daños añadidos a los producidos por la rotenona. Aunque la neutralización con permanganato es un método que bien realizado es muy efectivo es necesario realizar un análisis de riesgos previo a su aplicación.

En este caso se desestimó poner a punto este método de neutralización al estimarse en caso de accidente o escape concentraciones por debajo de 2 ppb de rotenona, tal como indican Finlayson et al. (2010).

– **La elaboración de los protocolos de trabajo para la captura y mantenimiento de los ejemplares de peces autóctonos.**

Fue necesario elaborar protocolos de trabajo para capturar y mantener los ejemplares de peces autóctonos para poder liberarlos tras el tratamiento una vez que la concentración de rotenona en agua fuera compatible con la vida animal.

– **La selección de la metodología del tratamiento.**

El tratamiento del arroyo del Peral se planificó para realizarse en dos periodos, uno en máximo estiaje en el que se tratara toda la cuenca, las pozas que quedaran en el cauce y las balsas ganaderas, y otro posterior en la época en el que el arroyo estuviera fluyendo, en el que se tratara un tramo del cauce de unos 2 km aislado por dos azudes (Figura 6).

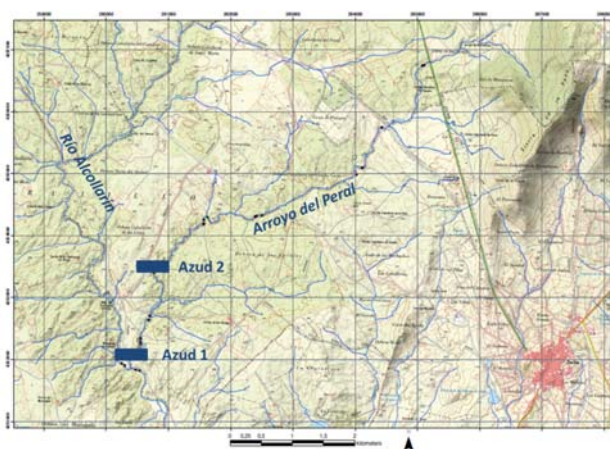


Figura 6: El tratamiento en la época de máximo estiaje se realizó en toda la cuenca del arroyo del Peral, el tratamiento en continuo estaba previsto realizar entre los dos azudes

Los métodos de aplicación que se previeron poner a punto para el tratamiento en la época de máximo estiaje fueron: regaderas, pulverizadores de mochila sin y con motor y pulverizadores con motor desde barca o en pontones. El método de aplicación que se previó poner a punto para el tratamiento en continuo fue la estación de goteo reforzado con regadera y pulverizadores.

- Selección de la metodología para el análisis de la concentración de rotenona en muestras de agua tratadas

Con la finalidad de, por un lado, conocer si con el tratamiento efectuado se alcanzaba la concentración de 4 ppm de producto y, por otro, de restablecer los usos del agua una vez la concentración de rotenona activa descendiera de los 2 ppb, según Ficha Técnica del producto, se contactó con el Laboratorio de la Unidad de Productos Fitosanitarios del Instituto de Investigaciones Agrarias (INIA), quien puso a punto la metodología para el análisis cuantitativo de residuos de muestras acuosas de rotenona, mediante cromatografía líquida de alta eficacia con espectrometría de masas (HPLC/MS/MS) (por indicación del investigador Morten Sandvik, del Instituto Noruego de Veterinaria).

- El establecimiento de las funciones de los trabajadores. Propuesta de organigrama.

Ha sido necesario identificar las tareas que hay que desarrollar para poder llevar a cabo el tratamiento. Una vez identificadas se han repartido las funciones entre las siguientes figuras: coordinador en puesto fijo, coordinador de campo, equipos para tratamiento de balsas ganaderas, equipos para tratamiento del cauce del arroyo, equipo para control de señalización, equipo de recogida de ejemplares muertos y equipo de toma y de transporte de muestras de aguas.

Se estimó alrededor de unas 18 personas necesarias para el tratamiento. Los dos coordinadores, tres personas para el equipo de tratamiento de balsas ganaderas, dos equipos de cuatro personas para el tratamiento del cauce del arroyo, dos personas para el equipo de señalización, dos para el equipo de recogida de ejemplares muertos y una persona junto con otra liberada de las anteriores funciones para el equipo de toma de muestras de agua. Estas tareas no se han realizado simultáneamente en todo momento, por lo que se ha podido obtener un buen rendimiento de trabajo.

Se decidió que el edificio de la presa de Alcollarín, propiedad de la Confederación Hidrográfica del Guadiana, fuera el centro de operaciones donde se almacenara todo el material necesario para el tratamiento, donde se llevaran a cabo las reuniones y se coordinaran las tareas.

- La evaluación de riesgos y prevención para los trabajadores que participan en el proyecto.

En lo que a prevención y salud laboral se refiere, el Servicio de Prevención de Riesgos Laborales de TRAGSATEC realizó la Evaluación de Riesgos y Planificación de la Acción Preventiva.

El material indicado en la evaluación, para cualquier trabajador que se encuentre en el monte independientemente de la actividad, ha sido: Botas de monte, guantes de protección contra riesgo mecánico, gafas de seguridad, chaleco de alta visibilidad y botas de agua para tiempo lluvioso. Para los aplicadores de CFT Legumine 3,3%: botas de agua, guantes de protección química, vadeador transpirable, mono desechable al menos tipo 4, cinta americana para sellar botas y guantes al mono desechable, semimáscara respiratoria con filtro al menos tipo AP2, gafas integrales contra salpicaduras, botellas lavaojos y protector auditivo tipo orejeras (SNR de 28 dB).

Fase de pretratamiento (realización de los trabajos)

En esta fase se incluyen las actuaciones llevadas a cabo en campo para preparar el tratamiento hasta el comienzo del mismo:

- La construcción de azudes para aislar la zona que se va a tratar.

Se han construido dos azudes de gaviones, uno aguas arriba (Figura 7) y otro aguas abajo (Figura 8) próximo a la confluencia con el río Alcollarín (con una distancia aproximada de 2 km entre ambos, ver mapa Figura 6) para aislar el tramo de río en el que se tenía previsto realizar un ensayo de tratamiento en continuo, un tratamiento fuera de la época de estiaje, mediante goteo. La utilidad del azud aguas abajo

fue impedir el remonte de los peces que estuvieran en el embalse y en el río Alcollarín y así comprobar la eficacia del tratamiento.



Figura 7: Azud de gaviones construido aguas arriba del tramo previsto tratar durante el segundo periodo, con caudal continuo



Figura 8: Azud de gaviones construido aguas abajo

– La limpieza de la vegetación del cauce para favorecer la aplicación del producto. Tras tramitarse la preceptiva Declaración Responsable de Actividades con Riesgo de Incendio, se procedió a la limpieza de la vegetación de ribera del cauce del arroyo del Peral allí donde era necesario para localizar tramos del río que tuvieran agua y fuera necesario tratar con la finalidad última de poder acceder a todas las pozas, incluidas los pequeños charcos que pudieran quedar en los márgenes del cauce seco, y poder completar el tratamiento con éxito (Figuras 9 y 10).

Los restos vegetales procedentes de estas operaciones, se eliminarían *in situ*, debido a los pequeños volúmenes generados, su gran dispersión y la dificultad de acceso en muchos casos para cualquier tipo de maquinaria a estas zonas.



Figura 9: Cauce del arroyo del Peral anteriormente a su limpieza



Figura 10: Cauce del arroyo del Peral una vez que se ha limpiado

- Elaboración de cartografía de trabajo tras el reconocimiento en campo de pozas en el cauce del arroyo y de balsas ganaderas a tratar.

La finalidad de esta actuación fue la elaboración de mapas de trabajo en los que se representaran las masas de agua a tratar con una estimación del volumen de producto a utilizar (Figura 11). Estos mapas de trabajo eran necesarios para que los trabajadores localizaran más fácilmente las masas de agua y pudieran dosificar el producto sabiendo las necesidades de cada tramo de trabajo y mejorar así la organización de las tareas diarias y la elaboración de las fichas diarias de trabajo.

Para elaborar la cartografía se realizó un recorrido a lo largo de todo el cauce, así como por las balsas ganaderas, para identificar las masas de agua objeto del tratamiento. Se estimaron sus volúmenes y se elaboraron mapas de trabajo. Además de las pozas del propio cauce y de los tramos con agua, se identificaron y seleccionaron para tratar 8 de las 59 balsas inventariadas, en concreto las que conectaban más directamente con el cauce del arroyo. Se decidió no tratar las balsas ganaderas que estuvieran más alejadas y desconectadas del cauce para dejarlas como lugar alternativo para abreviar el ganado cuando se estuviera realizando el tratamiento.



Figura 11: Mapas de trabajo que junto a fichas explicativas ayudaron a los trabajadores a realizar el tratamiento

Estimación del cálculo de dosis a aplicar en cada masa de agua a tratar.

Se elaboró una tabla para facilitar el cálculo de producto a utilizar en ambientes lénticos (Tabla 2), que ayudó a los trabajadores a calcular la dosis de producto necesario aplicar para alcanzar una concentración de producto de 4 ppm de CFT Legumine 3,3% ® (0,132 ppm de rotenona activa). En la Tabla 2 se refiere la cantidad de producto para pozas con profundidades medias entre 10 cm y 2 m y un área entre 1 m² y 1000 m², valores entre las que quedaban recogidas la mayor parte de pozas y balsas ganaderas tratadas.

Tabla 2: Dosis para aguas quietas (lénticas) de CFT Legumine 3,3%® para alcanzar una concentración del producto de 4 ppm

Profundidad media 10 cm		Profundidad media 25 cm		Profundidad media 50 cm		Profundidad media 1 m		Profundidad media 1,5 m		Profundidad media 2 m	
Area (m ²)	Cantidad CFT-L	Area (m ²)	Cantidad CFT-L	Area (m ²)	Cantidad CFT-L	Area (m ²)	Cantidad CFT-L	Area (m ²)	Cantidad CFT-L	Area (m ²)	Cantidad CFT-L
1	0,4 ml	1	1 ml	1	2 ml	1	4 ml	1	6 ml	1	8 ml
5	2 ml	5	5 ml	5	10 ml	5	20 ml	5	30 ml	5	40 ml
10	4 ml	10	10 ml	10	20 ml	10	40 ml	10	60 ml	10	80 ml
20	8 ml	20	20 ml	20	40 ml	20	80 ml	20	120 ml	20	160 ml
30	12 ml	30	30 ml	30	60 ml	30	120 ml	30	180 ml	30	240 ml
40	16 ml	40	40 ml	40	80 ml	40	160 ml	40	240 ml	40	320 ml
50	20 ml	50	50 ml	50	100 ml	50	200 ml	50	300 ml	50	400 ml
100	40 ml	100	100 ml	100	200 ml	100	4 dl	100	6 dl	100	8 dl
200	80 ml	200	200 ml	200	4 dl	200	8 dl	200	12 dl	200	16 dl
300	120 ml	300	300 ml	300	6 dl	300	12 dl	300	18 dl	300	24 dl
400	160 ml	400	4 dl	400	8 dl	400	16 dl	400	24 dl	400	32 dl
500	200 ml	500	5 dl	500	10 dl	500	20 dl	500	30 dl	500	40 dl
1000	4 dl	1000	10 dl	1000	20 dl	1000	4 l	1000	6 l	1000	8 l

En la Ficha técnica del producto se recomendaba que se llevara a cabo un bioensayo con la especie objeto de control en las aguas que se fueran a tratar para confirmar la dosis letal requerida y la duración del tratamiento. Este bioensayo se realizó *in situ* (Figura 12) con *P. parva*. La finalidad de este bioensayo era conocer la afección a dicha especie en las condiciones específicas del arroyo y poder contrastar el resultado con la dosis fijada de 0,132 ppm de rotenona activa (CFT Legumine 3,3%® = 4 ppm) para un tratamiento efectivo.



Figura 12: Ramón de Miguel de Guadalictio SL, realizando el bioensayo en Arroyo del Peral

Los resultados obtenidos fueron de 0,88 ppm de CFT Legumine 3,3% ® para *P. parva*. Finalmente se optó en mantener la concentración de 4 ppm de producto indicada en la ficha Técnica para estar del lado de la seguridad en lo que a la eficacia del tratamiento se refiere.

- La elaboración de protocolo de muestreo para conocer la concentración de rotenona en muestras de agua tratadas y afectadas por el tratamiento.

Con la finalidad de, por un lado, conocer si con el tratamiento efectuado se alcanzaba la concentración de 4 ppm de producto y, por otro, de restablecer los usos del agua una vez la concentración de rotenona activa descendiera de los 2 ppb, según Ficha Técnica del producto, se elaboró un protocolo de trabajo que constaba de: protocolo de muestreo, conservación y transporte de las muestras de agua desde el arroyo del Peral al INIA, situado en Madrid. Dicho transporte debiera realizarse en el menor tiempo posible para poder tener los resultados cuanto antes y tomar decisiones acerca de la continuación y/o mejoras en el tratamiento.

Durante el tratamiento se eligieron unas masas de agua representativas para controlar la efectividad del mismo. Para el seguimiento una vez finalizado el tratamiento, se programó una toma de muestras y realización de análisis con la siguiente frecuencia: La primera semana tras el tratamiento todos los días laborales de; la segunda y tercera semana después de realizar el tratamiento se limitó a los lunes, miércoles y viernes; el resto de semanas hasta que no se encontraran restos de rotenona en el agua (valores por debajo de 2 ppb de rotenona activa según Ficha Técnica del producto) los lunes y jueves. Se previó considerar un punto de control libre de rotenona cuando no se hubiese encontrado concentración alguna en dos muestras de agua consecutivas.

- Formación de los trabajadores.

Todos los participantes en el ensayo experimental recibieron formación específica por parte de técnicos de TRAGSATEC, donde se incluyó personal de prevención, y expertos de la Confederación Hidrográfica del Guadiana, la Universidad de Córdoba, la empresa GUADALICTIO SL, del C.P.I.F.P. Marítimo Zaporito y de la Agencia de Medio Ambiente del Reino Unido. El contenido de la formación se centró en la aplicación del producto, en la prevención de riesgos y en la gestión de aspectos ambientales identificados.

Los trabajadores fueron instruidos en cumplimentar las tres fichas de trabajo que se elaboraron. Una para el equipo de tratamiento que constaba de la siguiente información: el número de tratamiento, el equipo que lo realizó, la fecha y la hora en la que se realizó, las UTM de la masa de agua tratada, el número asignado a la poza en el cauce o a la balsa ganadera tratada, el volumen estimado de la masa de agua y el volumen del producto empleado. Se elaboró otra ficha para anotar la retirada de peces muertos donde se recababa información sobre la estima de ejemplares retirados por especie, la fecha y hora y la numeración y UTM de las masas de agua en las que fueron retirados. Finalmente se elaboró una ficha para la toma de muestras de agua para medir la concentración de rotenona, donde se anotaba la fecha y la hora, la numeración y UTM de las masas de agua, la temperatura del agua (°C), pH, oxígeno disuelto en mg/l y porcentaje de saturación, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y sólidos en suspensión (ppm).

- La captura y el mantenimiento de la ictiofauna autóctona.

Antes de la realización del tratamiento, se capturaron ejemplares de peces autóctonos (colmilleja, calandino, cacho y pardilla) en el río Alcollarín y en el arroyo del Peral que se mantuvieron en tanques oxigenados, en las condiciones adecuadas, hasta que pudieron ser reintroducidos una vez las concentraciones de rotenona en el agua descendieron a concentraciones no tóxicas compatibles con la vida animal (< 2 ppb de rotenona activa).

Los peces fueron mantenidos en condiciones adecuadas en tanques oxigenados en las instalaciones de la presa de Alcollarín durante el tiempo que ha durara el tratamiento (Figura 13).



Figura 13: Tanque oxigenado, con filtro y con sustrato adecuado para el mantenimiento de las colmillejas

– El establecimiento de la limitación de usos.

El público no debería de tener contacto con el agua con rotenona hasta que las concentraciones fueran menores de 2 ppb de rotenona activa. Según Finlayson et al. (2010) la rotenona se degrada rápidamente por mecanismos abióticos (hidrólisis y fotólisis) y biológicos, y sus residuos pueden persistir en el medio desde días a semanas. Esto dependería la dosis de rotenona empleada y de factores físico-químicos como la temperatura del agua, las horas de sol y la radiación solar.

Según indicaciones del Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad, tras el tratamiento, no se permitirían los siguientes usos en las masas de agua tratadas: el baño de personas ni otras actividades recreativas; la pesca; la captación de agua para abastecimiento de la población; el abrevado del ganado; la toma de agua para bebida de ganado; la toma de agua para riego de cultivos; o la a toma de agua para preparar los caldos de cultivo de productos fitosanitarios.

– El diseño y preparación de la señalización y del vallado y propuesta de colocación.

Se decidió que todas balsas ganaderas tratadas y las pozas del cauce señaladas por los ganaderos o en las que se hubiera observado que el ganado abrevara, se rodearan con malla metálica o de señalización naranja, de más fácil manejo, para evitar que el ganado pudiese entrar en las mismas.

Además se previó la colocación de un cartel (Figura 14) impreso en DIN A3, y a doble cara para que el impacto del anuncio fuera mayor y se viera a ambos lados, utilizando un material resistente al agua y a la intemperie, para mantenerse en buenas condiciones durante al menos 14 días.



Figura 14: Señal colocada en una de las orillas del cauce del Arroyo del Peral

Se dispuso que estos carteles se colocaran en todas las balsas ganaderas y pozas del cauce tratadas y a lo largo de todo el cauce del arroyo del Peral (cada 100 metros desde el primer punto de tratamiento hasta la entrada del arroyo en el embalse del Alcollarín, medida a través de un dispositivo GPS) teniendo en cuenta una zona de amortiguación porque aunque el tratamiento estaba previsto realizarlo en época de estiaje cabía la posibilidad de que la entrada de las lluvias otoñales produjesen una crecida del río y su caudal tornara a continuo durante todo su cauce y extenderse el producto más allá de lo previsto.

– Coordinación con ganaderos

Previo a la realización del tratamiento se coordinó con los ganaderos la distribución del ganado en sus parcelas, para que fuera conducido a otras zonas de las parcelas donde se pudieran hacer uso de las balsas que no se fueran a tratar. Cuando esto no fuera posible, se acordó instalar bebederos portátiles a rellenar con agua transportada por un camión cisterna.

Fase de tratamiento

El tratamiento del arroyo del Peral se planificó para realizarse en dos periodos, uno en máximo estiaje en el que se trataría toda la cuenca, las pozas que quedarán en el cauce y las balsas ganaderas, y otro posterior en la época en el que el arroyo estuviera fluyendo, en el que se trataría un tramo del cauce de unos 2 km aislado por dos azudes (Figura 6). Finalmente, este último tratamiento no se llevó a cabo debido a que el azud de aguas abajo no cumplió su función de impedir el paso de ejemplares de *P. parva*.

El tratamiento del periodo en estiaje se realizó en dos etapas como resultado de la coordinación de los trabajos con el aprovechamiento ganadero de la zona. La primera etapa se llevó a cabo entre los días 18 y 21 de octubre de 2016 y la segunda en los días 21 y 22 de noviembre 2016.

En la primera etapa se trató el tramo del cauce del Arroyo del Peral y las 7 balsas ganaderas señalados en rojo en la Figura 15. En la segunda etapa se trató el tramo comprendido entre el último afluente del arroyo del Peral (señalado en la Figura 14 con una flecha) y el azud 1 la balsa ganadera rodeada de un círculo azul.

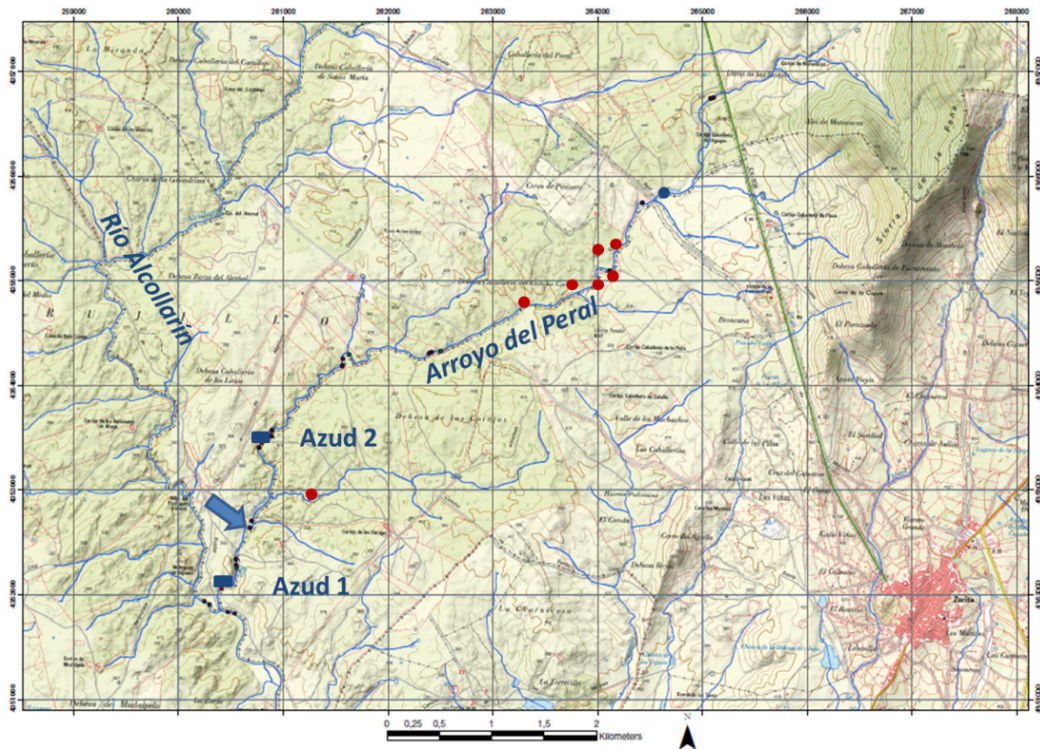


Figura 15: Masas de agua tratadas en la dos fases del tratamiento, en rojo primera fase (octubre 2016) y en azul la segunda fase (noviembre 2016)

En la fase de aplicación se han llevado a cabo las siguientes actuaciones:

- La aplicación del producto.

Como se comentó anteriormente, en la fase de planificación se seleccionaron los siguientes métodos de aplicación: regadera (Figura 16), pulverizadores de mochila sin (Figura 17) y con motor (Figuras 18 y 19) y pulverizadores con motor desde barca (Figura 20) o en pontones (Figura 21).



Figura 16: Tratamiento con regadera para masas de agua pequeñas y someras.



Figura 17: El tratamiento pulverizando desde mochila por bombeo manual es desaconsejado.



Figura 18: Mochila con bomba a motor y regadera.



Figura 19: Tratamiento con bomba a motor, a pie desde orilla.



Figura 20: Tratamiento con bomba a motor desde barca.



Figura 21: Bomba a motor en pontón para tratar aguas de profundidad hasta un metro.

A lo largo del tratamiento se descartó el uso de la pulverización con mochila mediante bombeo manual (Figura 16) por el esfuerzo requerido al trabajador para hacer el tratamiento y la poca efectividad a la hora de repartir el producto.

– La señalización y vallado de las masas de agua tratadas;

Según lo planificado, las masas de agua fueron señalizadas mediante carteles diseñados a propósito para el tratamiento (Figura 14). Las señales se colocaron en cada balsa ganadera tratada y cada 100 m a lo largo del cauce del arroyo del Peral. Se señaló además el río Alcollarín un kilómetro aguas debajo de la confluencia con el arroyo del Peral.

Se han vallado algunas de las masas de agua tratadas para evitar el paso del ganado (Figuras 22 y 23) y el contacto con la rotenona.



Figuras 22: Malla de señalización de obra para evitar el paso de ganado.



Figuras 23: Malla metálica para impedir el paso de ganado

Para colocar la malla fue necesaria la adquisición de estacas y varillas metálicas. Se realizó el vallado mediante el uso de malla metálica y malla naranja de señalización de obras, ya que era más sencillo el manejo.

– La retirada de ejemplares muertos con sacadera;

Una vez realizado el tratamiento se recorrieron las masas de agua tratadas retirando los peces muertos con sacaderas (Figura 24).



Figuras 24: Retiradas con sacadera de ejemplares de peces muertos

– La medición de la concentración de rotenona en agua para comprobar la eficacia del tratamiento;

Para conocer si durante la realización del tratamiento se alcanzaron las concentraciones necesarias de producto (4 ppm) se tomaron muestras de agua en algunas de las masas de agua tratadas. Las muestras de agua se mantuvieron en botes opacos que se conservaron en frío y se transportaron el mismo día a Don Benito (Badajoz) desde donde una compañía las transportó en frío hasta la Unidad de Productos Fitosanitarios en el INIA (Madrid). Las muestras llegaron al día siguiente y fueron inmediatamente analizadas. Los resultados fueron enviados a Alcollarín ese mismo día para poder tomar las decisiones oportunas y, o bien, dar por buenos los tratamientos realizados, o modificarlos y corregirlos en caso de ser necesario.

El volumen de muestras tomadas fue menor de lo previsto por falta de personal. De todos modos había una limitación en el número de muestras que el laboratorio podía analizar en un día, que eran 10 muestras. Debido a estas limitaciones se tuvieron que seleccionar unas determinadas estaciones de muestreo representativas entre las masas de agua tratadas.

Otros parámetros que se midieron además de la concentración de rotenona han sido la temperatura del agua, oxígeno disuelto, total de sólidos disueltos, pH y conductividad.

En el 85% (7/8) de las pozas del río tratadas en las que se analizó muestra de agua, se alcanzó la concentración objetivo para erradicar *P. parva* de 0,132 ppm de rotenona activa (CFT Legumine 3,3% ® = 4 ppm). En el 20% (1/5) de las balsas ganaderas tratadas y medidas, se alcanzó la concentración de

0,132 ppm de rotenona activa.). La poza y balsas ganaderas donde no se alcanzaron las concentraciones de rotenona objetivo se volvieron a tratar. La efectividad del tratamiento en lo que a la aproximación a la concentración de rotenona objetivo se refiere es mayor en las pozas del cauce del arroyo. Una de las hipótesis que se planteó fue que la rotenona hubiera podido quedar adsorbida en los sólidos en suspensión de las balsas ganaderas, que presentaban valores más elevados que el que presentaban las pozas, y que además aumentaban al ser removido por el pisoteo de los fondos. Por otro lado las balsas ganaderas presentaban más volumen de agua que las pozas y mayor profundidad, lo que dificultaba el cálculo de dosis y el tratamiento.

- Entrega de ficha de trabajo y reunión de los equipos de trabajo y coordinadores para comprobar y mejorar la eficacia del tratamiento.

Después de cada jornada de campo cada equipo de trabajo completó las fichas de trabajo mencionadas anteriormente y los resultados se comentaban en reuniones que se celebraban al final de la jornada. Estos resultados ayudaban a mejorar los tratamientos, la retirada de ejemplares muertos y la toma de muestras, y servían para poder aumentar el rendimiento del personal con una redistribución que reforzara los trabajos que lo requirieran.

Fase de postratamiento

La fase de postratamiento comprende todas las actuaciones llevadas a cabo una vez que finalizó el tratamiento y se reinstauraron todos los usos del agua, incluida la reintroducción de ejemplares de especies autóctonas. Comprende específicamente las siguientes actuaciones:

- Medición de concentración de rotenona en agua.

La planificación realizada para la toma de muestras de agua no pudo llevarse a cabo por falta de personal, por un lado, y por las limitaciones que se produjeron en el laboratorio para llevarlas a realizar los análisis. Estas limitaciones hubieron podido solventarse con un mayor presupuesto. Por este motivo, se seleccionaron una serie de estaciones para el seguimiento, eligiendo como prioritarias las balsas ganaderas y las pozas del cauce donde abrevaban el ganado. El seguimiento se realizó hasta que la concentración de rotenona activa bajó de los 2 ppb indicados en la Ficha Técnica.

Para poder conocer los factores que influyeron en el tiempo de disminución de la concentración de la rotenona se obtuvieron los siguientes parámetros meteorológicos: insolación, radiación diaria (global, directa y difusa) y horas de sol diarias de la estación de la AEMET 3469A en Cáceres, y precipitación (horaria y diaria) y temperatura (horaria y diaria) de la estación 4347A en Zorita. Se está trabajando en la realización de un análisis exhaustivo en el que además se incluyan otros parámetros como temperatura del agua, oxígeno disuelto, total de sólidos disueltos, pH, conductividad, volumen de agua y dosis administrada.

En el caso de las pozas tratadas en el cauce, el tiempo transcurrido entre el momento del tratamiento y el momento en el que las concentraciones de rotenona bajaron de los 2 ppb estuvo comprendido entre 6 y 13 días. En el caso de las balsas ganaderas (tratadas en octubre de 2016) el tiempo ha estado comprendido entre 7 y 15 días, aunque en el tratamiento de la balsa 4 (tratada en noviembre de 2016) el tiempo ascendió a 28 días (tras esta segunda etapa de tratamiento disminuyeron las horas de sol en el día al igual que la radiación y la temperatura del agua descendió).

Los resultados preliminares muestran como el tiempo de degradación de la rotenona en agua se relaciona de manera directamente proporcional con la temperatura del agua que a su vez, en esta tipología de ríos, está muy influenciada por la temperatura ambiental. Las precipitaciones también han podido influir al aumentar el caudal o el volumen de agua de las balsas ganaderas y diluir la sustancia.

La temperatura atmosférica y del agua más elevada en los días posteriores a la primera fase del tratamiento y la mayor radiación global durante estos días y, sumado a las precipitaciones acontecidas justo después del mismo, han podido contribuir al descenso de la concentración de rotenona por debajo de los 2 ppb en menor tiempo con relación a la balsa que se trató durante la segunda etapa.

– **Retirada de señales y vallado y restitución de los usos.**

Una vez que las concentraciones de las muestras de aguas tomadas descendieron de los 2 ppb de rotenona activa se retiró el vallado y se restituyeron los usos del agua.

– **Reintroducción de ejemplares de especies autóctonas.**

Una vez que se comprobó que la concentración de rotenona en las aguas tratadas era menor de 2 ppb, se procedió a la reintroducción de los ejemplares capturados antes de que se comenzara el tratamiento (Figura 25).

Las especies autóctonas capturadas y mantenidas durante la realización del tratamiento se liberaron en localidades situadas aguas arriba de donde fueron capturadas y donde no se hubiera registrado la presencia de *P. parva* durante el seguimiento que se lleva realizando a la comunidad de peces en el arroyo del Peral desde el comienzo del proyecto.



Figura 25: Suelta tras un tiempo de aclimatación de los ejemplares de especies nativas previamente capturados

– **Gestión de residuos**

Los peces muertos se han gestionado como SANDACH Tipo C1 (peces). En la primera fase del tratamiento (octubre) se retiraron 31 Kg (el mayor porcentaje del peso es de las tencas de una de las balsas ganaderas aprovechada por los propietarios para su pesca y en la segunda fase del tratamiento (noviembre) se retiraron 8 Kg, en este caso el mayor porcentaje de peso se corresponde en mayor medida a ciprínidos (la mayor parte *P. parva*) y en menor medida a colmillejas, ya que durante este tratamiento se trató un tramo del Arroyo del Peral de aproximadamente 1,5 Km aguas abajo. Es de señalar que aunque en un principio se contempló contabilizar los ejemplares muertos por cada especie, esto no fue posible por el pequeño tamaño de alguno de los ejemplares y por la dificultad en diferenciar las especies, sobre todo en el caso de pequeños ciprínidos. Además junto a los ejemplares muertos en la sacadera había sedimentos y materia orgánica que hacía inoperativa dicha contabilidad.

Los envases y materiales absorbentes han sido tratados por gestor autorizado. Así, en octubre se recogieron 8,5 Kg de envases y 24 Kg de material absorbente. En noviembre se recogieron 5 Kg de envases y 14 Kg de material absorbente.

Fase de seguimiento

Esta fase consta de una única actuación cuya finalidad es comparar el estado de los grupos de fauna acuática seleccionados, a los 6 meses y al año después de haber realizado el tratamiento, con las condiciones de referencia (pretratamiento). En la actualidad se está llevando a cabo esta actuación.

Puntos críticos

Los puntos críticos que se han detectado hasta el momento durante el desarrollo del proyecto y a los que hay que prestar atención son los siguientes.

- Solicitud de las autorizaciones para este tipo de tratamiento. Es necesario solicitarlas con tiempo para resolver cualquier duda y objeciones que las administraciones puedan comunicar.
- Con relación a la gestión del producto CFT Legumine 3,3% ®
 - La compra es complicada y necesita planificarse con tiempo suficiente.
 - Los envases pueden dañarse en el transporte y se necesita un lugar adecuado de almacenaje con ventilación y temperatura fresca.
- La limpieza del cauce antes del tratamiento puede suponer un condicionante en tiempo para su realización además de requerir permisos específicos.
- En el caso de querer impermeabilizar los tramos de río tratados mediante la construcción de azudes, éstos han de tener un diseño adecuado a los caudales que puedan circular por el río y han de ser de buena construcción.
- Es necesario coordinar los tratamientos con los propietarios (ganaderos) de los terrenos colindantes al río o en donde se encuentren las balsas ganaderas, lo que supone un condicionante temporal y económico.
- Respecto a la prevención y a la seguridad de personal, cabe decir que hasta el momento no existe en España una formación específica para este tipo de biocida. Además, es necesario contar con Equipos de Protección Individual (EPIs) adecuados y un buen uso de los mismos.
- Han surgido dificultades a la hora de alcanzar la concentración deseada en balsas ganaderas. El problema no se ha dado en las masas de agua presentes en el cauce. Es necesaria más investigación con relación a la cinética de la rotenona en este tipo de sistemas (adsorción a sólidos en suspensión, distribución y metabolismo).
- En cuanto a la medición de la concentración de rotenona en agua, es importante señalar que las muestras necesitan un cuidado en su conservación hasta la llegada al laboratorio. Por parte de los laboratorios, existe limitación en el número de muestras que puede medir lo que influye en los tratamientos, seguimientos y restauración de usos.
- Es necesario obtener la experiencia para realizar el tratamiento en continuo. No se pudo llevar a cabo en este proyecto. Las estaciones de goteo para el tratamiento en continuo no han sido probadas. Se necesita material especial para la aplicación que es necesario adquirir y/o fabricar.
- Es necesario planificar el mantenimiento de los peces en función del tratamiento. Hay especies autóctonas de difícil mantenimiento como es el caso de la colmilleja que requiere condiciones específicas como la presencia de un sustrato adecuado.
- Se debe insistir a los trabajadores en el correcto registro de las masas de agua tratadas y de la cantidad de producto utilizado.
- El registro del número de ejemplares muertos durante el tratamiento es inviable (sobre todo si hay ejemplares muy pequeños como las gambusias y alevines de otras especies) por lo que se propone registrar biomasa. De todos modos, se considera necesario formar a los trabajadores en el reconocimiento de especies.
- La gestión de los envases y material absorbente que han estado en contacto con el producto tienen que ser gestionados por un gestor autorizado. Los animales muertos han de ser tratados como residuo SANDACH Tipo C1 (peces) y tratados por gestor autorizado

CONCLUSIONES

Las conclusiones obtenidas del trabajo realizado hasta el momento son las siguientes:

- Se ha adquirido conocimiento y experiencia en el tratamiento con un piscicida con base de rotenona en un medio fluvial típicamente mediterráneo en época de estiaje.
- Falta el conocimiento y la experiencia de un tratamiento en continuo, cuando fluye agua por el río.
- Es necesario esperar a los resultados del seguimiento para confirmar su eficacia.

BIBLIOGRAFÍA

- Dana ED, García-de-Lomas J, Juan Bañón JL, Esteban E, Ortiz JM & Ceballos G (2016) Análisis para la detección de *Sphaerothecum destruens* en una población invasora de *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) *Limnetica*, 35 (1): 89-94 (2016).
- Finlayson B, Schnick R, Skaar D, Anderson J, Demong L, Duffield D, Horton W & Steinkjer J (2010) Planning and standard operating procedures for the use of rotenone in fish management—rotenone SOP manual. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- España. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad [en línea]. Boletín Oficial del Estado, 14 de diciembre de 2007, núm. 299, pp. 51275- 51327. Accesible a través de World Wide Web: <<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2007-21490>>.
- España. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras [en línea]. Boletín Oficial del Estado, 3 de agosto de 2013, núm. 185, pp. 56764 – 56786. Accesible a través de World Wide Web: <<https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2013-8565>>.
- Gozlan RE, Andreou D, Asaeta T, Beyer K, Bouhadad R, Burnard D, Caiola N, Cakic P, Djikanovic V, Esmaeili HR, Falka I, Golicher D, Harka A, Jeney G, Kovác V, Musil J, Nocita A, Povz M, Poulet N, Virbickas T, Wolter C, Serhan Tarkan A, Tricarico E, Trichkova T, Verreycken H, Witkowski A, Zhang C, Zweimueller I & Britton R (2010) Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and fisheries*, 2010, 11, 315-340.
- Ling N. Rotenone: a review of its toxicity and use for fisheries management [en línea]. *Science for conservation* 211. [Wellington, New Zealand]: New Zealand Department of Conservation 2003 [ref. de 13 de septiembre de 2017]. Accesible a través de World Wide Web: <<http://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/SFC211.pdf>>.
- MAPAMA. *Pseudorasbora parva*. PSEPAR/EEI/PE013 [en línea]. Catálogo español de especies exóticas invasoras. [Madrid, España]: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, septiembre 2013 [ref. de 13 de septiembre de 2017]. Accesible a través de World Wide Web: <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/pseudorasbora_parva_2013_tcm7-307171.pdf>.
- Sommerwerk N, Wolter C, Freyhof J & Tockner K (2017) Components and drivers of change in European freshwater fish faunas. *Journal of Biogeography*, 44(8): 1781–1790.
- Temminck CJ & Schlegel H (1846) Pisces. In: *Fauna Japonica, sive descriptio animalium quae in itinere per Japoniam suscepto annis 1823–30 collegit, notis observationibus et adumbrationibus illustravit P. F. de Siebold. A. Arnz et Socios, [in Latin] Lugduni Batavorum*, 173–269
- Toro M, Robles S, Tejero I, Cristóbal E, Velasco S, Sánchez JR & Pujante A (2009). Grupo 32. Tipo Ecológico N° 1. Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 14.
- Unión Europea. Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 de la Comisión de 13 de julio de 2016 por el que se adopta una lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) n° 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo [en línea]. Diario Oficial de la Unión Europea L 189, 14 de julio de 2016, pp. 4-8. Accesible a través de World Wide Web: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A32016R1141>>.
- Unión Europea. Reglamento Delegado (UE) 2017/698 de la Comisión, de 3 de febrero de 2017, por el que se modifica el Reglamento Delegado (UE) n.º 1062/2014, relativo al programa de trabajo para el examen sistemático de todas las sustancias activas existentes contenidas en los biocidas que se mencionan en el Reglamento (UE) n.º 528/2012 del Parlamento Europeo y del Consejo, relativo a la comercialización y el uso de los biocidas (Texto pertinente a efectos del EEE.) [en línea]. Diario Oficial de la Unión Europea L 103, 19 de abril de 2017, pp. 1-16. Accesible a través de World Wide Web: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:32017R0698>>.
- Unión Europea. Reglamento Delegado (UE) n° 528/2012 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de mayo de 2012, relativo a la comercialización y el uso de los biocidas [en línea]. Diario Oficial de la Unión Europea L 167, 27 de junio de 2012, pp. 1-123. Accesible a través de World Wide Web: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A52012D0528>>.
- Unión Europea. Reglamento (CE) n° 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento (CE) no 1774/2002 (Reglamento sobre subproductos

animales) [en línea]. Diario Oficial de la Unión Europea L 300, 14 de noviembre de 2009, pp. 1-33. Accesible a través de World Wide Web: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:32009R1069>>.

Unión Europea. Directiva 2008/98/CE del Parlamento europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas [en línea]. Diario Oficial de la Unión Europea L 312, 22 de noviembre de 2008, pp. 3-30. Accesible a través de World Wide Web: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A32008L0098>>.

Situación y gestión del galápago de Florida y los galápagos autóctonos en el Valle Medio del Ebro y la Reserva Natural de los Galachos

GUERRERO CAMPO J¹, MONTULL CERECEDA C², SEBASTIÁN F¹ & ABAD C³

1. Gobierno de Aragón. Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. Paseo María Agustín, 36. 50071 Zaragoza. Tel. 976 714000 ext. 1237. jguerrero@aragon.es, fsebastian@aragon.es
2. C/ Murcia nº 4. portal 4, 3ª. Tel. 638043089. carlosmontullcerceda@gmail.com
3. Universidad de Zaragoza. Escuela politécnica Superior de Huesca. Carretera Cuarte,s/n, 22071 Huesca. Cristinaabadib@gmail.com

Palabras clave: Aragón, *Trachemys scripta*, *Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa*, especie exótica invasora.

RESUMEN

En Aragón, el galápago de Florida se ha establecido fundamentalmente en el Valle Medio del Ebro. Para conocer el estado de las poblaciones de las especies autóctonas y exótica en Aragón y extracción del medio natural de ésta última, en Aragón en general y especialmente en la Reserva Natural de los Sotos y Galachos del Ebro se han llevado a cabo trabajos de gestión los últimos años, con trampeo y marcaje. Destaca un estudio realizado en las lagunas de la Alfranca y de la Cartuja de 2004 a 2006 y luego en 2015, con similar metodología para la comparación de resultados. La evolución del leproso es positiva, mientras que el galápago europeo tiene claros signos de tendencia negativa en sus poblaciones, tal vez ligado a la competencia del galápago de Florida (pese a su extracción) o de peces exóticos invasores. Se aprecia una mayor proporción de machos en las especies autóctonas y una gran proporción de hembras en la especie americana, datos muy preocupantes por la gran potencialidad reproductiva de la población americana. Fuera del Espacio Natural, las poblaciones más preocupantes de galápago exótico son las que conviven con autóctonas, como en las lagunas de Estaña y Río Guadalope a su paso por Alcañiz (Teruel). Es preciso un mayor esfuerzo de trampeo o mejores técnicas para una mayor extracción.

SITUACIÓN DE LOS GALÁPAGOS EXÓTICOS EN ARAGÓN

El galápago de Florida o de orejas rojas (*Trachemys scripta* subsp. *elegans*), es en España y Aragón el reptil introducido más extendido (Martínez-Silvestre et al. 2001), y es considerada como una de las 100 especies más perjudiciales para la fauna nativa del mundo, de Europa y de España (Lowe et al. 2004). Teniendo en cuenta todo esto, resulta necesaria una gestión de esta problemática.

En 2009 comenzó una iniciativa del Gobierno de Aragón para conocer la distribución y poblaciones de los galápagos autóctonos (europeo y leproso) y los galápagos exóticos. Tras realizar una revisión bibliográfica, incluyendo datos inéditos recopilados por la Asociación, se enviaron encuestas a los más de 300 guardas (Agentes de Protección de la Naturaleza) repartidos por todo el territorio. A partir de la información obtenida, los propios Agentes fueron durante varias temporadas realizando campañas de captura de galápagos de duración corta (unos 10 días en cada localidad) mediante el uso de nasas pequeñas tipo cangrejeras. En los casos en los que se detectaban galápagos exóticos asoleándose o se capturaban en las nasas, la campaña se alargaba para intentar capturar a los exóticos, utilizando también para ello, según los casos, trampas de asoleamiento o grandes nasas.

Este trabajo ha permitido conocer varias poblaciones de galápagos autóctonos, algunos con buen número de ejemplares. Como dato global, se conoce una presencia confirmada de galápago europeo hasta en 14

cuadrículas UTM 10x10km en Aragón (Valdeón *et al.* 2013). Respecto a las especies exóticas, se han obtenido 36 localidades distintas. Las citas en el medio natural de especies distintas del galápagos de Florida han sido ciertamente anecdóticas y localizadas básicamente en el entorno de Zaragoza; y no se considera que exista ninguna población naturalizada de estas especies, ni tampoco eventos reproductivos en el medio natural.

De las citas de galápagos de Florida, un buen número de ellas (13) están presentes en balsas urbanas o entornos muy humanizados donde en muchos casos han dejado de verse en los últimos años, o bien han sido capturadas. Otras poblaciones se ubican en embalses: Arquillo de San Blas (Teruel), La Tranquera (Nuévalos, Zaragoza) y otras zonas donde no están presentes los galápagos autóctonos.

Lógicamente, los casos más preocupantes se dan cuando conviven especies autóctonas con la exótica. Se ha encontrado en varios puntos un ejemplar, al parecer aislado, de galápagos de Florida en áreas con población de galápagos autóctonos (Monzón, Binaced, Los Fayos, Quinto de Ebro, Ardisa). Pero la existencia constatada de poblaciones de galápagos de Florida conviviendo con los galápagos autóctonos se ha observado hasta el momento en dos pequeñas áreas como son el río Guadalupe a su paso por Alcañiz (Teruel) y las lagunas de Estaña (Huesca). Además de un amplio sector del río Ebro y masas de agua asociadas a él en todo el entorno de Zaragoza capital.

En las lagunas de Estaña, se han realizado varias campañas entre 2010 y 2013, capturando allí a 107 galápagos europeos y 10 galápagos de Florida. Presentan una población atípica de galápagos europeo, primero por encontrarse a gran altitud, a casi 700 metros, y segundo por ser lagunas cársticas de gran profundidad (Valdeón, 2015). A través de métodos de captura-recaptura se estimó que estas lagunas albergan al menos 176 galápagos europeos –aunque probablemente sean más de 200-, lo que las convierte en una de las mayores poblaciones de Aragón, por lo que es muy importante seguir extrayendo allí a los galápagos exóticos (Guerrero y Jarne, 2014)

Otra importante campaña se ha realizado en el río Guadalupe a su paso por Alcañiz, donde sólo entre 2011 y 2012 y gracias a la participación de la Asociación Amigos del Río se ha capturado un total de 140 galápagos leprosos distintos, 3 europeos y 13 galápagos de Florida.

La mayor población de galápagos de Florida de Aragón ocupa el eje del Ebro, con citas en localidades tan río arriba como Novillas y Boquiñeni y una importante concentración de animales en los términos municipales de Zaragoza, Pastriz y El Burgo de Ebro. Aunque ocasionalmente se observan animales en el río, habitan principalmente las lagunas de la ribera, principalmente los galachos, esto es, las pequeñas lagunas fruto de los cambios de trazado del río y sus meandros. En este entorno se han observado diversas situaciones.

La balsa de Larralde está alejada del río pero ubicada junto a la población de Garrapinillos, recibe retornos de riego y tiene una importante población de carpas. Posee hoy en día una población de galápagos formada exclusivamente por galápagos de Florida, pero según ciertos informantes, hacia 1985 tenía una población de galápagos leproso.

Juslibol es un caso paradigmático, donde además del Galacho de Juslibol existen varias lagunas fruto de la actividad extractiva de áridos llevada a cabo hasta los años 1970. Clásico lugar de esparcimiento en las afueras de Zaragoza capital, posee posiblemente la mayor población de galápagos de Florida de Aragón. Gracias a una actuación del Ayuntamiento de Zaragoza, en el periodo 2003-2006 fueron capturados allí mediante nasas de gran tamaño, de 1 metro de longitud, 118 galápagos de Florida, que fueron retirados, así como numerosos galápagos leprosos, pero ningún europeo. Aunque las campañas de extracción mediante nasas han continuado, la tasa de captura de la especie exótica ha disminuido y la población de galápagos leproso ha sufrido una alarmante disminución, hasta el punto de que en los últimos años sólo se capturan dos ejemplares.

Aguas abajo de Zaragoza, a unos 9 km, los galachos de La Alfranca y La Cartuja, situados cerca del río Ebro y a ambos lados del mismo, presentan un caso más intermedio, con una población más repartida entre las dos especies autóctonas y la exótica.

CONTROL DE GALÁPAGOS EN LA RESERVA NATURAL DE LOS SOTOS Y GALACHOS DEL EBRO

La campaña 2004-2006

En 2004, 2005 y 2006 se llevó a cabo una campaña sistemática de control de esta especie en la Reserva Natural de los Sotos y Galachos del Ebro, promovida por el Gobierno de Aragón. Se realizaron capturas, marcando y estudiando las especies autóctonas como galápago leproso y europeo y extrayendo al galápago de Florida.

Se realizaron capturas semanales por medio de 6 nasas grandes (1 m de longitud), activas durante al menos los 5 meses más calurosos de cada año en las dos principales lagunas de la Reserva Natural de los Sotos y Galachos; La Alfranca y La Cartuja. Se realizó un marcaje individual, mediante incisiones en los escudos marginales. Se hizo una posterior estimación del tamaño poblacional mediante 3 métodos; análisis de las curvas de saturación de capturas, el análisis de proporciones entre capturas y recapturas.



Fotografías 1 y 2. Imágenes del trampeo de galápagos autóctonos e invasores mediante nasa grande (dcha.) y trampa de asoleamiento (izda). Fotos: J. Guerrero. DGA.

En esta campaña de trampeo sistemático, se pudieron sacar algunas conclusiones sobre las relaciones entre estas especies (tabla 1). En la Cartuja se encuentra la mayor población de galápago de Florida, y una menor proporción de europeos (Martínez-Rica et al. 2008), y en la Alfranca ocurre lo contrario.

Este hecho que va en consonancia con diversos trabajos que observan que el exótico desplaza de forma muy eficaz al europeo (Cadi & Joly, 2004), y no tanto al leproso, aunque recientes estudios confirman que ejerce influencia negativa también sobre éste (Polo et al. 2012), tanto por competencia como pudiendo facilitar la transmisión de parásitos (Meyer et al. 2015).

Además de la presión que ejerce el galápago de Florida sobre el europeo por zonas de asoleamiento (Cadi & Joly, 2003), también puede ser una causa de disminución de la población, de acuerdo con los estudios de Iglesias et al. (2015), un parásito (*Spirorchis elegans*) transmitido de la especie exótica a la autóctona, que le puede causar la muerte.

Tabla 1. Porcentaje de ejemplares de cada especie que se capturaron en el galacho de La Alfranca vs. los que se capturaron en La Cartuja.

	La Alfranca	La Cartuja
Galápago leproso	30	70
Galápago europeo	80	20
Galápago de Florida	10	90

Campañas posteriores y comparación de resultados

Entre los años 2007 a 2014 se realizaron tareas de captura no sistemáticas, por lo que los resultados de estos años no son fácilmente comparables. Paralelamente al trampeo con nasas grandes, a partir de 2009 se comenzaron a probar trampas de asoleamiento, en principio más adecuadas y específicas para el galápago de Florida (LIFE-Trachemys, 2012).

Como resultado de este método, en La Alfranca, en 2012 se capturaron 14 galápagos de Florida, todos en mayo, aunque posteriormente no se obtuvieron apenas resultados.

Por otro lado, la desecación parcial ocurrida en el galacho de La Cartuja favoreció una importante captura de galápagos de Florida en una sola trampa de asoleamiento (31 ejemplares en 2011 y 40 en 2012). La consecuencia final de estas capturas, es que se realizó una importante extracción de galápagos de Florida.

En 2015 se volvió a realizar un trampeo sistemático durante los 5 meses más calurosos del año (30 de abril al 7 de agosto), tal y como se había hecho en 2004-2006 y poder comparar resultados con la campaña de extracción con dicha campaña.

En la figura 1 se refleja de forma general el número de capturas a lo largo de estos 4 años de estudio, incluido 2015. Se capturaron un total de 284 ejemplares diferentes de galápagos, de los cuales 122 fueron galápagos leprosos, 81 galápagos europeos y 88 galápagos de Florida (Guerrero y Jarne, 2012; Martínez-Rica et al. 2008).

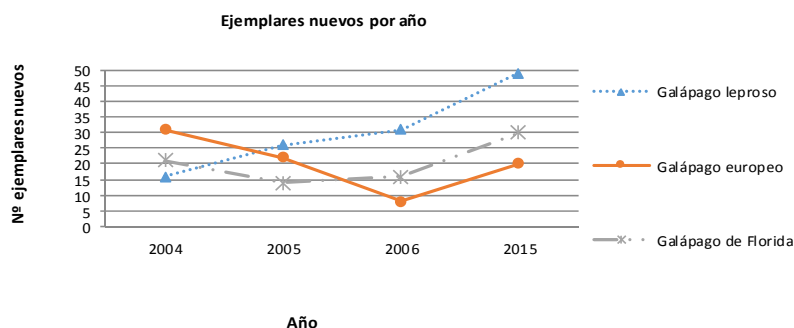


Figura.1. Ejemplares nuevos de galápagos capturados por año en los galachos de La Alfranca y La Cartuja (Reserva Natural de los Sotos y Galachos) entre el 30 de abril al 7 de agosto.

En 2015 se aprecia una mayor captura en general de individuos de las tres especies, sobre todo de galápagos leproso (Fig. 1), llegando a suponer el 50% del número total de ejemplares.

De acuerdo a las figuras 1 y 2, podemos ver que el galápagos leproso presenta una clara tendencia a aumentar su población en el periodo estudiado (Fig. 1), aunque en 2015 disminuye su proporción con respecto al total de capturas (Fig. 2).

Por contra, en el galápagos europeo el número de ejemplares capturado parece tender a disminuir con los años (Fig. 1), pero sobre todo su proporción con respecto a otras especies (Fig. 2), hecho que tal vez esté

ligado a la competencia con el galápago de Florida pese a las extracciones realizadas, o a la mayor presencia de peces depredadores también exóticos invasores, como el siluro o la perca de río.

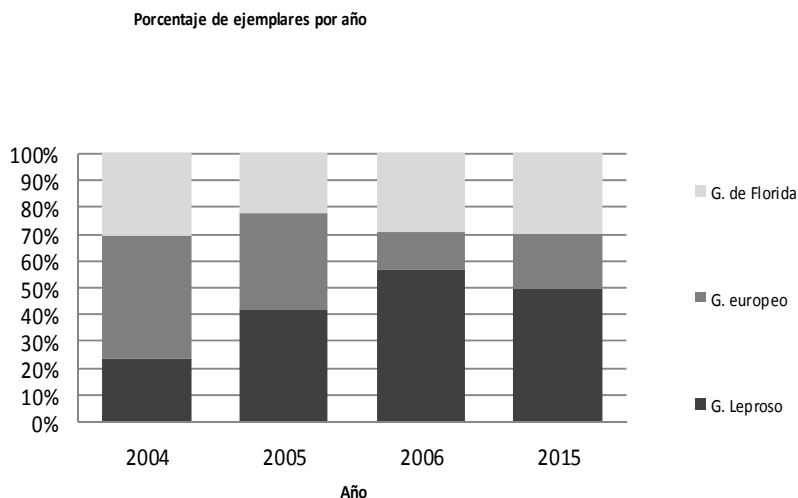


Figura 2. Ejemplares distintos capturados a lo largo del año, expresados en porcentaje respecto al total de ejemplares de las 3 especies capturados en el año, en los galachos de La Alfranca y La Cartuja (Reserva Natural de los Sotos y Galachos).

A pesar del esfuerzo de extracción realizado, el número de nuevas capturas de galápago de Florida no disminuyó de forma notable en cuanto a número ni en cuanto a proporción respecto al total de galápagos (Figs. 1 y 2).

Distribución de sexos

Con respecto a la distribución por sexos, los galápagos de Florida fueron en su mayoría hembras, lo que conlleva una alta capacidad reproductiva, apareciendo también algunos ejemplares juveniles, resultando muy preocupantes ambos datos (Fig. 3).

Con respecto a las especies autóctonas, se observa como en los primeros años de estudio (año 2004, Fig. 3) la proporción entre sexos estaba bastante equilibrada. La evolución de este parámetro no parece positiva, puesto que en 2011 y 2015 la mayoría de ellos son machos, por lo que la capacidad reproductiva a medio y largo plazo de estas poblaciones se ve muy mermada. La desviación de la proporción hacia los machos es especialmente notable en el galápago europeo, hecho que resulta especialmente preocupante (Fig. 3).

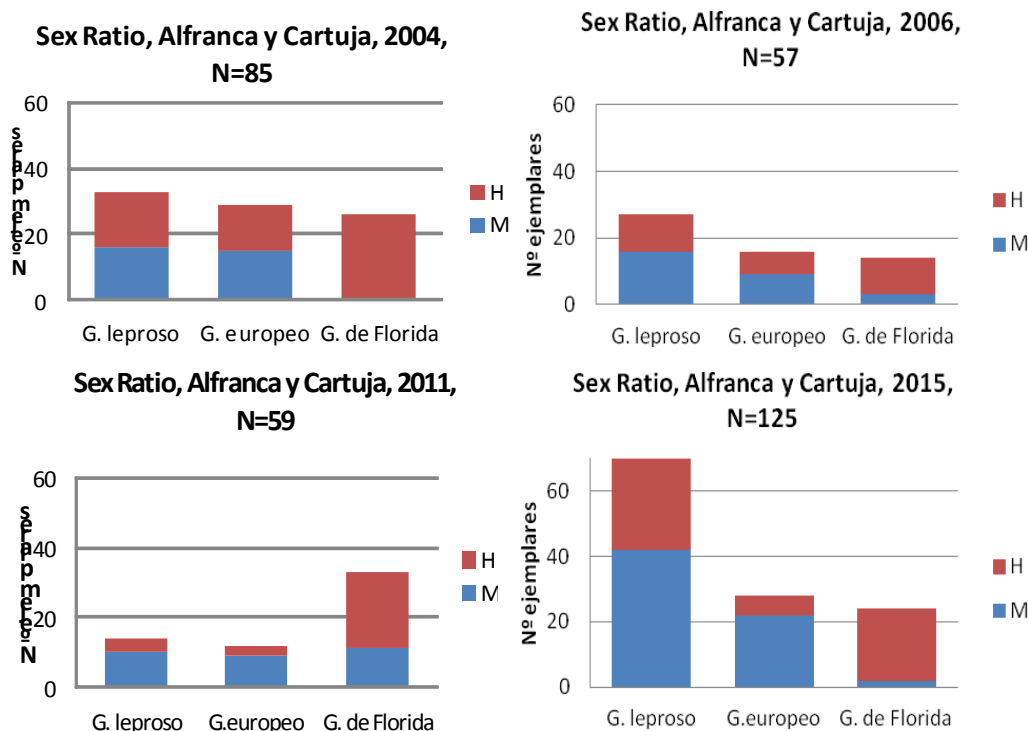


Figura 3. Sex Ratio total de cada especie en las dos lagunas estudiadas.

Por último, cabe mencionar que a partir de 2016 la situación general ha empeorado en ambos galachos, sobre todo en el galacho de La Alfranca, donde apenas hay capturas de galápagos, especialmente de galápagos europeo. La mayoría de capturas, correspondientes al galápagos leproso, se producen en la balsa artificial de El Cascarro, situada junto al galacho de La Alfranca, denotando posiblemente un empeoramiento del hábitat en este espacio (datos no mostrados).

CONCLUSIONES

En Aragón, el galápagos de Florida está presente al menos en 36 localidades, si bien muchas de ellas son citas aisladas que no constituyen poblaciones asentadas. Entre ellas preocupan aquellas donde convive con los galápagos autóctonos. Éstas son principalmente las lagunas de Estaña y la zona de Alcañiz, donde la especie exótica, todavía poco abundante, convive con grandes poblaciones de galápagos europeo y leproso respectivamente.

El eje del Ebro, en las cercanías de Zaragoza, reúne las mayores poblaciones de galápagos de Florida, en clara expansión. Las evoluciones observadas en distintas lagunas de este entorno parecen ir en sincronía con los estudios bibliográficos que predicen la fuerte exclusión que el galápagos de Florida produce sobre el europeo y de forma más leve también sobre el leproso (Cadi y Joly, 2003, Polo et al. 2012). De este modo, la fuerte dominancia del galápagos de Florida en el galacho y balsas de Juslibol podría asociarse a la paulatina y ya casi desaparición allí del leproso a lo largo de los últimos 13 años. En Larralde no existen datos suficientes para saber si el leproso desapareció antes o tras la llegada del galápagos de Florida.

Por contra, en La Alfranca-La Cartuja, donde la especie exótica no es todavía dominante, sino que representa hacia un tercio del total de galápagos, la evolución entre 2004 y 2015 del leproso es positiva, mientras que por contra el galápagos europeo tiene claros signos de tendencia negativa en sus poblaciones, pese a la constante extracción de ejemplares exóticos que se realiza en estas lagunas. Las

diferencias entre ambas lagunas también puede asociarse al mayor efecto de exclusión de la especie exótica sobre el galápagos europeo. Así, en el galápagos de La Cartuja se encuentra la mayor población de galápagos de Florida y una menor proporción de europeos, y en la Alfranca ocurre lo contrario.

Parece lógico pensar que en la evolución de estas poblaciones de galápagos estarían interaccionando muchas otras variables, como la creciente contaminación y eutrofización de varias de estas lagunas cercanas a Zaragoza, o la cada vez mayor abundancia aquí de grandes peces depredadores también invasores, de forma notable el siluro y la perca de río, que han sido citados en la literatura como depredadores de neonatos de los galápagos y graves causantes de la rarefacción de las poblaciones de estos quelonios.

Respecto a la especie exótica, parece evidente que es preciso un mayor esfuerzo de trampeo o la búsqueda y ejecución de mejores técnicas para una mayor extracción del galápagos de Florida, que repercute en un claro descenso de sus poblaciones, algo que todavía no se ha dado en las zonas estudiadas.

Por último, cabe señalar que estos trabajos de gestión deben ir acompañados por campañas de sensibilización, información y facilitación de la recogida de los galápagos exóticos que hay aún en los domicilios como mascota (Guerrero y Jarne, 2012).

AGRADECIMIENTOS

Estos trabajos han sido realizados por personal propio del Gobierno de Aragón, entidad que ha asumido los gastos derivados de los mismos. En ellos han trabajado numerosas personas, especialmente Agentes de Protección de la Naturaleza, pero también técnicos y estudiantes en prácticas. Un agradecimiento especial a Aitor Valdeón.

BIBLIOGRAFIA

- Cadi, A.; P. Joly (2003) Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced redeared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology*, 81: 1392-1398.
- Cadi, A.; P. Joly (2004) Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation*, 13: 2511-2518.
- Equipo LIFE Trachemys (2011) El galápagos de Florida, en el punto de mira de un nuevo proyecto LIFE. *Quercus*. 309: 39-40.
- Iglesias, R., García-Estévez, J.M., Ayres, C., Acuña, A., Cordero-Rivera, A. (2015) First reported outbreak of severe spirorchidiasis in *Emys orbicularis*, probably resulting from a parasite spillover event. *Diseases of Aquatic Organisms*. 113: 75-80.
- LIFE-Trachemys (2012) Guía metodológica para la captura y manejo de galápagos. Informes LIFE- Trachemys no 8. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. 31 pp.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. (2004) 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), de CSE y UICN. *Aliens*, 12, 12 pp.
- Meyer, L., Du Preez, L., Bonneau, E., Héritier, L., Franch, M., Valdeón, A., Sadaoui, A., Kechemir-Issad, N., Palacios, C., Verneau, O. (2015) Parasite host-switching from the invasive American red-eared slider, *Trachemys scripta elegans*, to the native Mediterranean pond turtle, *Mauremys leprosa*, in natural environments. *Aquatic Invasions*. 10: 79-91.
- Polo, N., López, P., Martín, J. (2012) Competencia entre el galápagos de Florida y los galápagos autóctonos. *Quercus*, 312: 17-22.
- Valdeón, A. (2015) Distribución, hábitat y datos poblacionales del galápagos europeo (*Emys orbicularis*) en el Valle del Ebro: herramientas para la gestión de la especie y su hábitat. Tesis doctoral. Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza.
- Valdeón, A., Guerrero, J., Puente, J., Longares, L.A. (2013) Rangers role in wildlife investigation. The case of the European Pond Turtle in the Ebro basin in Aragon (Spain).

Gestionar la flora exótica en tiempos de crisis: el caso de Aragón

GUERRERO CAMPO J¹ & JARNE BRETONES M²

1. Gobierno de Aragón. Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. Paseo María Agustín, 36. 50071 Zaragoza. Tel. 976 714000 ext. 1237. E-mail: jguerrero@aragon.es

2. Instituto Pirenaico de Ecología. Av. Ntra. Sra. de la Victoria, S/N, 22700 Jaca, Huesca. Tel. 976 369393 ext. 881146. E-mail: mjarne@gmail.com

Palabras clave: Aragón, flora, exótica, gestión, recursos.

RESUMEN

¿Es posible gestionar la flora exótica invasora con pocos recursos económicos específicos?. Desde 2009 se trabaja en una línea de gestión con una media de 10.000 € /año para todo Aragón, que ha comprendido: 1) Elaborar página web, con red de detección temprana, fichas de especies objetivo. Publicación de libro con financiación externa. Recopilación y base de datos. Formación de Agentes. 2) Póster y folletos distribuidos a empresas y Ayuntamientos. Charlas y reuniones con ellos y en las escuelas de jardinería. Difusión del Real Decreto. 3) Trabajos de control de todas las poblaciones naturalizadas de *Cortaderia selloana* y *Buddleja davidii*. Y eliminación de únicos focos de *Senecio inaequidens*, *Oenothera spp.*, *Cylindropuntia rosea*, etc. 4) Eliminación de poblaciones y ensayos para *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia* y *Gleditsia triacanthos*. Para eliminar poblaciones, se ha movilizado a otros sectores del Gobierno de Aragón (peones de espacios naturales, cuadrillas forestales, Agentes de Protección de la Naturaleza). Se ha obtenido financiación externa de bancos; y se ha implicado a otras entidades como Ayuntamientos. Se concluye que dentro de una administración regional es posible llevar a cabo una línea de gestión de flora invasora con poco presupuesto, en base a obtener financiación externa, buscando sinergias y apoyos dentro de la administración autonómica. Y tratando que otros organismos y entidades, como Ayuntamientos y otros entes locales, asuman su responsabilidad ante este problema.

ESTADO ACTUAL DE LA FLORA EXÓTICA INVASORA EN ARAGÓN

Casi un 10% de la flora de Aragón está constituida por especies alóctonas, habiéndose contabilizado al menos 313 especies de plantas vasculares exóticas naturalizadas o subespontáneas (Sanz Elorza et al. 2009). La evolución histórica marca una tendencia sostenida al aumento de especies alóctonas, especialmente a partir de 1870, con un aumento muy notorio a partir de 1980, ligado especialmente a la elevada entrada de especies procedentes de la jardinería.

En cuanto al origen biogeográfico de la flora alóctona de Aragón, los mayores porcentajes son de América del Norte, Asia central y región mediterránea. Acogen por tanto especies procedentes principalmente de áreas templadas, a diferencia de lo que se observa junto al mar mediterráneo donde aparecen muchas especies procedentes de zonas tropicales y subtropicales.

La introducción de más de la mitad de las especies es intencionada. Las vías de entrada principales son la agricultura, la jardinería y la llegada involuntaria, representando alrededor de un 30% cada una (Sanz Elorza et al. 2009). Estos mismos autores consideran que el 24% de esas 313 especies manifiestan carácter invasor, aunque dentro de ellas sólo 17 especies son calificadas como transformadoras, es decir, capaces de transformar el ambiente y la comunidad en la que viven.

Más de la mitad de las especies alóctonas consideradas invasoras en Aragón son malas hierbas desde un punto de vista agrícola, representando unas 47 especies.

Otra buena parte de las plantas invasoras han entrado de forma involuntaria, gracias al gran trasiego de mercancías y personas de unas a otras zonas del mundo, extendiéndose rápidamente gracias a su facilidad de dispersión. Hoy ocupan principalmente ambientes ruderales, viarios y transformados, y también zonas de ribera y otras áreas donde abunda el agua. Es el caso de *Aster squamatus*, varias especies del género *Amaranthus* y del género *Conyza*, especies muy abundantes junto a las áreas urbanas alteradas y otras zonas ruderales. Géneros enteros como *Bidens* (especialmente *Bidens frondosa*), *Xanthium* (como *Xanthium strumarium* o *X. spinosum*) o *Paspalum* (especialmente *Paspalum paspalodes*), ocupan principalmente algunos ambientes frescos y carentes de competencia y son muy abundantes en las orillas de los grandes ríos, desarrollándose una vez desciende el nivel de las aguas en el estío. Ello ocurre especialmente en el río Ebro, pero también en la parte baja de sus principales tributarios, donde esa comunidad vegetal está dominada claramente por especies alóctonas (Guerrero y Jarne, 2014).

PATRONES GEOGRÁFICOS DE LA FLORA INVASORA EN ARAGÓN

La flora exótica invasora muestra unos patrones de distribución marcados por varios factores:

- Ocupación humana. La existencia de pueblos y ciudades genera una importante presión de propágulos –semillas y otros-, procedentes especialmente de plantas de jardinería.
- Áreas degradadas. Los lugares degradados por las actividades humanas constituyen un terreno muy adecuado para el asentamiento de especies exóticas invasoras (en adelante EEI), ya que en esos puntos no existe competencia con la flora autóctona. Además, estos espacios suelen aparecer junto a áreas urbanizadas, en el entorno de pueblos y ciudades, con gran presión de semillas y otros propágulos.
- Vías de comunicación. La plantación lineal en las vías de comunicación (de ailantos y falsas acacias, especialmente) constituye una presión de semillas importante sobre el territorio. Además, son zonas preferentes de dispersión involuntaria de semillas y otros propágulos que se mueven con los vehículos o mercancías.
- Ambientes de ribera. La presencia de agua en el freático hace que los ambientes de ribera constituyan excelentes hábitats para la naturalización de especies exóticas, dado que, en general, el resto del territorio presenta una marcada aridez.
- Áreas cálidas libres de heladas. Las zonas libres de heladas, como el Bajo Aragón o laderas y otros lugares recuertos y expuestos al sur, constituyen zonas donde pueden asentarse ciertas especies que no toleran las heladas, si bien, en el frecuente caso de carecer de humedad en el suelo, deben ser muy tolerantes a la sequía, como es el caso de las pitas y las chumberas (géneros *Agave* y *Opuntia*).

Atendiendo a estas pautas, no es raro encontrar abundancia de flora invasora en enclaves que reúnen una o más de estas características. Por ejemplo, en los sotos del río Ebro se asilvestran numerosas especies, que son más frecuentes en las cercanías de Zaragoza y aguas abajo de la ciudad, debido a la abundancia de semillas y otros propágulos que generan las plantaciones en la capital y su área metropolitana y que se dispersan preferentemente hacia el sureste, siguiendo la corriente del río y los vientos predominantes, naturalizándose en abundancia especies como *Acer negundo* o *Gleditsia triacanthos* (Guerrero y Jarne, 2014).

Unas de las zonas con mayor concentración de EEI son los ríos, riberas y humedales, especialmente de las zonas cálidas como el Bajo Aragón y el Valle del Ebro. Las mayores temperaturas, los suelos productivos y especialmente la disponibilidad de agua e independencia de la sequía estival, hace que sean éstos los espacios más vulnerables frente a las invasiones. Además, junto a los ríos se concentran las principales poblaciones, especialmente en el eje del Ebro y significativamente la ciudad de Zaragoza y

su entorno, generando el área más afectada por invasiones biológicas en general y en particular por flora invasora.

El ailanto (*Ailanthus altissima*) es el árbol exótico naturalizado más abundante en el Valle del Ebro, pero en este territorio también aparece más puntualmente la madreSelva del Japón (*Lonicera japonica*), el árbol del paraíso (*Eleagnus angustifolia*) y otros como los plumeros (*Cortaderia selloana*). Pitas y chumberas (*Agave americana*, *Opuntia spp.*, *Cylindropuntia spp.*) aparecen en solanas secas.

El área del Pirineo, donde la sequía no siempre es tan limitante, permite la aclimatación de especies propias de montañas tropicales y subtropicales, en especial del Himalaya y cadenas montañosas próximas. Es el caso de *Buddleja davidii*, con una fuerte y reciente expansión en los ríos del Pirineo, o de *Impatiens spp.* y *Fallopia baldschuanica*. Estas tres especies son cultivadas como ornamentales en muchos pueblos del Pirineo, al igual que ocurre con *Helianthus tuberosus*. Pero sin duda, la especie exótica más abundante en el Pirineo es la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*), que se expande intensamente en algunas riberas, a partir de las antiguas plantaciones lineales de ailanto y especialmente de falsa acacia junto a las carreteras y los ríos.

El rigor climático que caracteriza al Sistema Ibérico, con fuertes heladas y sequías, así como una baja densidad de población, condiciona que éste sea el área aragonesa con menor densidad de plantas exóticas invasoras. La profusión de plantaciones lineales de ailantos y especialmente falsas acacias en carreteras y vías de ferrocarril quizá sea lo más destacado en el paisaje. Puntualmente, aparecen asociadas a los ríos algunas especies exóticas naturalizadas.

TRATANDO DE GESTIONAR LA FLORA INVASORA CON POCOS RECURSOS. ESTRATEGIA

Hasta el año 2009, las actuaciones de gestión de EEI que se realizaban desde el servicio y secciones de biodiversidad del Gobierno de Aragón se habían centrado exclusivamente en unas pocas especies problemáticas a nivel ambiental, social o económico, especialmente el mejillón cebra, que había llegado en 2001 a la cuenca del Ebro. El resto de actuaciones habían estado ligadas siempre a la conservación de especies amenazadas, como era el caso del visón americano vs. visón europeo, medidas normativas en los planes de recuperación del cangrejo de río común o de la margaritona, así como trabajos de control del galápago de Florida. Muy poco se había realizado respecto a la flora, salvo alguna actuación muy puntual, como la prevención de entrada *Cortaderia selloana* y *Eichhornia crassipes* en casos observados de próxima plantación y comercialización, respectivamente; y algunos trabajos incipientes de control de *Ailanthus altissima* en la Reserva Natural de los Galachos, de *Robinia pseudoacacia* y otras especies en el Galacho de Juslibol y de *Cortaderia selloana* en los sotos del Cinca en Monzón.

En esos años surgió la conveniencia de redactar una estrategia aragonesa de gestión de EEI, para planificar los objetivos, directrices, normas y actuaciones relacionados con la problemática de estas especies (Guerrero et al. 2010). Con los objetivos generales de evitar la llegada de nuevas EEI y minimizar los efectos negativos que provocan en la biodiversidad las ya introducidas, serviría para planificar, amparar y justificar las actuaciones que se considera preciso realizar y también para darles coherencia.

Aunque esa estrategia nunca llegó a aprobarse oficialmente, lo más interesante del proceso de redacción del borrador fue el esfuerzo en revisar bibliografía y estrategias redactadas para otros ámbitos o regiones, la revisión de la situación en Aragón y la redacción de las actuaciones a plantear dentro de una visión general, lo que permitió detectar lagunas no tenidas en cuenta hasta el momento. Esto es algo para lo que, desgraciadamente, no se invierte todo lo necesario desde las administraciones y órganos de gestión, dado que la falta de tiempo y las urgencias impiden muchas veces alzar la vista, planificar y evaluar lo que se está haciendo.

A pesar de no tener una estrategia, sí existe una línea estratégica de gestión de EEI (Guerrero et al. 2010), basada en distintas iniciativas y estrategias nacionales e internacionales, y cuyos objetivos generales son:

- Evitar la introducción y el asentamiento de nuevas EEI dentro del territorio de Aragón.
- Lograr una detección temprana de la presencia de nuevas especies potencialmente invasoras para poder tener una rápida respuesta.
- Frenar la expansión de las EEI que ya se han establecido.
- Minimizar y mitigar los daños causados por las EEI.
- Controlar y erradicar EEI en aquellas situaciones donde sea factible.

Para lograr estos objetivos, se plantearon una serie de actuaciones agrupadas en tres bloques principales de medidas: prevención, detección/vigilancia y control/erradicación. La prevención debe ser priorizada sobre las demás, de acuerdo con la jerarquización adoptada por el Convenio sobre la Diversidad Biológica y según la Estrategia Europea sobre EEI. Estos bloques de medidas deben completarse con un desarrollo normativo y con medidas sobre educación ambiental y sobre información e investigación, que interactúan de modo horizontal en los tres bloques.

PREVENCIÓN

Prevenir la entrada de nuevas EEI constituye la medida más eficaz y barata de afrontar su problemática. Por tanto, es deseable que se realicen este tipo de actuaciones para eliminar la posibilidad de entrada de EEI regulando su comercio y tenencia, incrementando la vigilancia y el control sobre sus vías de entrada, contemplándolo en las evaluaciones e informes ambientales, promoviendo un mejor acceso a la información y, por último, sensibilizando a la población. Sin embargo, en la práctica en muchas ocasiones las medidas de prevención tienen un efecto a muy largo plazo, poco visible y de difícil evaluación, por lo que finalmente las administraciones no las implementan suficientemente y acaban imponiéndose las medidas de control sobre las de prevención.

Pero antes siquiera de pensar en qué medidas de prevención había que aplicar, se precisaba tener una idea de la situación actual.

Evaluación inicial de la flora exótica en Aragón

Para efectuar esta evaluación no contamos desgraciadamente con la posibilidad de contratar un estudio o inventario detallado, por lo que los dos autores de este artículo comenzamos a realizar una primera evaluación de la flora exótica invasora en Aragón. Para ello consultamos a técnicos y botánicos y se recopiló la información disponible, especialmente el atlas de flora de Aragón (I.P.E.-D.G.A. 2005) y diversos trabajos (Puente 2006; Sanz Elorza et al. 2004; Sanz Elorza 2006; Sanz Elorza et al. 2009). Sin embargo, la flora exótica naturalizada no suele quedar bien recogida por los botánicos, que tienden a dar poca importancia a estas especies para centrarse en la flora autóctona o las especies escasas. Así que nos vimos en la necesidad de pedir colaboración a algunos botánicos y técnicos y también a realizar muestreos específicos repartidos por Aragón dirigidos a evaluar las citas de mayor interés y buscar algunas especies relevantes y cartografiarlas. Cuando no partíamos de citas previas, nos centrábamos en los ambientes más propicios, como riberas bajo núcleos de población. Con ello fuimos recopilando e incluyendo citas que incluimos en una base de datos que creamos ex-proceso.

Lista de especies problemáticas

Con más de 300 especies alóctonas presentes (es decir, un 10% de la flora de Aragón), era preciso determinar cuáles de ellas se comportan como invasoras en las distintas áreas de esta región y cuáles

queríamos destacar para difundir a la población. Era por tanto imprescindible realizar una lista de especies problemáticas, que discutimos y consensuamos con algunos botánicos, pues algunas especies sólo se comportaban como invasoras en escasísimos casos.

Para hacerla, se establecieron unos criterios de inclusión muy prácticos:

- Que la vía de introducción sea voluntaria: jardinería, acuariofilia, etc., y por tanto fuese más eficaz su prevención.
- No inclusión de arqueófitos, especies introducidas desde siglos atrás que ya se han consolidado suficientemente en el territorio. A excepción de que la aparición en Aragón sea incipiente o muy reciente y por tanto una detección y erradicación temprana sea factible (sería el caso de *Oxalis pes-caprae* o *Senecio inaequidens*).
- Especies con carácter invasor comprobado en Aragón o en regiones ambientalmente similares.
- Especies que puedan afectar a hábitats naturales.
- Especies no presentes o no asilvestradas en Aragón, pero con comportamiento invasor en regiones próximas o con climas semejantes. Muchas de ellas se comercializaban en Aragón como planta ornamental. La elección de este último grupo de especies era el más complejo, y era una lista especialmente subjetiva. Para ello, consultamos y contrastamos principalmente el Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España (Sanz Elorza et al. 2004), las principales bases de datos y portales: ISSG UICN (2011), DAISIE (2011), GEIB (2011) y varias publicaciones (Andreu y Vilá, 2010; Sanz Elorza 2006; Sanz Elorza et al. 2001, 2009) y, posteriormente, cuando vió a la luz, la lista fue ampliada atendiendo al Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, incluido el Listado contenido en el derogado Decreto 1628/2011.

Finalmente, se realizó una lista aragonesa, que está en evolución y ha sufrido cambios, en la que hay 17 especies acuáticas (de las que sólo una se encuentra en Aragón: *Azolla filliculoides*, y las otras son de riesgo potencial), 26 especies terrestres y otras 26 terrestres que no consideramos peligrosas ahora pero lo podrían ser en un futuro.

Las fichas divulgativas

Para informar y divulgar cada una de las especies de la lista, era necesario confeccionar una ficha divulgativa para cada una de las especies problemáticas ya presentes o con posibilidades de llegar a Aragón. Decidimos hacer una sencilla ficha resumida de una sola página, con fotos y estructura fija y escueta.

Listado de especies alternativas

Cuando se quiere evitar el uso de una especie ornamental problemática, es importante darle al viverista o empresario una especie alternativa. Por ello, en 2011 se encargó a un paisajista experimentado la realización de un listado de especies alternativas a las problemáticas, en función de que tuvieran un porte, floración, rusticidad o velocidad de crecimiento similar a cada una de las especies que queríamos evitar.

Campañas de información y sensibilización

Con esa lista, fichas e información de base, también publicado en la web, se tenían las herramientas para comenzar a realizar una campaña de información y sensibilización sobre esta lista de especies más problemáticas. La campaña se dirigió a viveros, empresas de jardinería, empresas de mantenimiento de carreteras y otras obras públicas, paisajistas, ayuntamientos, comarcas y diputaciones provinciales. En total unas 300 empresas y unos 700 entidades locales. Para ello, en 2010 se diseñó e imprimió un poster

y un tríptico, que se envió a todos ellos, junto con el listado completo de las especies problemáticas y una carta oficial solicitando la no utilización de estas especies.

Era importante seguir manteniendo un contacto y difusión, por lo que en 2011 se organizaron varias charlas debate dirigidas a representantes del sector (empresas y administración local). Experiencia muy enriquecedora donde se mostró y discutió también la lista de especies alternativas que se había preparado.

Para continuar ahondando en ello, en 2012 se contrató la realización de un ciclo de 12 charlas formativas por todos los centros educativos de jardinería que había en ese momento en Aragón (Institutos Agroambientales, Escuelas-Taller, etc.). De esa forma, alumnos y profesores iban a ser informados y sensibilizados ante esta problemática y estas especies.

Desafortunadamente, llegó la crisis económica y paralizó este tipo de acciones en los próximos años y hasta el presente. Tan sólo en 2013, cuando se publicó el Real Decreto 630/2013 por el que se creaba el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, se realizó un envío masivo de información a todos estos actores, indicando las prohibiciones que conllevaba ese Real Decreto y facilitando de nuevo las especies alternativas que se proponían ante las especies cuyo uso se prohibía. En ese momento habría sido muy necesario volver a realizar nuevos trípticos y posters con las especies prohibidas -incluidas en el Catálogo-, y difundirlos convenientemente. La crisis lo hizo imposible, aunque creemos que próximamente podrá hacerse.

Por otro lado, en estos años se han realizado visitas esporádicas a viveros para informar y evitar la comercialización de estas especies, en algunos casos para denunciar comercio ilícito de ellas. No obstante, falta el realizar una revisión de forma sistemática anual a todos ellos o los más importantes.

NORMATIVA

Cuando en 2011 el Ministerio comienza a elaborar el borrador que se convertiría en el primer Real Decreto 1628/2011, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras y que años más tarde fue derogado, gracias a los trabajos previos anteriores teníamos al menos una información básica de las especies que mostraban en Aragón más carácter o potencial invasor. De modo que en las reuniones entre el Ministerio y las Comunidades Autónomas dentro del Comité de Flora y Fauna, teníamos propuestas concretas y sugerencias que hacer para intentar que el Catálogo contara con algunas especies o con artículos y normas más acordes. Además, la información que ya habíamos incluido en la página web sirvió a los técnicos del Ministerio como material de consulta y propuesta; así como posición por parte de Aragón ante este problema.

Considerando que el Catálogo de EEI es fundamentalmente una herramienta de prevención para evitar que se comercialicen ciertas especies, desde el Gobierno de Aragón se insistió para que en el Catálogo de EEI tuvieran más relevancia especies con vía de entrada voluntaria –ornamental en nuestro caso- y aún no presentes en España o con presencia testimonial, pues pensamos que ahí es donde puede ser más eficaz la norma. Se insistió en que se tuviera más en cuenta bibliografía notoria como la de Andreu y Vilá (2010).

Todo lo anterior no lo hubiéramos podido acometer antes de 2009, cuando no habíamos iniciado esta línea de trabajo con EEI.

Una vez publicado especialmente el Real Decreto 630/2013, por el que se creaba el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras y que ya parecía una norma más definitiva, llegaba la hora de difundirlo. Había que dar a conocer entre los distintos sectores y particulares implicados las prohibiciones que implica, informar, inspeccionar y difundir todo ello para lograr que las normas aprobadas se apliquen y sean realmente útiles a la sociedad.

Con la aprobación del Catálogo de EEI se lograba dar un paso importantísimo, especialmente para evitar la entrada de nuevas especies. Había que reorganizar todo lo realizado hasta el momento.

DETECCIÓN TEMPRANA

En 2009, al comenzar a redactar la estrategia, vimos que una línea fundamental de actuación era la detección temprana, una herramienta básica que, seguida de una rápida respuesta, podía lograr la erradicación de especies muy problemáticas, siempre que se actuara antes de que su mayor extensión hiciera inviable cualquier intento de erradicación. Nunca antes se había planteado algo así en Aragón, de modo que tratamos de desarrollar un sistema de información que permitiera a la administración tener noticia de la presencia de ejemplares de una nueva invasora lo antes posible. Para ello intentamos la necesaria colaboración de particulares y diversos actores: administraciones con competencias ambientales, desde Gobierno de Aragón (servicios como Sanidad Vegetal y otros), confederaciones hidrográficas, administraciones locales, etc. a estamentos de investigación como Universidad de Zaragoza o Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC); ONG ambientalistas, etc. En este último caso, se ha tratado de estrechar lazos y transmitir información con el CSIC, Ansar y otros interesados.

Para todo ello, se habilitó un apartado sobre detección temprana en la sección web de invasoras ubicada en: <http://www.aragon.es/medioambiente/biodiversidad/invasoras>

Esta sección contiene la información básica de las especies consideradas más problemáticas (tanto presentes en Aragón como con posibilidad de establecerse), para poder identificarlas. Se dan las pautas de dónde y en qué casos interesa la información de las especies y se facilita la comunicación de citas a través de una sencilla ficha y el envío a través del e-mail: invasoras@aragon.es

Cursos formativos sobre detección

Una vez desarrollado ese canal de información y transmisión de citas, era importante realizar cursos de formación para agentes de la autoridad, técnicos del sector público y otras personas que trabajan en el medio natural, para la identificación de estas especies, implicando a dichas personas en los diversos trabajos de detección temprana y de rápida respuesta.

Además de varias conferencias públicas, se han impartido charlas a agentes del Seprona y Agentes de Protección de la Naturaleza, pertenecientes al Gobierno de Aragón. Éstos últimos constituyen un sector fundamental, ya que son unos 300 agentes muy repartidos por todo el territorio, que aportan citas de gran interés. No obstante, todavía queda mucha tarea por realizar en este último campo.

Manual sobre EEI para su detección temprana

Con el fin de que los agentes, técnicos que trabajan en campo e interesados en general pudieran tener un manual para la detección temprana, en 2014 se publicó un libro que perseguía que el usuario pudiera identificar las especies de flora y fauna invasora que más nos preocupaban (Guerrero y Jarne, 2014). De carácter divulgativo, además de publicar las fichas de las especies, también trataba de dar a conocer el problema y dimensión de las invasoras en Aragón y facilitaba la difusión y cumplimiento de la reciente normativa. Su versión en papel pudo ser bien distribuida entre los agentes y técnicos interesados de Aragón.

CONTROL Y MITIGACIÓN

Aunque la erradicación total de todos los ejemplares de una EEI resulta muy difícil, su control resulta más eficiente cuanto antes se inicie. Por ello, una vez detectada, se plantea analizar el riesgo potencial y real de cada una sobre hábitats y especies naturales, así como las acciones factibles de control, su forma de ejecución y un análisis previo del coste-beneficio que puede suponer. También se busca establecer técnicas de seguimiento para la evolución de las especies que se han detectado; así como planes de contención para EEI ya establecidas, con los que se trata de evitar que colonicen nuevas áreas.

Para desarrollar estas acciones es preciso disponer de algunas personas que trabajen en el control activo de fauna y flora exótica, combinado con el desarrollo de medidas preventivas y de detección temprana.

Respecto a las actuaciones de control / erradicación que se consideraban prioritarias para la flora en Aragón, según la abundancia de cada especie, en el borrador de la estrategia se planificaron y orientaron los trabajos en tres niveles según su objetivo:

- **Erradicación a corto plazo**, cuando la especie está todavía muy localizada en Aragón y existen técnicas efectivas. Sería el caso por ejemplo de *Oenothera biennis*, *Oenothera glazioviana*, *Cylindropuntia cf. rosea*, *Senecio inaequidens*, *Eschscholzia californica* y cualquier otra especie potencialmente invasora que aparezca por primera vez o que sea escasísima en Aragón y cuya erradicación sea factible.
- **Control efectivo general**, cuando la especie está algo más extendida pero su control sostenido puede conducir a su erradicación futura. Con la información cartográfica actual se considera prioritaria la actuación sobre las poblaciones naturalizadas en ambientes bien conservados de las siguientes especies: *Acer negundo*, *Buddleja davidii*, *Cortaderia selloana*, *Gleditsia triacanthos* y *Lonicera japonica*. También en menor medida *Opuntia dillenii*, *Impatiens spp.*, *Helianthus tuberosus*.
- **Mitigación y contención**, cuando la especie está muy extendida y su erradicación se considera imposible o con un coste desorbitado. En este caso se pretende, o bien contener la especie para que no colonice nuevos espacios, o bien erradicarla puntualmente de áreas especialmente valiosas, como Espacios Naturales Protegidos o zonas de cabecera de montaña donde su presencia es muy puntual. Es el caso de especies muy extendidas pero que pueden ser controladas localmente con cierto esfuerzo, como *Ailanthus altissima* o *Robinia pseudoacacia*.

¿QUE HEMOS HECHO EN CONTROL Y ELIMINACIÓN DE FLORA?

En Aragón, tanto instituciones, como particulares y pequeñas asociaciones han realizado actuaciones de control y eliminación de flora exótica invasora en el medio natural. Actuaciones realizadas por el Ayuntamiento de Jaca con diversas especies como el ailanto, el Ayuntamiento de Tarazona con la madreSelva de Japón (*Lonicera japonica*), Ecologistas en Acción de Monzón con el control de *Cortaderia selloana* o el Ayuntamiento de Zaragoza con *Robinia pseudoacacia* y otras especies en ambientes como el galacho de Juslibol son sólo una pequeña muestra de todas las acciones realizadas.

El Centro de Sanidad Vegetal del Gobierno de Aragón ha realizado varios trabajos de divulgación sobre especies problemáticas y respecto a control de flora en el medio natural, destaca los trabajos de erradicación del matacaballos o tomatito amarillo (*Solanum elaeagnifolium*) que gracias a su persistencia parece ahora erradicado.

Desde el Servicio y Secciones de Biodiversidad del Gobierno de Aragón, que es donde desarrollamos nuestro trabajo, las acciones que se vienen llevando a cabo se han priorizado en tres bloques. El primero se basa en la erradicación a corto plazo de especies que están todavía muy localizadas en Aragón. Pueden destacarse las actuaciones de control de *Cylindropuntia rosea* en el Bajo Aragón, en Teruel, donde el control se ha realizado mediante arranque manual y posterior quema, realizada por la cuadrilla comarcal forestal y los agentes de protección de la naturaleza, y años más tarde con uso de Triclopyr. Las de *Senecio del Cabo* (*Senecio inaequidens*) en Cretas (Teruel), donde está siendo controlado gracias a los mismos agentes, principalmente mediante arranque manual. El arranque manual también se emplea por parte de los agentes para eliminar los pies de *Oenothera glazioviana* en los lugares donde aparece, especialmente en el Bajo Aragón, y también en Monzón. Las de la amapola de California (*Eschscholzia californica*), en Zaragoza capital, donde el Ayuntamiento de la ciudad está controlando dicha especie. Todas estas actuaciones en poblaciones muy incipientes, prácticamente se han realizado sin inversión directa de biodiversidad, contando generalmente sólo con personal propio.

El segundo bloque es el control efectivo general de especies que están más extendidas pero en las que su control sostenido puede conducir a su erradicación futura. Tras evaluar la extensión en Aragón de cada especie y su dinámica invasora, se priorizó la actuación sobre poblaciones naturalizadas en ambientes bien conservados de lilo de verano (*Buddleja davidii*) en varios ríos del Pirineo. Ésta ha sido la especie a la que más esfuerzo se le ha dedicado. El segundo caso es el de la hierba de la Pampa o plumero (*Cortaderia selloana*) de la que en Aragón sólo conocemos muy escasos casos de naturalización: en los sotos del río Cinca en Monzón y en los sotos del río Alcanadre y la laguna de Sariñena (Huesca), así como puntualmente en el río Gállego en Zaragoza. Afortunadamente, todas estas poblaciones del plumero se consideran erradicadas, al menos por el momento. También el arce negundo (*Acer negundo*) en los sotos del río Cinca en Monzón y del río Ebro en Zaragoza, principalmente, con el objetivo de erradicar a medio plazo todas las poblaciones naturalizadas. Estas actuaciones han sido realizadas por las empresas públicas Sodemasa, Sarga y Tragsa. Hasta ahora el control resulta muy efectivo, sin embargo se requiere una constancia en el tiempo, para intentar agotar el legado de semillas en estos puntos, especialmente del lilo de verano.

Y por último, dada la falta de conocimiento y experiencia de las mejores técnicas para la eliminación de algunas especies de flora exótica en Aragón, el tercer bloque trataba de realizar controles experimentales sobre diversas especies, algunas poco y otras más extendidas, como el ailanto (*Ailanthus altissima*) y la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*), poniendo en práctica diferentes técnicas que ayudarían a establecer cuál de ellas resultaba más efectiva. Se buscaron técnicas poco invasivas, de bajo impacto y con el mayor respeto por el medio, optando por técnicas selectivas y de aplicación muy localizada, pero que a la vez supusieran un menor coste y una mayor efectividad posible. A raíz de estos estudios, se emprendieron trabajos de eliminación de las poblaciones de *Acer negundo*, *Ailanthus altissima* y otras EEI en los sotos del Ebro, donde se aplican las técnicas que han resultado más efectivas.

PREVENCIÓN Y DETECCIÓN TEMPRANA LOW-COST

Podemos calcular que desde 2009 hasta 2012 se dedicaron unos 80.000€ en total para asesoría general de EEI, la mitad (40.000€) podría corresponder a flora. Aparte estaría la dedicación de un tercio del tiempo de un funcionario al tema de las EEI durante 3 años. En control de flora se dedicaron unos 10.000€/año entre 2009 y 2012, en total otros 40.000€. Lo que supondría unos 80.000€ en total para flora, unos 10.000€/año para el periodo 2009-2017. Lo que queremos destacar es que aún con un presupuesto exiguo como este, es posible hacer bastantes cosas y tener una repercusión mucho mayor de lo que podríamos pensar en un principio.

Una vez llegada la crisis económica, especialmente desde 2013 en adelante, no ha resultado nada sencillo continuar o poner en marcha acciones para la gestión de EEI debido a la falta de presupuesto, ya que apenas se destinaba nada a mitigar este problema.

Sin embargo, muchas de las acciones comentadas antes sobre prevención y detección temprana requieren sólo dedicación de personal propio y/o de asesoría. La página web, el envío de cartas y trípticos, etc. se realiza con medios de la propia administración. De modo que sólo es necesario pagar el diseño e impresión de los materiales divulgativos. La difusión mediante artículos y notas de prensa, charlas, etc. puede organizarse sin más coste que la dedicación personal. Al igual que la radio y televisión autonómica, excelentes herramientas de difusión que no tienen coste implicado, si bien siempre está sometida a la decisión de los entes de radio y televisión, y la flora no suele ser un tema que llame mucho la atención. Los cursos oficiales a agentes son sufragados por partidas de formación generales del Gobierno de Aragón.

Aunque la publicación del libro antes citado llegó en plena crisis y sin posibilidad de financiación directa en el Gobierno de Aragón, se buscó financiación externa hasta conseguir una ayuda a su edición (premio Félix de Azara 2012 de la Diputación Provincial de Huesca).

Por último, la difusión de folletos, libros y otros materiales, la información colgada en la web, etc. son recursos que, tras su consiguiente difusión, pueden ser bien recibidos por diversos actores que participan en esa gran difusión colectiva. Profesores interesados, asociaciones, agentes de protección de la naturaleza y muchos otros amplifican esa información que consideran de cierta seriedad al proceder del Gobierno de Aragón.

CONTROL Y ERRADICACIÓN: BUSCANDO SINERGIAS ANTE LA CRISIS

Para los trabajos de control y erradicación de flora, es relativamente sencillo buscar sinergias para amplificar igualmente las medidas que se pueden realizar.

La estrategia de estos trabajos de control efectivo y de controles experimentales, que sí que empezaron financiándose directamente por biodiversidad, era que fueran trabajos demostrativos, muy repartidos por toda la región, de modo que muchas personas distintas vieran que se hacía un esfuerzo por controlar a estas especies. Esto reforzaba los trabajos de prevención y difusión que se realizaban y servía para sensibilizar del problema. Los agentes de cada zona de trabajo tomaban conciencia y animaban a los particulares y sobre todo a los ayuntamientos para eliminar plantaciones de especies problemáticas. De este modo se fue consiguiendo llegar a muchos más objetivos que los abarcables, así como involucrar a muchas más personas, algunas de las cuales han seguido aportando años después su granito de arena con trabajo propio o convenciendo a personas e instituciones. Asimismo, varios ayuntamientos de las zonas donde se ha actuado se han mostrado colaborativos y, a fecha de hoy, siguen luchando para la erradicación de estas especies en sus términos municipales.

Otro objetivo de los trabajos iniciales eran los controles experimentales. De alguna forma, al principio casi todo era experimentación ya que, aunque para algunas especies había bastante experiencia en su eliminación en otras regiones, era necesario ponerlo en práctica y evaluar las distintas medidas. Por ejemplo, calibrar dosis para lograr una buena eficacia en la eliminación de árboles utilizando el mínimo herbicida necesario y con técnicas precisas para no afectar a la vegetación circundante (por ejemplo, aplicando herbicida sobre el tocón con pincel o mediante taladro y jeringuilla). Con ello se iba disponiendo de la experiencia necesaria para poder brindar métodos efectivos, sencillos y ambientalmente compatibles al resto de personal del Gobierno de Aragón o de otras instituciones.

Así, en nuestro caso, se elaboró un plan de gestión de especies exóticas invasoras para la Reserva Natural de los Sotos y Galachos, que ha servido como punto de partida para que este espacio dedique anualmente parte de su presupuesto en la gestión de este problema, especialmente el control de poblaciones de *Acer negundo* y otras como *Ailanthus altissima*, *Gleditsia triacanthos* o *Robinia pseudoacacia*. Solamente esta Reserva ha dedicado mas presupuesto en control de flora que el dedicado por biodiversidad desde sus comienzos para todo Aragón.

Por su parte, Agentes de Protección de la Naturaleza interesados en las acciones de control se han propuesto dedicar parte de su jornada al desarrollo de acciones de eliminación de flora exótica, para la cual se repartieron kits que contenían el material necesario para el control de las especies prioritarias dentro de su ámbito de trabajo, así como la técnica que aconsejamos para cada especie. En algunos casos, aunque los menos, los propios agentes pueden movilizar a cuadrillas forestales para este fin.

Dentro de la gestión de los montes de utilidad pública y sus planes de ordenación, se ha comenzado a planificar la eliminación de flora exótica en varios enclaves y esperamos que se puedan acometer en breve algunos trabajos dentro de la gestión propia de los montes.

Entidades como la Caixa, con su proyecto de Obra Social, han tramitado convenios de colaboración con el Gobierno de Aragón para el desarrollo de acciones de control de flora exótica invasora, incentivando la participación de personas en riesgo de exclusión social. Esta entidad ha dedicado 80.000€ repartidos en tres años a este fin, bajo la dirección de obra de funcionarios del Gobierno de Aragón y nuestra iniciativa.

Por último, es importante señalar que los trabajos de control y eliminación no están al margen de la prevención y la difusión. Cualquier trabajo de eliminación es un momento magnífico para difundir el problema de las exóticas invasoras entre la población local, participantes, empresas y la prensa. De este modo, es posible que aunque esa eliminación no sea tan relevante ambientalmente, frenemos el uso de estas especies gracias a la conciencia ciudadana.

Resulta evidente que en general las administraciones dedican mucho menos presupuesto del necesario para minimizar este problema, y este caso puede ser un buen ejemplo. Evidentemente, las dificultades presupuestarias limitan mucho nuestra capacidad de actuación. Pero creemos que, en muchas ocasiones, no es tan importante el tema económico sino el tener un planteamiento claro y una línea de trabajo mantenida; una estrategia de acción, así como el tesón necesario para ir la acometiendo. Con un buen planteamiento, líneas de trabajo claras y continuadas y un acúmulo de conocimientos, es posible suplir en parte la falta de presupuesto y desarrollar un programa que busca las sinergias de gran número de personas e instituciones o partes de ella, a la búsqueda de un objetivo común.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDREU, J., VILÁ, M. (2010). Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation*, 18: 34-44.
- DAISIE (2011). Aliens of Europe. Recursos en línea en: <http://www.europe-aliens.org/>
- GEIB, Grupo Español de Especialistas en Invasiones Biológicas. www.geib.globspot.com
- GUERRERO-CAMPO, J. GÓMEZ PELLICER, I. LLANA UGALDE, C. GUZMÁN OTANO, D. ALCÁNTARA DE LA FUENTE, M. (2010). Hacia una Estrategia aragonesa de gestión de especies exóticas invasoras. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed). *Invasiones Biológicas: avances 2009*. Pp 267-276. Actas del 3er Congreso Nacional sobre Invasiones Biológicas "EEI 2009". GEIB, Serie Técnica. N4. 320 pp.
- GUERRERO, J. JARNE, M. (2014). Las especies exóticas invasoras en Aragón. Ed. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza. 240 pp.
- I.P.E.-D.G.A. (2005). Atlas de la flora de Aragón. Instituto Pirenaico de Ecología (C.S.I.C.)-Gobierno de Aragón.
- ISSG U.I.C.N. (2011) Programa Global sobre Especies Invasoras UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) <http://www.issg.org/database/>
- PUENTE CABEZA, J. (2006). Plantas Introducidas en Aragón. *Naturaleza Aragonesa*, 16: 38-46.
- SANZ ELORZA, M. DANA SÁNCHEZ, E. D. SOBRINO VESPERINAS, E. eds. (2004). Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 384 pp.
- SANZ ELORZA, M. (2006). La flora alóctona del Altoaragón. Flora analítica de xenófitas de la provincia de Huesca. Ed. Gihemar. Madrid, 311 pp.
- SANZ ELORZA, M. GONZÁLEZ BERNARDO, F. y SERRETA OLIVÁN, A. (2009). La flora alóctona de Aragón (España). *Botanica Complutensis*, 33: 69-88.
- SANZ ELORZA, M. DANA, E. SOBRINO, E. (2001). Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. *Lazaroa*, 22: 121-131. Disponible on-line.

Eliminación de especies invasoras y conservación de quelonios autóctonos en el Pantano de Vallvidrera (Barcelona)

MARTÍNEZ-SILVESTRE A¹, SOLER J¹, MACEDA-VEIGA A¹, GARCIA S², PASCUAL G², LLIMONA F³, CAHILL S³ & CABAÑEROS LL³

1. Centro de Recuperación de Anfibios y Reptiles de Cataluña (CRARC) 08783 Masquefa (Barcelona). TEL: 937726396, FAX: 937725311, email: crarc@amasquefa.com

2. Associació Galanthis (Barcelona).

3. Parc Natural de la Serra de Collserola (Barcelona).

Palabras clave: pez exótico, tortuga exótica, *Mauremys leprosa*, tortuga acuática mediterránea, presa de Vallvidrera.

Key words: exotic fish, exotic turtles, *Mauremys leprosa*, Mediterranean terrapin, Vallvidrera Dam.

RESUMEN

El pantano de Vallvidrera, construido en el siglo XIX, entró en desuso y en el siglo XXI fue restaurado, entre otros motivos, para la conservación de la población de anfibios. Sin embargo, la presencia de fauna exótica (cangrejos, peces y tortugas) obstaculiza este objetivo. El parque es una zona muy humanizada (más de 2 millones de visitantes al año) y ello va asociado a la liberación de animales por parte de los usuarios. Durante el periodo 2015 a 2017 se ha procedido a la retirada de todos los animales. En este periodo se han capturado 125 tortugas exóticas de 5 especies (*Trachemys scripta*, *Graptemys pseudogeographica*, *Pseudemys concinna*, *Pseudemys nelsoni*, *Mauremys sinensis*) así como 12 de una autóctona (*Mauremys leprosa*). Se capturaron también alrededor de 1000 peces de 5 especies exóticas (*Misgurnus anguillicaudatus*, *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Ctenopharyngodon idella* y *Hypostomus plecostomus*). Se han eliminado también varios centenares de cangrejos de río americano (*Procambarus clarkii*). Las tortugas exóticas se han incluido en un estudio de patógenos hacia el ecosistema y/o transmisibles al ser humano. Se han detectado parásitos mediterráneos (*Serpinema microcephalus*), así como infecciones digestivas por bacterias Gram negativas. La tortuga autóctona es perfectamente compatible con la presencia de anfibios autóctonos. En el plan de conservación, la eliminación de todas las especies introducidas exóticas se complementa con la introducción de la tortuga autóctona, como valor natural para que los visitantes no sigan utilizando el pantano para abandonar mascotas. La divulgación de este plan mediante señalización y edición en comunicados será parte importante en la lucha contra la introducción de fauna.

ABSTRACT

The Vallvidrera dam, built in the 19th century, came into disuse and was restored in the 21st century. One of the goals was the conservation of the amphibian population. However, the presence of exotic wildlife (american crabs, fish and turtles) hampers this goal. The park is a very humanized area (about 2,000,000 visitors a year) and this is associated with the release of animals by users. During the period 2015 to 2016, all animals have been removed. In this period 125 exotic turtles of 5 species (*Trachemys scripta*, *Graptemys pseudogeographica*, *Pseudemys concinna*, *Pseudemys nelsoni*, *Mauremys sinensis*) as well as the native mediterranean terrapin (*Mauremys leprosa*) were captured. Several thousands of fish belonging to 5 species (*Misgurnus anguillicaudatus*, *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, *Ctenopharyngodon idella* and *Hypostomus plecostomus*) were captured. Several hundreds of American crabs (*Procambarus clarkii*) have also been removed. Exotic turtles have been included in a study of pathogens into the ecosystem and / or transmissible to humans. Mediterranean parasite infestations

(*Serpinema microcephalus*) have been detected, as well as digestive infections by Gram negative bacteria. The native turtle is perfectly compatible with the presence of native amphibians. In the conservation plan, the elimination of all exotic introduced species is complemented by the introduction of the native turtle as a natural-value emblem to discourage visitors to continue to use this dam to abandon exotic turtles. The release of this plan through signaling and edition of park notices will be an important part in the fight against the introduction of exotic fauna.

INTRODUCCIÓN

El pantano de Vallvidrera está situado en el Parque Natural de Collserola, muy cerca (límitrofe) de la ciudad de Barcelona. Fue construido en el siglo XIX y posteriormente entró en desuso. Ya en el siglo XXI fue restaurado debido a la elevada frecuencia de visitantes y residentes que frecuentan ese espacio. Además se pretendía ayudar a la conservación de la población de anfibios. En este espacio se hizo famosa la presencia de ejemplares azules de *Hyla meridionalis* (Saez & Rivera 1999), hecho que fue un atractivo naturalista durante años.

En los últimos 15 años el progresivo abandono de especies exóticas de fauna (peces, invertebrados y reptiles) puso en peligro la perdurabilidad de las especies autóctonas (básicamente aves y anfibios). Aprovechando la realización de tareas de mantenimiento y reparación, los técnicos del Parque decidieron en 2015 realizar tareas de saneamiento de las aguas, retirada de las especies introducidas y potenciar las autóctonas en un intento de recuperar este espacio natural.

MATERIAL Y MÉTODOS

Durante tres periodos (incluyendo primavera y verano de cada año) se han realizado capturas mediante trampeo (nasas, trampas de flotación y captura directa con salabres).

Se han combinado tareas con el embalse lleno de agua y también tras el vaciado del mismo con camiones cisterna en los años 2016 y 2017.

Las tortugas capturadas pertenecientes a especies invasoras fueron sacrificadas mediante el uso de anestésico intravenoso, siguiendo la normativa referente a especies invasoras (Forest 1998; Martínez-Silvestre *et al.* 2006). Las tortugas exóticas se incluyeron en un estudio de patógenos hacia el ecosistema y/o transmisibles al ser humano. Todas ellas fueron analizadas mediante estudios de necropsia. Se realizaron estudios de parasitología, microbiología e histología en los casos que se consideraron necesarios. La parasitología se realizó mediante inclusión de los parásitos en formol y remisión a laboratorios de identificación especializados. Para los estudios de histología se fijaron en formol 4% las vísceras seleccionadas (intestino, hígado, riñón, páncreas, pulmón y estómago). Se cortaron mediante micrótopo y se realizaron tinciones de hematoxilina/eosina para su posterior análisis histopatológico.

Las tortugas no incluidas en el Real Decreto de Especies invasoras fueron identificadas mediante marcaje y alojadas en las instalaciones del CRARC.

También se capturaron patos domésticos (*Anax platyrhynchos domesticus*) que posteriormente fueron trasladados a granjas de acogida.

Con respecto a los peces capturados después del vaciado del embalse, el dojo (*Misgurnus anguillicaudatus*) fue el más numeroso (99,6 % capturas), mientras que el resto de especies, también exóticas, aparecieron de forma testimonial. Los dojos, al pertenecer a una especie invasora, fueron sacrificados mediante el uso del anestésico MS-222, empleado para organismos acuáticos. El resto de peces se encontraron muertos.

También se encontraron cangrejos de río americanos (*Procambarus clarkii*), que al pertenecer a una especie invasora, fueron sacrificados mediante el uso del anestésico MS-222.

RESULTADOS

Durante el periodo 2015 a 2017 se ha procedido a la retirada de todos los animales. En este periodo se han capturado 125 tortugas exóticas de 5 especies (*Trachemys scripta*, *Graptemys pseudogeographica*, *Pseudemys concinna*, *Pseudemys nelsoni*, *Mauremys sinensis*) así como 12 de una autóctona (*Mauremys leprosa*). Los peces capturados fueron de 5 especies exóticas (1052 *Misgurnus anguillicaudatus*, 1 *Carassius auratus*, 1 *Cyprinus carpio*, 1 *Ctenopharyngodon idella* y 1 *Hypostomus plecostomus*). Se han eliminado también 213 cangrejos de río americano (*Procambarus clarkii*). Se capturaron también 3 patos domésticos (*Anax platyrhynchos domesticus*).

Respecto al estudio patológico, se detectaron infestaciones por parásitos mediterráneos (*Serpinema microcephalus*), así como infecciones digestivas por bacterias Gram negativas en todas las especies de tortugas exóticas.

DISCUSIÓN

S. microcephalus (Dujardin, 1845) es un nematodo helminto de la familia Camallanidae caracterizado por una estructura cefálica con crestas en las válvulas bucales (Baker, 1979). Su distribución es básicamente europea. En el hábitat nativo de las tortugas exóticas (*Trachemys* sp), la región Neártica, estas tortugas son comúnmente parasitadas por *Serpinema trispinosum* (Leidy, 1852) (Esch et al. 1979).

Sin embargo, en las zonas colonizadas de España, las tortugas exóticas están parasitadas por *S. microcephalus*, que parece ocupar un nicho similar a *S. trispinosum* en su distribución nativa (Hidalgo-Vila et al. 2009).

S. microcephalus es un parásito de ciclo heteroxeno que utiliza generalmente el galápago leproso, *Mauremys leprosa*, como huésped definitivo. En esa especie de tortuga el parásito se puede encontrar en elevadas cargas sin causar síntomas de enfermedad (Villaran & Domínguez, 2009). En las tortugas exóticas, *S. microcephalus* parece provocar infecciones pancreáticas (Hidalgo-Vila et al. 2011) e intestinales debido a un reconocimiento inmune ineficaz por parte de su nuevo hospedador (Martínez-Silvestre 2015). EL Pantano de Vallvidrera es uno de los enclaves donde este parásito autóctono está afectando a las tortugas exóticas. Al ser una localidad donde en el pasado reciente no ha habido tortugas, se desconoce si su aparición ha sido mediante la introducción de alguna de las especies de las tortugas capturadas o mediante el transporte de sus hospedadores intermediarios (libélulas, caracoles, microcrustáceos y otros invertebrados (Conboy et al. 1993)).

Poniendo atención a las lesiones que hemos encontrado en cada uno de los órganos, podemos separarlas por órganos afectados.

La lesión hepática más frecuente que nos encontramos es la lipidosis hepática (Enfermedad del hígado graso) más o menos avanzada. Un 88% de los animales capturados, presentaban lipidosis en algún estadio, mayoritariamente leve. En cuanto al contenido gástrico, hemos podido ver que un 62% de los estómagos analizados estaban vacíos de contenido. De los contenidos analizados hemos visto que las tortugas se aprovechan de los recursos que tienen en el pantano: Peces invasores (género *Misgurnum* principalmente), cangrejo de río invasor (*Procambarus clarkii*), pájaros (se han encontrado restos de pájaros de los que ha sido imposible confirmar la especie en estómagos de un 45 % de las tortugas), y algas del pantano. En un 50% de los animales hemos visto infección gástrica, junto con infección del intestino delgado (Gastroenteritis).

Respecto al aparato reproductor, en una gran proporción de las hembras hemos observado alta actividad folicular, y en un 20% hemos podido observar huevos formados o en formación, por lo tanto podemos concluir que muchas de ellas ya habían puesto huevos en el ambiente antes de ser capturadas, y otras estaban a punto de hacerlo.

Se han capturado, además, tortugas juveniles que todavía tenían restos de vitelo en su interior, dato que confirma que estos animales son capaces de cerrar su ciclo reproductivo en el pantano y criar sin dificultad, convirtiéndose en una verdadera especie invasora en el Parque de Collserola.

Con respecto al dojo (*Misgurnus anguillicaudatus*), en 2016 se capturaron 570 ejemplares, todos adultos, mientras que en 2017 se capturaron 482 ejemplares, de los cuales la mayor parte eran juveniles.

Parece ser que la eliminación de la mayor parte de los ejemplares de especies exóticas tuvo un efecto positivo en la biota del embalse, dado que en 2016 no se encontraron macroinvertebrados acuáticos (exceptos cangrejos de río americanos), mientras que en 2017 se encontraron cladóceros, larvas de efímeras (*Cloeon sp.* y *Baetis sp.*), larvas de odonatos (*Anax imperator* y *Crocothemis erythraea*) y gasterópodos (*Physella acuta*).

Otro grupo animal beneficiado han sido los anfibios, siendo el caso más notorio el de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) ya que en 2016 no se encontraron ni larvas ni individuos post-metamórficos, mientras que en 2017 se han encontrado larvas, así como un gran número de ejemplares post-metamórficos por todo el perímetro del embalse.

En el caso de los macrófitos, en 2016 no estaban presentes y sin embargo en 2017, gran parte del embalse presentaba unas importantes praderas de *Chara sp.* Situación que propició un aumento en la calidad del agua del embalse.

Como contrapartida, el aumento de la calidad del agua y la eliminación de depredadores y competidores parece que ha permitido aumentar el número de efectivos de cangrejos de río americanos, pasando de 36 ejemplares en 2016 a 177 en 2017.

Todas las especies de tortugas se consideran introducidas en el embalse. Aun habiendo capturado 12 ejemplares de *Mauremys leprosa* (especie autóctona) y no teniendo antecedentes de la especie anterior a 25 años en toda la zona afectada por el parque, se considera que esos ejemplares estaban trasladados desde otras áreas de la Península Ibérica debido al mercado ilegal de especies autóctonas. Sin embargo, y aprovechando que la zona está muy frecuentada por visitantes (25.000 al año aproximadamente), se ha iniciado un plan de educación en el que se pretende introducir esta especie (utilizando los mismos ejemplares retirados siempre que sea posible). Este plan pretende cumplir varios puntos:

1. Dar a conocer la problemática de conservación de una especie protegida emblemática (la tortuga nativa).
2. Utilizar el Pantano de Vallvidrera como punto de reproducción de la tortuga nativa para reabastecer otras áreas de ejemplares jóvenes salvajes cuando fuera necesario.
3. Evitar la liberación de tortugas exóticas mediante carteles que informen del plan de recuperación de la tortuga autóctona.
4. Permitir la recuperación de la población de plantas, aves y anfibios ("efecto paraguas" de la protección de la tortuga nativa (Roverge et al. 2004)).
5. Utilizar el área como zona de estudio y adaptación de la especie nativa para futuros trabajos científicos en una población cerrada.

Experiencias de este tipo han funcionado en otros programas de conservación con aves y mamíferos (Roberge et al. 2004). Este sería uno de los pocos casos en que el efecto paraguas de la protección de una especie en un hábitat concreto no tendría a un reptil como beneficiario sino como causante del mismo. Los resultados de esta experiencia se verán tras un periodo de varios años donde podrán analizarse los resultados que den pie a futuras implementaciones de programas de este tipo.

AGRADECIMIENTOS

A todos los trabajadores de las distintas entidades que han colaborado en el desarrollo del proyecto, especialmente a Lluís Rebull, Juan Miguel Cano e Isabel Verdager (CRARC); Marina Miró (Galanthus); Elisabet Avilés, Antonio Moya, Daniel Díaz-Diethelm y Guardas del Parc Natural de la Serra de Collserola (CPNSC) así como a la Societat Catalana d'Herpetologia. A los parasitólogos David (Facultad de Veterinaria de la UAB) y Nikola Pantchev (Laboratorios IDDEX, Alemania). Parte de los estudios ecopatológicos han sido sufragados por la *Becas PRIC 2016* del ZOO de Barcelona.

BIBLIOGRAFÍA

- Baker MR (1979) *Serpinema* spp. (Nematoda: Camallanidae) from turtles of North America and Europe. Canadian Journal of Zoology 57: 934–939.
- Conboy GA, Laursen JR, Averbeck GE & Stromberg BE (1993) Diagnostic guide to some of the helminth parasites of aquatic turtles. Comp Cont Educ Pract Vet 15: 1217–1224.
- Esch G W, Gibbons J B & Bourque J E (1979). The distribution and abundance of enteric helminths in *Chrysemys s. scripta* from various habitats on the Savannah River plant in South Carolina. Journal of Parasitology 65: 624–632.
- Forrest L (1998) Humane euthanasia. 871-875. In: Ackerman L (ed), The biology, husbandry and health care of reptiles. New Jersey. TFH.
- Hidalgo-Vila J, Díaz-Paniagua C, Ribas A, Florencio M, Pérez-Santiagosa N & Casanova JC. (2009). Helminth communities of the exotic introduced turtle, *Trachemys scripta elegans* in southwestern Spain: Transmission from native turtles. Research in Veterinary Science 86: 463-466.
- Hidalgo-Vila J, Martínez-Silvestre A, Ribas A, Casanova JC, Pérez-Santiagosa N & Díaz-Paniagua C (2011). Pancreatitis Associated with the Helminth *Serpinema microcephalus* (Nematoda: Camallanidae) in Exotic Red-Eared Slider Turtles (*Trachemys scripta elegans*). *Journal of Wildlife Diseases* 47: 201-205.
- Martínez-Silvestre A, Soler J, Marco I & Lavín S (2006) Occipital plexus for venipuncture and euthanasia in aquatic turtles: methodology and clinical considerations. *Chelonii* 4: 164-165.
- Martínez-Silvestre A, Guinea D, Ferrer D & Pantchev N (2015) Parasitic Enteritis Associated with the Camallanid Nematode *Serpinema microcephalus* in Wild Invasive Turtles (*Trachemys*, *Pseudemys*, *Graptemys*, and *Ocadia*) in Spain. *Journal of Herpetological Medicine and Surgery* 25: 48-52.
- Roberge, JM & Angelstam P (2004) Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. *Conservation Biology* Vol. 18, 1: 76-85
- Saez R & Rivera X (1999) Balanç de la situació dels amfibis i rèptils vinculats al pantà de Vallvidrera. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia* 14: 37-44.
- Villaran A & Dominguez J (2009) Infestación múltiple de *Mauremys leprosa* por nematodos. *Bol of Ass Herp Esp* 20: 37-39.

Una nueva aproximación a la estimación del riesgo de invasión de especies exóticas a escala nacional

GALICIA HERBADA D^{1,3}, SERRA VARELA MJ¹ & GÓMEZ-ELVIRA CORROTO M²

¹ Departamento de Calidad, Evaluación ambiental y Medio natural, Tragsatec. Julián Camarillo 6B, 28037 Madrid.

² Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad universitaria s/n, 28040 Madrid

³ Dirección de contacto, E-mail: dgalicia@tragsa.es, Teléfono: 91 322 62 48

Palabras clave: Biogeografía, clasificación ecológica, diversidad beta, España, especies alóctonas

Key words: Alien species, beta diversity, Biogeography, ecological land classification, Spain.

RESUMEN

Las invasiones biológicas se reconocen como paradigma del cambio global y como problema ambiental de primer orden en la agenda política nacional e internacional. La prevención es la mejor estrategia para enfrentar dicho problema, no sólo por su eficacia, sino también y sobre todo por su eficiencia. Ésta puede maximizarse si las medidas preventivas se dirigen específicamente a las zonas y ecosistemas que presentan un mayor riesgo de invasión. La evaluación del riesgo de invasión se realiza habitualmente para especies o grupos de especies, lo cual tiene un alcance limitado al no permitir llevar a cabo generalizaciones y al estar su éxito supeditado a trabajar con especies próximas al equilibrio con el ambiente en la distribución geográfica. Por ello, para estimar el riesgo de invasión planteamos un modelo genérico, que toma la invasión como un proceso universal y no como un estado específico. Consecuentemente, nuestro modelo no hace uso de especies, sino de factores que han demostrado ser claves en la determinación del patrón geográfico y del nivel de dicho riesgo: la similitud ambiental, la diversidad beta, la presión de propágulo y el grado de perturbación de los ecosistemas. Presentamos aquí los primeros resultados del desarrollo de dicho modelo, los cuales se refieren al concurso de los dos primeros factores: ambiental y biogeográfico, y de su aplicación en España a una resolución de 1 km². La comparación del riesgo de invasión con la distribución observada de la riqueza de especies exóticas sugiere que el ambiente no es el principal factor responsable del patrón geográfico de las invasiones biológicas en España.

A NOVEL APPROACH TO THE COUNTRY-LEVEL ASSESSMENT OF THE INVASION RISK

ABSTRACT

Biological invasions are a major environmental concern readily incorporated into the political agenda of many countries. Prevention has been distinguished as the most effective way to face this problem and there is no question that targeting areas and ecosystems at highest risk make preventive measures most efficient. However, risk assessments are usually undertaken on a species-specific basis, thus limiting their ability to make generalisations and being only successful whereas the 'equilibrium assumption' is not violated. Here, we propose a simple model for assessing invasion risk that is independent of species and is based on a set of key determinants of the geographic pattern and level of invasion: environmental similarity, beta diversity, propagule pressure and ecosystem disturbance. Also, we present the first results of an assessment using this model, which have to do with the analysis of the environmental and biogeographical factors. The assessment is performed for Spain at 1 km² resolution, providing the most detailed generic spatial assessment of invasion risk within a country. Results are also compared with the

present distribution of exotic species and it is concluded that the environment is not the main driver of the geographic pattern of biological invasions in Spain.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas se reconocen como paradigma del cambio global inducido por el ser humano (Vitousek *et al.* 1997, Ricciardi 2007). Su impacto sobre la biodiversidad (Clavero & García-Berthou 2005, Winter *et al.* 2009, Bellard *et al.* 2016) y sobre los procesos ecosistémicos (Vilà *et al.* 2011, Pyšek *et al.* 2012) es generalmente negativo y se traduce, normalmente, en una degradación de los servicios económicos, sociales, culturales y de salud que los ecosistemas prestan al hombre (Vilà & Hulme 2017). Todo ello ha provocado que las invasiones biológicas se reconozcan también como problema ambiental de primer orden en la agenda política nacional e internacional (España/Real Decreto 630/2013, UE/Reglamento nº 1143/2014, UNEP/CBD/COP 6 Decisión VI/23). Resulta, por tanto, necesario y obligado tomar medidas que eviten o palién posibles invasiones, para lo cual es importante, entre otros avances, identificar los lugares y ecosistemas que presentan un mayor riesgo de invasión (Cafford *et al.* 2011, Fletcher *et al.* 2016, Dawson *et al.* 2017). Este conocimiento facilita el desarrollo de medidas preventivas y que éstas sean más eficaces y eficientes al poder dirigirse específicamente a dichos lugares y ecosistemas (Wittenberg & Cock 2001, Leung *et al.* 2002, 2014).

La evaluación del riesgo de invasión se realiza habitualmente para especies o grupos de especies (Thuiller *et al.* 2005, Leung *et al.* 2012), lo cual tiene un alcance limitado al no permitir llevar a cabo generalizaciones y al estar su éxito supeditado a trabajar con especies que han logrado el equilibrio con el ambiente en la distribución geográfica.

Por estas razones, para estimar el riesgo de invasión planteamos un modelo genérico, que toma la invasión como un proceso universal y no como un estado específico. Consecuentemente, nuestro modelo no hace uso de especies, sino que incorpora factores que han demostrado ser claves en la determinación del patrón geográfico y del nivel de dicho riesgo: la similitud ambiental, la diversidad beta (disimilitud en la composición de especies), la presión de propágulo y el grado de perturbación de los ecosistemas (Thuiller *et al.* 2006, Cafford *et al.* 2009, Lockwood *et al.* 2009, Eschtruth & Battle 2009, Pyšek *et al.* 2010, Cafford *et al.* 2011, González-Moreno *et al.* 2014, Gallardo *et al.* 2015, Campos *et al.* 2016, Dyer *et al.* 2017). Presentamos aquí los primeros resultados del desarrollo de dicho modelo, los cuales se refieren al concurso de los dos primeros factores: ambiental y biogeográfico.

El objetivo principal y último del trabajo es estimar la magnitud relativa y la distribución geográfica del riesgo de invasión de especies exóticas en España, ofreciendo así un marco espacial de referencia para la gestión preventiva de las invasiones biológicas a escala nacional.

MATERIAL Y MÉTODOS

Con riesgo de invasión nos referimos a la probabilidad de introducción, establecimiento y expansión de especies exóticas, sin considerar el impacto que pueden producir dichas especies. Además, el riesgo de invasión que estimamos aquí se refiere exclusivamente al derivado de los componentes del riesgo que se analizan: ambiente (disimilitud ambiental) y biogeografía (diversidad beta). Otros componentes importantes de tipo antropogénico, como la presión de propágulo o la perturbación, que también forman parte del modelo para estimar el riesgo de invasión, se incorporarán más adelante.

Área de estudio

España, incluyendo el territorio ibérico, las Islas Baleares, las Islas Canarias, Ceuta y Melilla. El resto del mundo se toma como fuente potencial de especies exóticas, salvo la Antártida y la región central de Groenlandia, excluidas del análisis por falta de datos climáticos. El medio marino también queda excluido.

Datos

Los datos climáticos se tomaron de WorldClim (<http://www.worldclim.org/>) y CGIAR-CSI (<http://www.cgiar-csi.org/>). Éstos y los del resto de las variables analizadas se han referido siempre a la malla de celdas de $\approx 1\text{km}^2$ que utiliza WorldClim en sus modelos climáticos (Hijmans *et al.* 2005).

Diversidad beta

El riesgo de invasión desde territorios próximos quedaría sobrestimado si no se tuviera en cuenta la diversidad beta, aquí entendida como la disimilitud en la composición de especies. El valor de la diversidad beta de cada celda del mundo respecto al territorio en el que estimamos el riesgo de invasión puede interpretarse como la probabilidad de que una especie procedente de esa celda sea exótica en dicho territorio.

Hemos considerado que el aumento de la diversidad beta es linealmente proporcional a la distancia geográfica (Soininen & Hillebrand 2007, Keil *et al.* 2012). Las distancias geográficas se calcularon entre el centroide de la Península Ibérica y las celdas de 1 km^2 que se encuentran fuera del territorio español. En el cálculo de dichas distancias y puesto que éstas se miden entre puntos muy separados de la Tierra, se emplearon coordenadas geográficas y una aproximación esférica según la fórmula Haversine, tal y como aparece implementada en el paquete "geosphere" (Hijmans *et al.* 2016) del software estadístico R (R Development Core Team 2016).

En Europa, hemos aplicado la estimación aportada por Keil *et al.* (2012) de 4000 km como distancia aproximada a la que se alcanza generalmente el valor máximo de diversidad beta a nivel de especie. En la práctica, esto supone que dos celdas separadas más de 4000 km no tienen ninguna especie en común, mientras que el número de especies que comparten dos celdas situadas a una distancia inferior a 4000 km depende linealmente de la distancia que las separa.

En el norte de África, hemos ponderado con mayor peso la distancia en dirección Norte-Sur que en dirección Este-Oeste para registrar el gradiente más acentuado que se observa en aquella dirección geográfica. Para establecer el peso en esa misma dirección y continente asumimos, por una parte, que el valor máximo ($\beta = 1$) se alcanza en la frontera entre los reinos Holártico y Paleotropical, situada aproximadamente en la latitud del Trópico de Cáncer a la longitud geográfica de la Península Ibérica; y por otra, que entre la Península Ibérica y el norte de África existe una discontinuidad en el gradiente de diversidad beta debido al efecto que sobre la biota ha tenido el aislamiento impuesto por la configuración paleogeográfica de las tierras emergidas en esta región intercontinental (*e.g.*, Pleguezuelos *et al.* 2008, Molina-Venegas *et al.* 2015). Partiendo de este reconocimiento y apoyándonos en datos florísticos y faunísticos (Valdés 1991, Pleguezuelos *et al.* 2008), hemos establecido un valor inicial de 0,30 para el gradiente de diversidad beta al otro lado del Estrecho de Gibraltar. En las Islas Canarias, considerando el efecto combinado de la distancia y del aislamiento geográfico, y a la vista de los datos de diversidad disponibles (Reyes-Betancort *et al.* 2008, Viejo 2011, Aedo *et al.* 2013), decidimos asignar el valor máximo respecto al territorio peninsular.

Identificación de ambientes

Para identificar los ambientes hemos realizado una clasificación de las celdas de 1 km^2 que cubren el territorio español y, para evitar un posible efecto de borde, los territorios contiguos. La clasificación está basada en un conjunto reducido de factores directamente responsables de las pautas ambientales con las que se estructura el territorio: disponibilidad de agua y energía.

La selección de variables se hizo a partir de un grupo de 49 (WorldClim, CSIR-GIAR), según el criterio principal de reflejar equilibradamente la disponibilidad espacial y temporal de agua y energía, y excluyendo aquellas muy correlacionadas (coeficiente de correlación de Pearson $|r| > 0,85$). Por otra parte, para evitar que las variables con un rango de variación mayor pudieran definir disimilitudes más grandes en las comparaciones, dichas variables se estandarizaron a media 0 y desviación típica 1.

Las celdas de 1 km² se sometieron a una clasificación no jerárquica utilizando *k-means* como algoritmo de clasificación (comando "unsuperClass", paquete "RStoolbox" de R) y la distancia euclídea normalizada como medida de disimilitud (Legendre & Legendre 1998). Se trata de un proceso iterativo que comienza por fijar un número de centroides (*k*), distribuidos de manera aleatoria entre las observaciones que se van a clasificar, y continúa asociando cada observación a su centroide más cercano. Una vez hecho esto, y dentro de cada grupo definido, recalcula los centroides a partir de los valores medios de todos los componentes del grupo y repite el proceso hasta lograr la convergencia. Para evitar la posible aleatoriedad de los resultados debida a las posiciones iniciales de los centroides, se repitió el proceso veinte veces, tomando como resultado final la solución más convergente en todas las repeticiones.

Teniendo en cuenta el objetivo de la estratificación, se consideró aceptable un número de grupos (*k*) entre 8 y 15, por lo que se realizaron pruebas variando *k* entre estos límites. La selección del *k* definitivo tuvo en cuenta la resolución alcanzada y el valor del índice de silueta, el cual mide el grado de coherencia general de cada agrupamiento (Kaufman & Rousseeuw 1990).

Finalmente, para conocer las relaciones entre los ambientes identificados según el procedimiento anterior, se llevó a cabo una clasificación jerárquica de ellos empleando la distancia de Ward (comando "hclust" del paquete "cluster" de R).

Disimilitud ambiental

La disimilitud ambiental por celda se obtuvo calculando la distancia euclídea normalizada de cada celda mundial de 1 km² a la media de cada ambiente identificado en España y territorios contiguos. La disimilitud ambiental por ambiente se obtuvo como distancia acumulada a partir de la suma de las distancias de todas las celdas del mundo a cada ambiente.

A efectos de poder combinar la disimilitud ambiental con otros factores que intervienen en la estimación del riesgo de invasión, los valores de distancia se re-escalaron a mínimo 0 y máximo 1.

Riesgo de invasión derivado de la disimilitud ambiental y la diversidad beta

El riesgo de invasión de cada ambiente (*RI*) derivado de la disimilitud ambiental (*E*) y la diversidad beta (*B*) lo estimamos mediante el sumatorio del producto de la disimilitud ambiental y la diversidad beta calculadas para cada una de las celdas de 1 km² del mundo (*n*) respecto a cada uno de los ambientes identificados en España:

$$RI = \sum_n B \left(\frac{1}{E} \right)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Diversidad beta

En la figura 1 se muestra la variación geográfica de la diversidad beta a nivel de especie tomando como referencia España peninsular-Baleares. A partir de 4000 km, en Eurasia, y de un radio variable de 2300 a 3000 km, en África, la diversidad beta alcanza su valor máximo ($\beta = 1$).

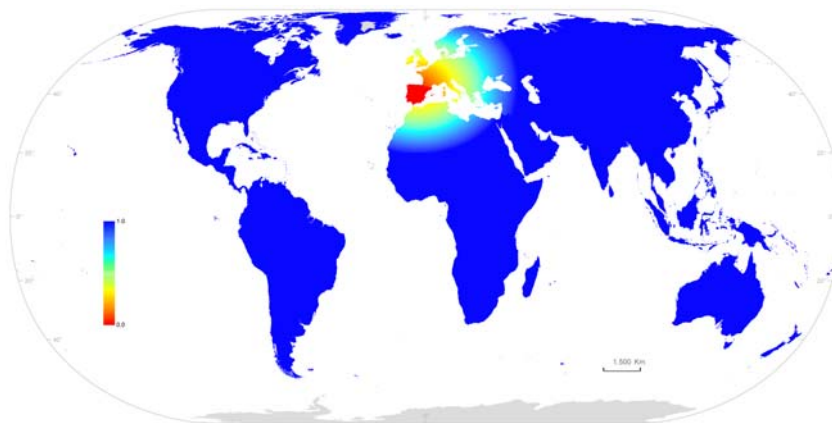


Figura 1. Diversidad beta (disimilitud en la composición de especies) estimada tomando como referencia España peninsular-Baleares y considerando que es linealmente proporcional a la distancia geográfica. En el norte de África se ha ponderado con mayor peso la distancia en dirección Norte-Sur que en dirección Este-Oeste.

Identificación de ambientes y relaciones entre ellos

Las variables seleccionadas para el análisis fueron la siguientes: Temperatura media anual, Temperatura mínima del mes más frío, Precipitación del trimestre más cálido, Precipitación del trimestre más frío, Índice de aridez (Evapotranspiración potencial / Precipitación total anual), Continentalidad (Índice de Gorczynsky).

En la figura 2 se muestra el resultado de la clasificación de las celdas de 1 km² que cubren España y los territorios contiguos incluidos en el análisis con k = 12 como número óptimo de grupos. El índice de silueta no resultó útil para la selección final de k, pues su valor fue muy homogéneo ($\approx 0,3$) entre todas las alternativas probadas. El valor de k seleccionado finalmente resultó ser el que mejor recogía la variedad ambiental que se reconoce principalmente en España, discriminando lo eurosiberiano de lo mediterráneo y, dentro de estos grandes ambientes, las variantes continental frente oceánica, por una parte, y seca frente a húmeda, por otra. Además, la clasificación jerárquica para este número de grupos, representada por el dendrograma incluido en la figura 2, resultó ser también de las más estables y coherentes en cuanto a las relaciones presentadas. Sólo uno de los doce ambientes identificados está ausente en España.

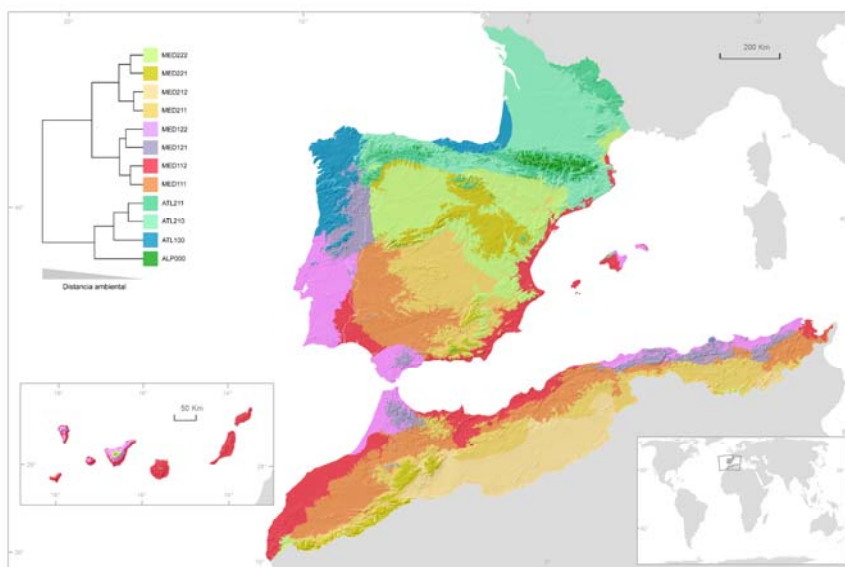


Figura 2. Ambientes resultantes de la clasificación de las celdas de 1 km² y relaciones entre ellos (dendrograma).

Disimilitud ambiental

Entre todos los ambientes climáticos reconocidos en España, los mediterráneo-continenciales —que en España ocupan el interior peninsular (Figura 2)— son los mejor representados en el mundo. Por el contrario, los ambientes más oceánicos, tanto atlánticos como mediterráneos —que en España se localizan en la periferia peninsular y en los archipiélagos (Figura 2)— se encuentran poco representados (Figura 3).

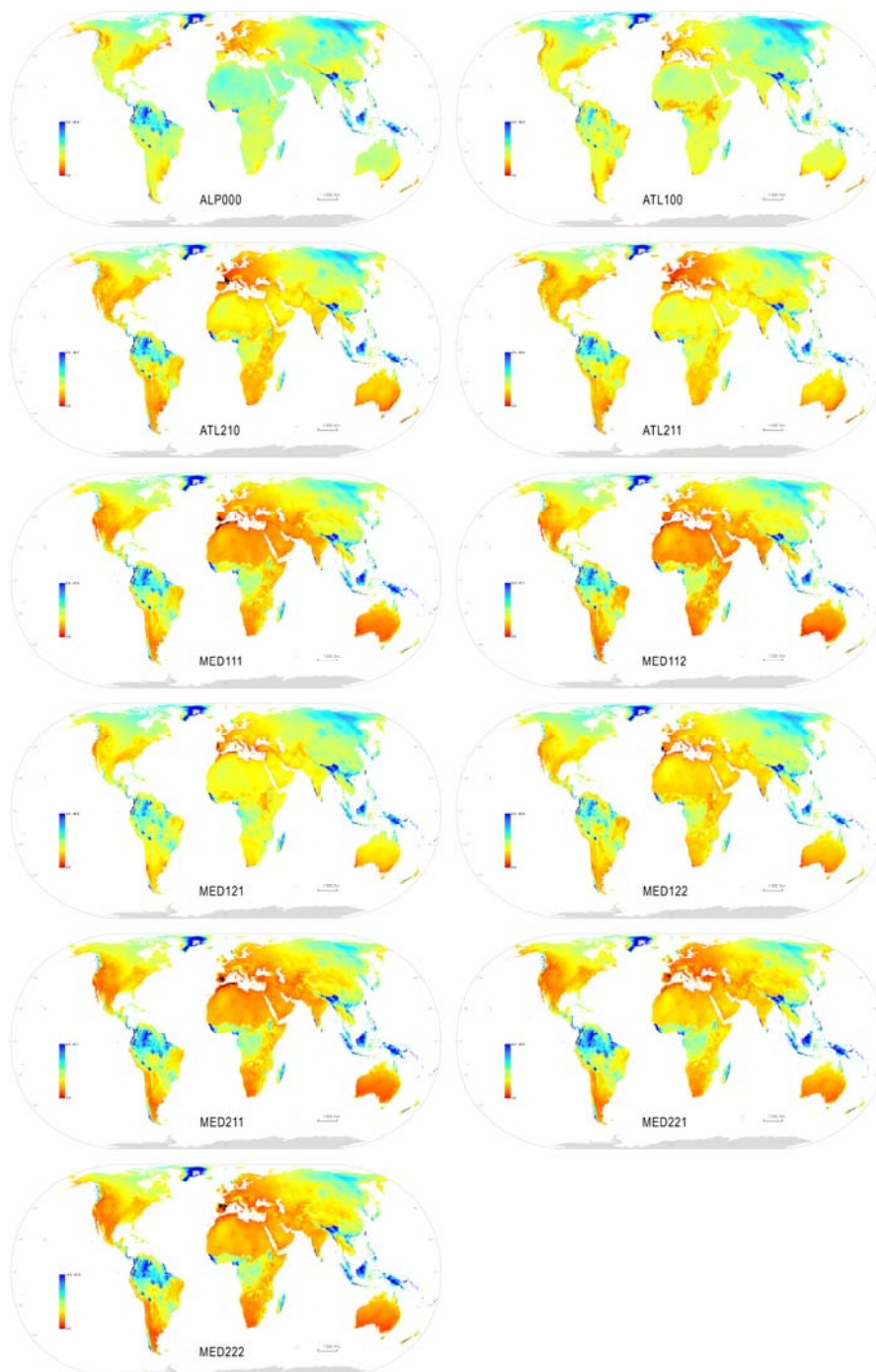


Figura 3. Disimilitud ambiental de cada celda mundial de 1 km² a cada ambiente identificado en España y su entorno (representado en color negro). Los colores y tonos más fríos indican mayor disimilitud. La Antártida y parte de Groenlandia (color gris) se excluyeron del análisis por falta de datos.

Riesgo de invasión derivado de la disimilitud ambiental y la diversidad beta

El nivel y la distribución del riesgo de invasión en España derivado de la disimilitud ambiental y la diversidad beta se muestra en el mapa de la figura 4. En él se aprecia, como rasgo más destacable, que el riesgo de invasión es mayor en las zonas interiores de la Península Ibérica que en las zonas periféricas.

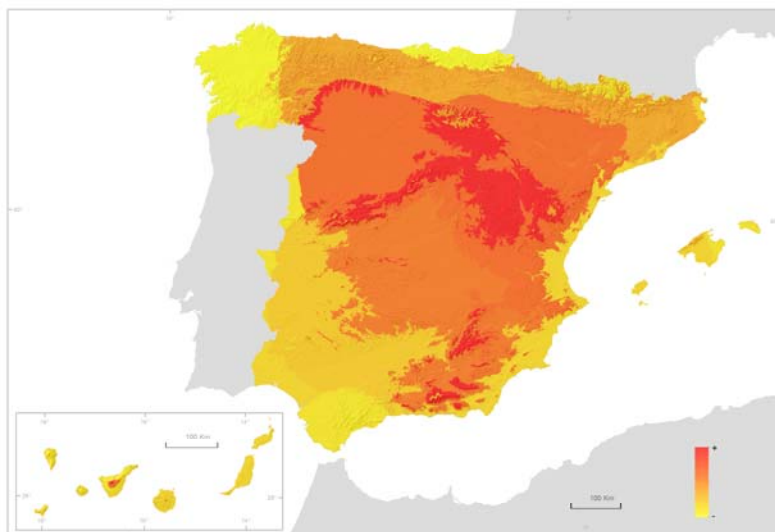


Figura 4. Riesgo de invasión por especies exóticas en España derivado de la (di)similitud ambiental y la diversidad beta. Los valores de riesgo se obtienen de sumar los productos de la distancia euclídea normalizada y la diversidad beta de cada celda del mundo.

Este resultado contrasta fuertemente con la distribución geográfica actual de la riqueza de plantas vasculares invasoras y con la de aves exóticas (Figura 5), lo que sugiere que el ambiente climático no es el principal responsable del patrón geográfico que presentan las invasiones en España. Aunque no hay duda, en un plano teórico al menos, de que el ambiente juega un papel importante en el establecimiento y la expansión de especies exóticas, ejerciendo de filtro de las especies que pueden establecerse en un nuevo territorio (Thuiller *et al.* 2005), cada vez son más los trabajos que rebajan el papel del ambiente como mediador en el proceso de invasión frente a otros factores, fundamentalmente de carácter antrópico (Chiron *et al.* 2009, Pyšek *et al.* 2010, Essl *et al.* 2010, Dawson *et al.* 2017), y los que apuntan a la interacción entre distintos factores por encima del papel individual de cada uno de ellos (Catford *et al.* 2009, Roura-Pascual *et al.* 2011, Castro-Díez *et al.* 2011, González-Moreno *et al.* 2014). Nuestro resultado se suma, por tanto, a las evidencias más recientes sobre el papel secundario que desempeña el ambiente en el proceso de invasión, por lo menos para las especies terrestres y a la escala estudiada.

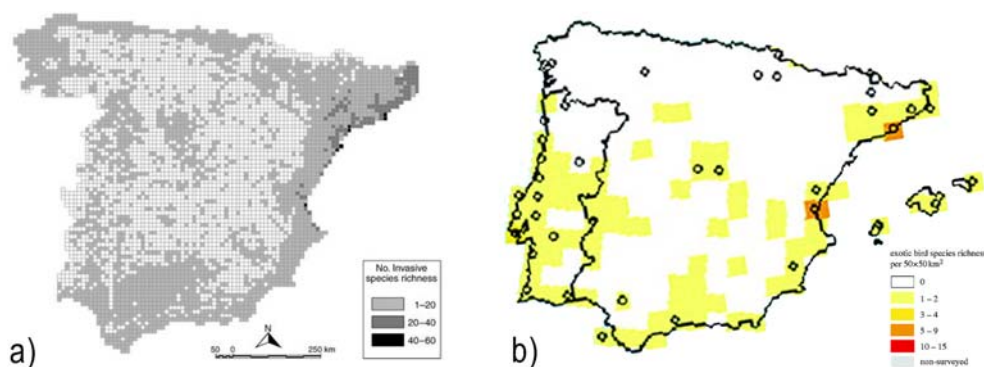


Figura 5. a) Riqueza de plantas exóticas invasoras (número de especies) por celda UTM de 10x10 km en la Península Ibérica. Tomado de Gassó *et al.* (2009). b) Riqueza de aves exóticas (número de especies) por celda UTM de 50x50 km en la Península Ibérica e Islas Baleares. Tomado de Chiron *et al.* (2009) (b).

CONCLUSIONES

El riesgo de invasión derivado de la disimilitud ambiental y biogeográfica es mayor en el interior de la Península Ibérica, coincidiendo con las zonas sometidas a la variante más continental del clima mediterráneo, que en la periferia y en los archipiélagos, donde el ambiente climático es menos contrastado.

De la comparación con la distribución actual de especies exóticas, puede concluirse que el ambiente no es el principal regidor de la configuración geográfica de las invasiones biológicas en España, al menos en el medio terrestre y a una escala nacional o regional.

Por último, la aproximación propuesta permite alcanzar un nivel de generalización y de resolución en la estimación del riesgo de invasión superior al que, por el momento, es capaz de conseguirse con los modelos dependientes de las especies. Esta ventaja puede aprovecharse para establecer un marco espacial integrador en la gestión preventiva de las invasiones biológicas.

AGRADECIMIENTOS

Tragsa; José Ramón Berrendero (Universidad Autónoma de Madrid); Marc Metzger (Universidad de Edimburgo); Javier Pórtolés (Fundación para la Investigación del Clima); Jorge R. Sánchez, Jaime Hervás, Francisco Melado (Tragsatec).

Este trabajo se enmarca en el proyecto DataBio '*Data-Driven Bioeconomy*', financiado por el Programa de investigación e innovación de la Unión Europea 'Horizonte 2020' bajo el acuerdo de concesión nº 732064.

BIBLIOGRAFÍA

- Bellard C, Cassey P & Blackburn TM (2016) Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12: 0623–0624.
- Campos JA, García-Baquero G, Caño L, Biurrun I, García-Mijangos I, Loidi J & Herrera M (2016) Climate and human pressure constraints co-explain regional plant invasion at different spatial scales. *PLoS ONE* 11: e0164629.
- Castro-Díez P, Godoy O, Saldanaña & Richardson DM (2011) Predicting invasiveness of Australian acacias on the basis of their native climatic affinities, life history traits and human use. *Diversity & Distributions* 17: 934–945.
- Catford JA, Jansson R & Nilsson C. (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions* 15: 22–40.
- Catford JA, Vesk PA, White MD & Wintle BA (2011) Hotspots of plant invasion predicted by propagule pressure and ecosystem characteristics. *Diversity and Distributions* 17: 1099–1110.
- Chiron F, Shirley S & Kark S (2009) Human-related processes drive the richness of exotic birds in Europe. *Proceedings of the Royal Society, Series B* 276: 47–53.
- Clavero M & García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 110.
- Dawson W, Moser D, van Kleunen M, Kreft H, Pergl J, Pyšek P, Winter M, Lenzner B, Blackburn T, Dyer E, Cassey P, Scrivens S, Economo E, Guénard B, Capinha C, Seebens H, Garcia-Diaz P, Nentwig W, Garcia-Berthou E, Casal C, Mandrák N, Fuller P, Meyer C, & Essl F (2017) Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology and Evolution* 1: 0186.
- Dyer EE, Cassey P, Redding DW, Collen B, Franks V, Gaston KJ, *et al.* (2017) The Global Distribution and Drivers of Alien Bird Species Richness. *PLoS Biol* 15: e2000942.
- Eschtruth AK & Battles JJ (2009) Assessing the relative importance of disturbance, herbivory, diversity, and propagule pressure in exotic plant invasion. *Ecological Monographs* 79: 265–280.
- Essl F, Dullinger S, Rabitsch W, Hulme PE, Hülber K, Jarošík V, Kleinbauer I, Krausmann F, Kühn I, Nentwig W, Vilà M, Genovesi P, Gherardi F, Desprez-Loustau ML, Roques A & Pyšek P (2010) Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 108: 203–207.
- Fletcher D, Gillingham P, Britton J, Blanchet S & Gozlan RE (2016) Predicting global invasion risks: a management tool to prevent future introductions. *Scientific Reports* 6: 26316.
- Gallardo B, Zieritz A & Aldridge DC (2015) The Importance of the Human Footprint in Shaping the Global Distribution of Terrestrial, Freshwater and Marine Invaders. *PLoS ONE* 10: e0125801.
- Gassó N, Sol D, Pino J, Dana ED, Lloret F, Sanz-Elorza M, Sobrinio E & Vilà M (2009). Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Diversity & Distributions* 15: 50–58.
- González-Moreno P, Diez JM, Ibáñez I, Font X & Vilà M (2014) Plant invasions are context dependent: multiscale effects of climate, human activity and habitat. *Diversity and Distributions* 20: 720–31.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG & Jarvis A (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965–1978.

- Hijmans R, Williams E & Vennes C (2016) *Geosphere: spherical trigonometry*. R package version 1.5-5. CRAN. R-project.
- Kaufman L & Rousseeuw PJ (eds.) (1990) *Finding groups in data. An introduction to cluster analysis*. Wiley-Interscience.
- Keil P, Schweiger O, Kühn I, Kunin WE, Kuussaari M, Settele J, et al. (2012). Patterns of beta diversity in Europe: The role of climate, land cover and distance across scales. *Journal of Biogeography* 39: 1473–1486.
- Legendre P & Legendre L (1998). *Numerical Ecology*. Elsevier, New York.
- Leung B, Lodge DM, Finnoff D, Shogren JF, Lewis M & Lamberti G. (2002) An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society, Series B* 269: 2407–2413.
- Leung B, Roura-Pascual N, Bacher S, et al. (2012). TEASing apart alien species risk assessments: a framework for best practices. *Ecology Letters* 15: 1475–93.
- Leung B, Springhorn MR, Turner JA & Brockerhoff G (2014) Pathway-level risk analysis: the net present value of an invasive species policy in the US. *Frontiers in Ecology and Environment* 12: 273–279.
- Lockwood JL, Cassey P & Blackburn TM (2009) The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and Distributions* 5: 904–910.
- Molina-Venegas R, Aparicio A, Lavergne S & Arroyo J (2015) The building of a biodiversity hotspot across a land-bridge in the Mediterranean. *Proceedings of the Royal Society, Series B* 282: 1116.
- Pleguezuelos JM, Fahd S & Carranza S (2008) El papel del Estrecho de Gibraltar en la conformación de la actual fauna de anfibios y reptiles en el mediterráneo occidental. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 19: 1–16.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Kühn I, Wild J, Arianoutsou M, et al. (2010) Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 107: 12157–12162.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U & Vilà M (2012) A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18: 1725–1737.
- R Development Core Team (2016) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Reyes-Betancort JA, Santos A, Guma IR, Humphries CJ & Carine MA (2008) Diversity, rarity and the evolution and conservation of the Canary Island endemic flora. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 65: 25–45.
- Ricciardi A (2007) Are modern biological invasions an unprecedented form of global change? *Conservation Biology* 21: 329–336.
- Roura-Pascual N, Hui C, Ikeda T, Leday G, Richardson DM, Carpintero S, Espadaler X, Gómez C, Guénard B, Hartley S, Krushelnycky P, Lester PJ, McGeoch MA, Menke SB, Pedersen JS, Pitt J, Reyes J, Sanders NJ, Suarez AV, Touyama Y, Ward D, Ward PS, & Worner SP (2011) The relative roles of climatic suitability and anthropogenic influence in determining the pattern of spread in a global invader. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 108: 220–225.
- Soininen J & Hillebrand H (2007) Disentangling distance decay of similarity from richness gradients: response to Baselga (2007). *Ecography* 30: 842–844.
- Thuiller W, Richardson DM, Pyšek P, Midgley GF, Hughes GO & Rouget M. (2005) Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11: 2234–2250.
- Thuiller W, Richardson DM, Rouget M, Proches S & Wilson JRU (2006) Interactions between environmental factors, species traits, and human uses describe patterns of plant invasions. *Ecology* 87: 1755–1769.
- Valdés B (1991) Andalucía and the Rif. Floristic links and common flora. *Botanica Chronica* 10: 117–124.
- Viejo JL (Ed.) (2011) Biodiversidad. Aproximación a la diversidad botánica y zoológica de España. *Memorias de la Real sociedad Española de Historia Natural. Segunda época*. IX. 362 pp. Real Sociedad Española de Historia Natural. Madrid.
- Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme P, Jarošík V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y & Pyšek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14: 702–708.
- Vilà M & Hulme P (eds) (2017) *Impact of biological invasions on ecosystem services*. Springer International Publishing (Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology n° 12). Berlin.
- Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, Rejmanek M & Westbrooks R. (1997) Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 1–16.
- Winter M, Schweiger O, Klotz S, Nentwig W, Andriopoulos P, Arianoutsou M, et al. (2009) Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. *PNAS* 106: 21721–22725.
- Wittenberg R & Cock MJW (eds.) (2001) *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK.

Aplicación Multiplataforma "EEIKO" para el control de las especies exóticas invasoras

ARCOCHA AZCUE C¹, CAMPOS PRIETO JA², HERRERA GALLASTEGUI M², PRIETO FERNÁNDEZ A³, SÁNCHEZ-MÁRMOL GIL L¹ & SARRIEGI ETXEZARRETA M¹

1. BASOINSA S.L. Ingeniería medioambiental (carcocha@basoinsa.com). 2. Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. UPV/EHU. 3. Botánico.

Palabras clave: alerta temprana, control, EEIKO, Invasive species, plantas invasoras.

Keywords: early warning, control, EEIKO, especies invasoras, invasive plants.

RESUMEN

EEIKO: Aplicación multiplataforma para el control de las especies exóticas invasoras, dirigida a agentes impulsores de actuaciones, que les permita hacer un seguimiento de las medidas implantadas, sacar datos de rendimiento económico y resultados naturalísticos obtenidos con las actuaciones. Dispone además de un sistema de alerta temprana.

ABSTRACT

EEIKO: A control of invasive alien species multi-platform application, with a private area for environmental managers in charge of developing corrective actions against invasive alien flora species. This private area offers a great variety of management tools to help these managers design corrective actions, monitor them and analyze their ecological and economic results. It has an early warning.

DESCRIPCIÓN DE LA HERRAMIENTA

Durante los años 2013 y 2014, un equipo multidisciplinar ha desarrollado este proyecto para la puesta en marcha de una plataforma web que fomenta la participación ciudadana, ayuda a los gestores y dispone de un sistema de alerta temprana. En todo momento se buscó dar respuesta a los requerimientos del Reglamento (UE) N° 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras. La herramienta permite de una manera rápida y sencilla cartografiar las especies invasoras presentes en los ecosistemas, planificar las actuaciones y llevar a cabo un seguimiento de las mismas. Actualmente solo está accesible al público el módulo de plantas invasoras.

METODOLOGÍA PARA SU UTILIZACIÓN

Se ha buscado una metodología sencilla de uso para cualquiera de los tres usuarios definidos: ciudadano, validador y gestor. El ciudadano solo se tiene que registrar en la plataforma mediante email y contraseña. Una vez dentro de EEIKO, se permite la introducción de citas de plantas desde cualquier sistema de coordenadas, hacer búsquedas por municipios, coordenadas, o pinchando directamente sobre el mapa en el lugar concreto donde está la planta invasoras. Este acceso es gratuito. Estos registros los puede consultar cualquier usuario de EEIKO, potenciando de esta manera la participación y la educación ambiental al compartir todas las nuevas citas en tiempo real. Estos datos estarán también disponibles en GBIF (Global Biodiversity Information Facility) y desde julio de 2017 también en EASIN (European Alien Species Information Network. Joint Research Centre. European Commission).

El validador y gestor accede a la herramienta previo pago de una tarifa que depende del uso. El validador accede a un formulario donde visualiza los registros con la foto o fotos de planta y mediante un botón

acepta o rechaza las citas. En el caso del gestor, éste accede a capas temáticas y a los formularios de creación de actuaciones, digitalización de polígonos de actuación, formularios de seguimiento y módulo de consultas sencillas y múltiples. La estructura de la herramienta permite que si son varios los gestores o promotores implicados en las labores de erradicación de alóctonas en un río, por ejemplo, puedan introducir sus polígonos de actuación y tratamiento de manera individualizada. Sin embargo, se consigue sacar informes globales de la cuenca, con datos totales de costes-beneficio, y grado de éxito, dando de nuevo cumplimiento a los requerimientos del Reglamento europeo. Los usuarios pueden, si es de interés, compartir y visualizar toda la información asociada a una misma cuenca. Por tanto, el único requisito es una conexión a internet.

APLICACIÓN PRÁCTICA

A modo de ejemplo, se expone un proyecto de recuperación del hábitat de ribera, donde, entre otras medidas se contempla la eliminación de plantas alóctonas. En primer lugar, se volcaría a la herramienta EEIKO la cartografía de las especies alóctonas registradas en este tramo de río. En EEIKO quedan registradas las especies presentes y la cobertura vegetal.

Tras el inventario se definirían en la misma web EEIKO los polígonos de actuación y seguimiento, que se digitalizan de una manera sencilla sobre una ortofoto. La herramienta permite registrar, para cada polígono definido, el coste de la actuación, la superficie, el número de personas implicadas en el tratamiento, si es objeto de restauración o no, y el porcentaje de cobertura de las alóctonas y las autóctonas, para su uso en las labores de seguimiento, listando las especies. La herramienta incluye una sección para el seguimiento, donde, en cada visita a las parcelas tratadas, e introduciendo unos datos de observación en campo, se puede obtener el grado de eficacia del mismo. Otra de las aplicaciones de EEIKO es el sistema de alerta, de tal manera que si cualquier persona detecta un brote de una de las plantas invasoras y se da de alta como cita en EEIKO, de manera inmediata le llega un aviso al gestor. Esto permite una respuesta inmediata, pudiendo desplazar los medios necesarios para su pronta eliminación, tal y como se recoge en el Reglamento (UE) N° 1143/2014. Así, si en la zona de río donde se han llevado a cabo estos tratamientos contra las invasoras, se introduce un nuevo registro de una de las plantas eliminadas, por ejemplo, el gestor puede actuar eliminando de manera rápida el nuevo foco invasor.

CONCLUSIONES

EEIKO es una plataforma abierta donde se pueden almacenar datos de plantas invasoras de cualquier parte del mundo. Supone una mejora en cuanto a la organización de datos espaciales de control de invasoras, al crearse un sistema centralizado de información, que permite acceder a la información existente sobre invasoras, su propagación, ecología e historial de invasión. Además, se consigue tener datos globales sobre la superficie de actuación, consultas de las invasoras sobre las que se ha actuado a nivel de cuenca, término municipal, espacio protegido, etc, rentabilidad del tratamiento, permitiendo, por tanto, el intercambio de buenas prácticas entre todos los agentes responsable en la lucha contra las plantas invasoras.

Su sencillez la hace muy versátil, pudiéndose adaptar para el seguimiento y control de fauna invasora, hongos o microorganismos, terrestres o marinos.

En el desarrollo de la multiplataforma EEIKO han participado el Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, el botánico Amador Prieto y las empresas Basoinsa y Geograma. Este proyecto ha recibido financiación del Programa de Investigación e Innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea y en virtud del acuerdo de subvención N° 743453.

CONCLUSIONES DE "EEI 2017"

En Girona, el 18 de Octubre de 2017

Los participantes en el V Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2017", investigadores, representantes de organizaciones científicas y conservacionistas, profesionales, técnicos y gestores de la Administración del área de medio ambiente, han elaborado de forma consensuada las siguientes conclusiones:

1. *Instan* al Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente a desarrollar con carácter de urgencia los mecanismos necesarios para asegurar la coordinación, el acuerdo y el consenso en la gestión entre las diferentes administraciones y los distintos sectores socio-económicos, con el fin de prevenir la introducción de especies exóticas invasoras (en adelante, EEI) y frenar la expansión de las EEI.
2. *Hacen constar* que en España tenemos una de las normativas más avanzadas para prevenir y controlar las EEI (con la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y Biodiversidad y el RD que regula el catálogo de EEI 630/2013), pero falta avanzar en su aplicación, por lo que es necesario que el MAPAMA, en colaboración con las CCAA, elabore Estrategias y Planes de control y erradicación globales para las especies más problemáticas.
3. *Consideran* que la normativa es adecuada, y que no se pueden anteponer intereses particulares al interés general de controlar las EEI para proteger la biodiversidad. La Ley actual es lo suficientemente flexible y permite aprobar Estrategias para controlar las EEI, priorizando actuaciones en las zonas donde éstas tengan un mayor impacto para la biodiversidad, y en su caso, ofreciendo alternativas a los sectores económicos afectados.
4. *Reiteran* su preocupación por la fragmentación de competencias que dificulta llevar a cabo acciones eficaces en la gestión de EEI. Por ello, instan a las Administraciones Central, Autonómicas y Locales, a coordinarse y cooperar de forma más eficaz, con especial incidencia en el caso de las cuencas hidrográficas, contando siempre con la comunidad científica.
5. *Insisten* en la necesidad de construir un canal de comunicación más fluido entre mundo científico - académico y las administraciones con competencias de regulación y gestión de EEI.
6. *Apuntan* a la necesidad de generar más información sobre EEI emergentes, así como más información científica y técnica de cara a la realización de análisis de riesgos.
7. *Plantean* la posibilidad de generar listas blancas de especies exóticas como herramienta más práctica a la hora de plantear el uso de especies exóticas con interés comercial, puesto que las listas negras sólo son útiles a corto plazo de tiempo. Así mismo, reiteran la necesidad de que las prohibiciones a la importación de determinadas especies exóticas se haga a gran escala (por ejemplo, no permitir el comercio de tortugas en vez de prohibir especies concretas).
8. *Hacen constar* la necesidad de seguir incidiendo en la divulgación y sensibilización de la problemática a la sociedad, reflejando los perjuicios socioeconómicos y/o ambientales de las EEI, e incluyendo en sus actuaciones y planes a profesionales de la educación y de la comunicación.
9. *Asumen* que todavía se actúa a ciegas en muchos programas y proyectos locales de gestión de EEI, por lo que reiteran la necesidad de promover la gestión aplicada y la generación de conocimientos prácticos (también desde el punto de vista de la prevención y detección temprana) así como la incorporación de la gestión de los residuos generados en este tipo de proyectos previamente a dar su autorización.
10. *Instan* a la Administración a fomentar la investigación aplicada a la gestión de EEI, sin olvidar la investigación básica, fundamento de la misma.