



UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA

FACULTAD DE CIENCIAS

Grado en Biología

MEMORIA DEL TRABAJO DE FIN DE GRADO

**PAPEL DE ESPECIES NATIVAS ALELOPÁTICAS
EN EL CONTROL DE ESPECIES INVASORAS**

LAURA MATEOS GARRIGA

JUNIO, 2023

Dña. NATIVIDAD CHAVES LOBÓN, profesora del Departamento de BIOLOGÍA VEGETAL, ECOLOGÍA Y CIENCIAS DE LA TIERRA de la Universidad de Extremadura.

INFORMA:

Que Dña. LAURA MATEOS GARRIGA ha realizado bajo su dirección el Trabajo de Fin de Grado. Considera que la memoria reúne los requisitos necesarios para su evaluación.

Badajoz, - 8 de junio de 2023

Fdo. Natividad Chaves Lobón

0. ÍNDICE

0. ÍNDICE.....	5
1. RESUMEN	7
2. ABSTRACT	8
3. INTRODUCCIÓN	9
3.1 Especies invasoras	9
3.2 Características de las especies invasoras	12
3.3 Alelopatía.....	12
3.4 Alelopatía en especies invasoras	15
3.4 Alelopatía en especies mediterráneas	17
4. OBJETIVO	20
5. MATERIAL Y MÉTODOS	21
5.2 Descripción de especies seleccionadas	21
5.1.2 Especies nativas	21
5.1.3 Especie invasora.....	22
5.2 Recogida de muestras	23
5.3 Preparación de extractos	23
5.4 Tratamiento de semillas	24
5.5 Bioensayos de germinación.....	25
5.6 Bioensayos del desarrollo de plántulas.....	27
5.7 Análisis estadísticos	29
6. RESULTADOS	30
6.1 Bioensayo en placas Petri.....	30
6.1.1 Efecto sobre la germinación.	30
6.1.2 Efecto en el desarrollo de plántulas	34
6.2 Bioensayo sobre el desarrollo de las plántulas	36

7. DISCUSIÓN.....	40
8. CONCLUSIONES	43
9. BIBLIOGRAFÍA	44

1. RESUMEN

En los últimos años, debido a la rápida globalización, numerosos hábitats se han visto alterados favoreciendo así la expansión de plantas invasoras. Éstas ocasionan graves impactos en los sistemas naturales, por lo que su estudio ha adquirido una gran relevancia. Una de las estrategias propuestas para explicar el alto potencial colonizador de estas especies es la alelopatía, interacción entre plantas mediada por la liberación de compuestos pertenecientes al metabolismo secundario, y que también está muy extendida en especies autóctonas de los ecosistemas Mediterráneos. Por ello, el objetivo de este estudio es conocer si plantas nativas alelopáticas pueden controlar a especies exóticas invasoras. Con este fin, se seleccionaron las especies nativas alelopáticas *Cistus ladanifer* L. y *Pistacia lentiscus* L. y se estudió el efecto de extractos acuosos preparados con sus hojas sobre la especie invasora *Acacia dealbata* Link. Se realizaron dos bioensayos, uno sobre placas Petri y otro sobre vermiculita y suelo. En el primer bioensayo los resultados demostraron que ambas especies nativas ejercen un efecto negativo sobre el porcentaje de germinación, velocidad de germinación, índice de velocidad de germinación y desarrollo de las plántulas de *A. dealbata*, siendo *C. ladanifer* la especie más inhibitoria. En el segundo bioensayo se observó que ambas especies reducían principalmente el crecimiento de las raíces de las plántulas sembradas en vermiculita y suelo. Con estos resultados se puede concluir que las especies nativas con actividad alelopática sí que podrían utilizarse para el control de especies invasoras, siendo esencial a tomar en cuenta las especies utilizadas y la concentración de los extractos.

2. ABSTRACT

In recent years, due to rapid globalization, many habitats have been altered favoring the expansion of invasive plants. These plants cause serious impacts on natural systems, which is why their study has acquired great relevance. One of the strategies proposed to explain the high colonizing potential of these species is allelopathy, an interaction between plants mediated by the release of compounds belonging to the secondary metabolism, which is also widespread in native species of Mediterranean ecosystems. Therefore, the objective of this study is to know if allelopathic native plants can control invasive exotic species. To this end, the allelopathic native species *Cistus ladanifer* L. and *Pistacia lentiscus* L. were selected and the effect of aqueous extracts prepared with their leaves on the invasive species *Acacia dealbata* Link was studied. Two bioassays were performed, one on Petri dishes and the other on vermiculite and soil. In the first bioassay, the results showed that both native species had a negative effect on the germination percentage, germination speed, germination speed index and seedling development of *A. dealbata*, with *C. ladanifer* being the most inhibitory species. In the second bioassay it was observed that both species mainly reduced root growth of seedlings planted in vermiculite and soil. With these results it can be concluded that native species with allelopathic activity could be used for the control of invasive species, being essential to take into account the species used and the concentration of the extracts.

3. INTRODUCCIÓN

3.1 Especies invasoras

En los últimos años, la globalización ha evolucionado significativamente provocando el aumento del capital y las personas, alterando la actividad económica de forma considerable (Daudin *et al.* 2010). Sin embargo, además de los aspectos socioeconómicos, dicha globalización provoca importantes impactos medioambientales, entre los que destaca el considerable aumento en la proliferación de especies exóticas invasoras (Ehrenfeld 2005).

La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, define una especie exótica invasora como: *“la que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética”*.

Determinados ambientes son más propensos a albergar especies invasoras debido a sus características. Generalmente, los ambientes con menor biodiversidad poseen más nichos libres, lo que puede derivar en una mayor presencia de especies invasoras que los ocupen. Asimismo, cuando un ecosistema está altamente perturbado (ya sea por una alta tasa de extinción de especies o por una excesiva explotación) eleva la probabilidad de dispersión y establecimiento de especies exóticas (Ziller, 2001). Otra causa que puede favorecer la invasión es el cambio climático. Este es un fenómeno que favorece la alteración de numerosos hábitats provocando perturbaciones que resultan ventajosas para especies foráneas y que dificultan la supervivencia de las especies nativas al modificar la estructura y funcionamiento de sus ecosistemas (Capdevila *et al.* 2006).

La presencia de especies exóticas invasoras tiene numerosos impactos en los ecosistemas naturales. Estas especies tienen un fuerte impacto en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. La interacción planta no nativa-suelo puede dar lugar a procesos de retroalimentación positivos en los que se refuerza el proceso invasivo y se disminuye la resistencia y capacidad de renovación del ecosistema (Rodríguez-Echeverría,

2009), ocasionan alteraciones en la hidrología, los niveles de carbono y los niveles de nutrientes, entre otros (Paz-Kagan *et al.* 2019), provocando una grave alteración en los procesos ecosistémicos degradándolos de manera funcional y estructural.

Igualmente, promueven la pérdida de biodiversidad nativa mediante la extinción de especies. Este hecho conlleva la homogeneización del paisaje; y como consecuencia la reducción en la diversidad de los cultivos y en la producción ganadera, un aumento de su vulnerabilidad a plagas nativas y exóticas, y un mayor coste de control y manejo de dichas especies (McNeely 2001). A su vez, pueden provocar la inmigración de otras especies patógenas (Capdevila *et al.* 2006).

El proceso de invasión es un proceso dinámico en el cual las especies exóticas tienen que superar una serie de estadios hasta convertirse en invasoras. El éxito en cada etapa depende de los mecanismos y características propios de la especie para superar las distintas barreras de cada una. El proceso de invasión comienza con la **etapa de transporte** donde la especie se encuentra en su hábitat nativo y puede permanecer en él o propagarse a un área nueva; si supera las barreras geográficas y se dispersa a un nuevo hábitat, debe ser capaz de sobrevivir a sus condiciones ambientales. Si esto se cumple, pasa a la **etapa de colonización**. En esta, la especie interacciona con otras nativas y, si supera la barrera biótica, la población crece en el nuevo hábitat continuando a la siguiente fase, la **etapa de establecimiento**. Una vez la especie se encuentra establecida, se produce la última fase, la **etapa de dispersión**, donde se naturaliza y se convierte en invasora (Hellmann *et al.* 2008).

El proceso de invasión simplificado propuesto por Lorenzo & González (2010) se muestra en la figura 1.

A modo de ejemplo, en la figura 2, se representa el área de distribución de una especie invasora como es *Acacia dealbata* Link, nativa de Australia y ampliamente distribuida por diferentes continentes.

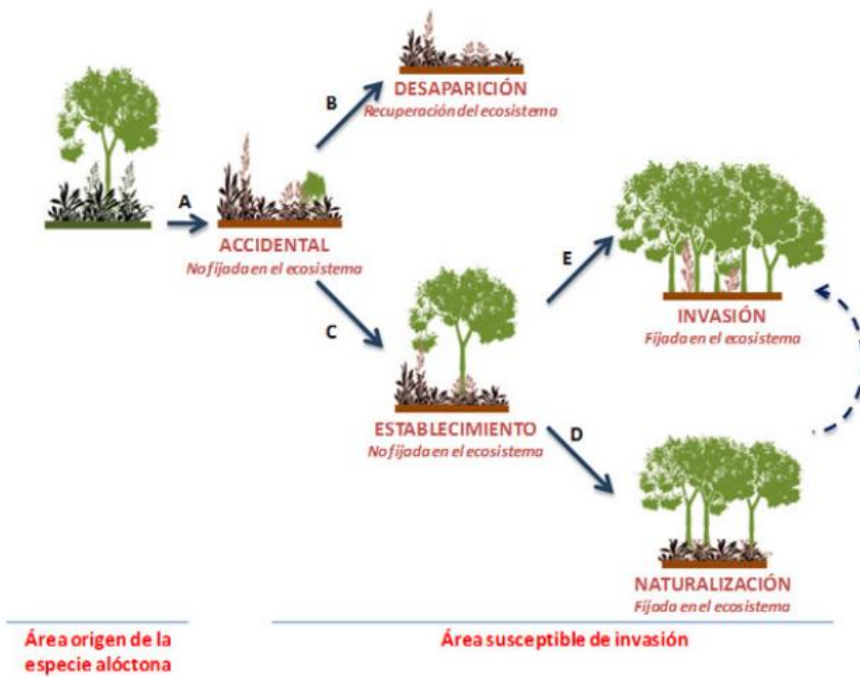


Figura 1. Esquema del proceso de invasión. A: introducción de la especie, B: desaparición, C: establecimiento en la nueva área, D: naturalización de la especie, E: invasión. Tomado de “Lorenzo & González 2010”

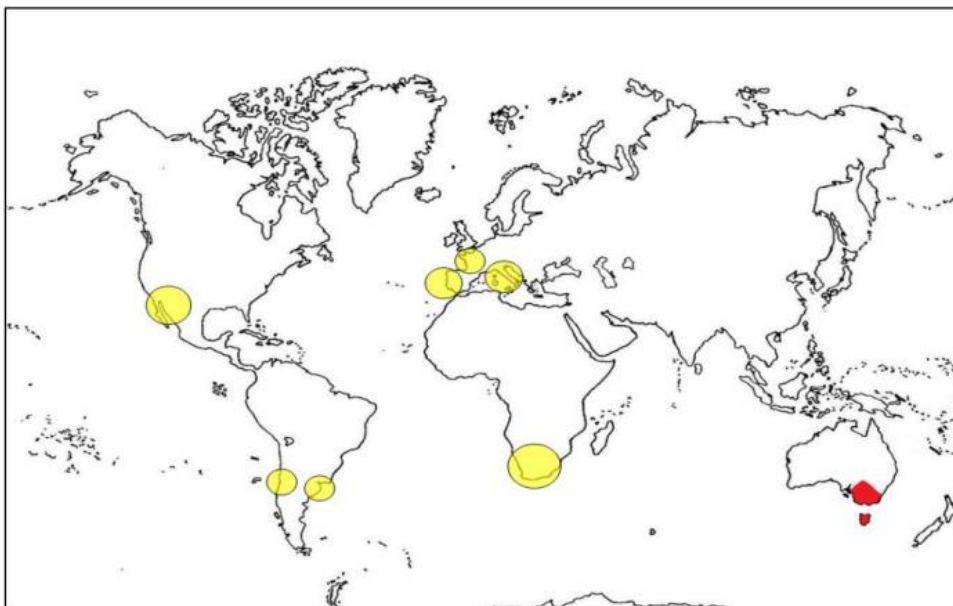


Figura 2. Mapa de distribución a nivel mundial de *A. dealbata*. En rojo se indica su área de distribución nativa y en amarillo aquellos sitios donde ha sido introducida. Tomado de “Florenca, 2016”

3.2 Características de las especies invasoras

Las características que favorecen la capacidad de una planta para convertirse en invasora son varias. Son especies con una alta eficiencia de dispersión. De esta forma, algunas se dispersan de forma vegetativa, otras por semillas y otras por ambos métodos (Domingues de Almeida & Freitas, 2002). Suelen presentar numerosas semillas de pequeño tamaño y de gran longevidad, muchas adaptadas para la dispersión por el viento, así como largos periodos de floración y fructificación (Ziller, 2001). Además, han de germinar, madurar y crecer rápidamente hasta alcanzar la etapa reproductora. Será de gran importancia su plasticidad fenotípica, la cual le permitirá adaptarse a su nueva área de distribución (Lorenzo & González, 2010).

Por otra parte, en la nueva área de distribución estas especies no presentan enemigos naturales que regulen su crecimiento, de manera que dedican mayor energía a reproducirse y dispersarse al no tener que utilizarla en desarrollar mecanismos de defensa (Orians & Ward, 2010).

Otro mecanismo de invasión altamente seleccionado por especies invasoras es el de la alelopatía.

3.3 Alelopatía

La alelopatía hace referencia a la interacción entre plantas y otros organismos (excluyendo a animales), las cuales van a producir determinados metabolitos secundarios que liberan al ambiente. Estos van a tener efectos positivos o negativos sobre el crecimiento, comportamiento y desarrollo de individuos de su misma especie o de otras (Chengxu *et al.* 2011).

Los compuestos derivados del metabolismo secundario y liberados se denominan compuestos alelopáticos. En esta interacción ecológica, la planta que produce el compuesto alelopático se denomina donadora mientras que la que lo recibe se denomina

receptora; en el caso de que la planta receptora sea de la misma especie se denomina autotoxicidad (Oviedo 2020).

Los metabolitos secundarios son compuestos sintetizados por las plantas a partir de los metabolitos primarios. Generalmente estos no intervienen en el proceso de crecimiento y desarrollo de la planta, sino que principalmente están implicados en la respuesta y adaptación de la planta a su ambiente (Fumiko 2021; Álvarez 2014). Algunas de las funciones de estos compuestos son la inducción de la floración y la maduración de los frutos. También pueden actuar como antimicrobianos, como atrayentes o repelentes a herbívoros (Soon 2015). Los metabolitos secundarios se suelen clasificar en fenoles, terpenos y esteroides y alcaloides (Álvarez 2014).

La liberación de los compuestos alelopáticos al medio se puede realizar por varias vías como se refleja en la figura 3 (Sampietro 2003; Zamorano 2006):

- **Volatilización:** este método de liberación de compuestos alelopáticos está frecuentemente ligado a plantas que producen terpenoides. La toxicidad de los compuestos volátiles se mantiene en el tiempo ya que las partículas del suelo los adsorben.
- **Lixiviación:** consiste en la separación de los compuestos de los tejidos vegetales (generalmente hojas y tallo, la parte aérea) por la acción de la lluvia, niebla, nieve o rocío. De esta forma se libera gran variedad de compuestos alelopáticos.
- **Exudados radiculares:** estos compuestos son el 2-12% de fotosintatos secretados por las raíces.
- **Descomposición de residuos vegetales:** al caer los residuos al suelo y descomponerse, las sustancias alelopáticas liberadas entran en contacto con raíces de plantas cercanas.

Frecuentemente, los compuestos liberados son transformados por la microflora del suelo, pudiendo dar lugar a productos con un mayor nivel de actividad que sus precursores.

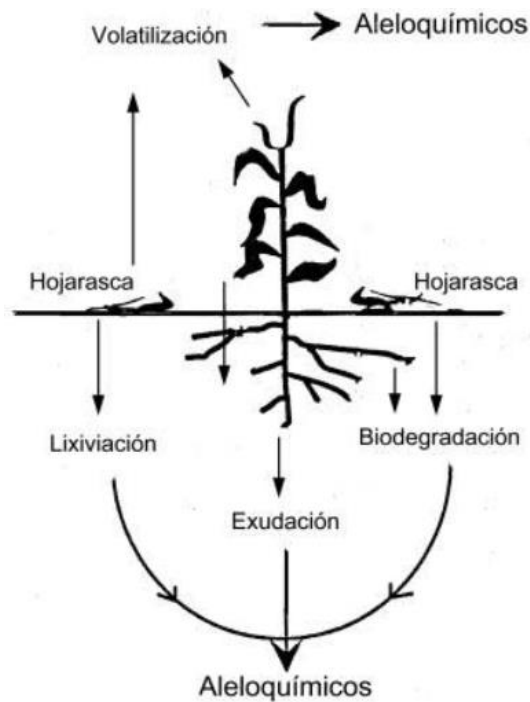


Figura 3. Esquema de los diferentes medios de liberación de los compuestos alelopáticos al medio. Tomado de "Sampietro 2003".

Los mecanismos de acción de estos compuestos son diversos. Existen efectos directos como son: **efectos sobre el balance hormonal** causando una reducción o aumento en los niveles de Ácido indol acético (AIA) o inhibiendo la acción de otras fitohormonas como es el caso de las giberelinas; **alteraciones de la actividad enzimática**, ya sea modificando su síntesis o su actividad; **inhibición de la fotosíntesis** como resultado de modificar los niveles de clorofila o causar el cierre de los estomas; **efectos sobre la respiración** alterando la actividad mitocondrial; **efectos sobre procesos asociados a membranas** descubriéndose que determinados compuestos pueden alterar su polaridad (Blanco 2006). Por último, también pueden tener **efecto sobre procesos celulares** como la división, diferenciación celular y la expresión génica (Socgnamiglio *et al.* 2013).

Por otro lado, también pueden afectar indirectamente al **modificar las condiciones del suelo** alterando las comunidades microbianas de este, el pH, así como impidiendo la correcta captación de nutrientes por la otra especie (Qu *et al.* 2021).

3.4 Alelopatía en especies invasoras

Debido al fuerte efecto de la alelopatía sobre las comunidades vegetales, se ha planteado que esta sea una estrategia usada por especies invasoras para ser dominantes sobre las plantas nativas y que explique el éxito en nuevos hábitats. En un estudio se analizaron 524 plantas invasoras para ver si presentaban capacidad alelopática (Kalisz *et al.* 2021). El resultado fue positivo en el 51.4% de estas plantas (Figura 4). De esta forma, se concluyó que la alelopatía es un mecanismo de invasión común a lo largo de la filogenia vegetal al estar presente en cada linaje estudiado (tanto angiospermas como gimnospermas) y se demuestra que es una característica prevalente en especies invasoras y que supone un gran impacto biótico sobre las especies vecinas y las comunidades.

La principal hipótesis para explicar el éxito de invasión de especies exóticas mediante la alelopatía es la **hipótesis de nuevas armas** o **“Novel Weapon Hypothesis”** propuesta por Callaway y Ridenour en el año 2004.

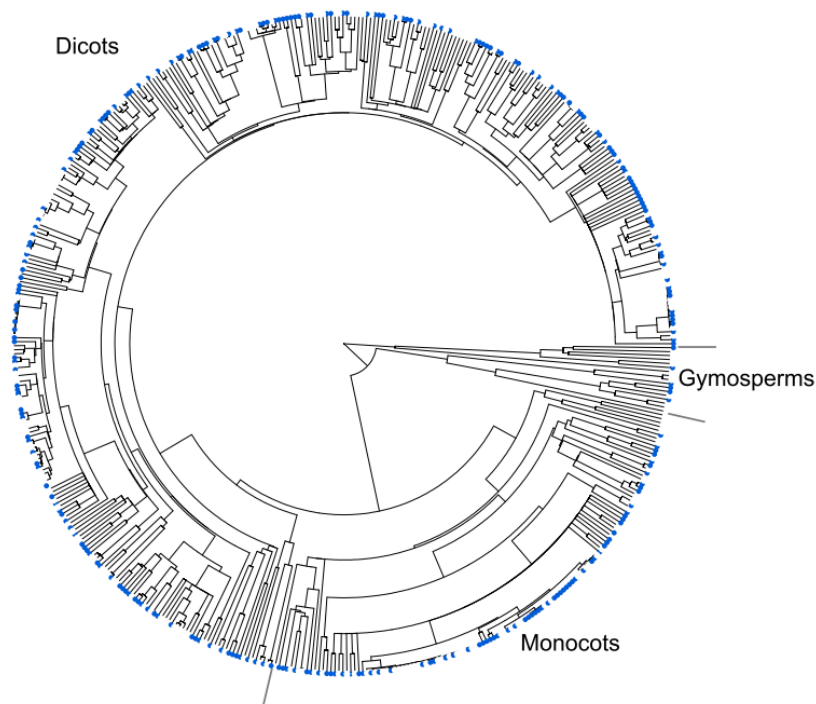


Figura 4. Filogenia de 524 plantas invasoras estudiadas de las cuales las marcadas en azul presentan actividad alelopática. Tomada de “Kalisz *et al.* 2021”

De acuerdo con esta hipótesis, las plantas invasoras van a producir aleloquímicos que van a afectar al crecimiento y desarrollo de las plantas vecinas del nuevo hábitat permitiendo el desarrollo y expansión de sus propias poblaciones; por otro lado, en su ambiente nativo, dichas plantas crecen con normalidad. Esto se debe a que las plantas nativas del nuevo rango de distribución no están adaptadas a estos compuestos y se ven fuertemente inhibidas por ellos; sin embargo, en el hábitat nativo de la especie exótica, las plantas vecinas han evolucionado desarrollando tolerancia a los compuestos alelopáticos producidos (Batish *et al.* 2013; Lorenzo & González, 2010). Dicho de otra forma, no hay una coevolución entre las plantas introducidas y las nativas. De esta forma, las primeras ejercen una clara dominancia sobre las segundas a través de los compuestos alelopáticos que le sirven como nuevas armas. Además, estos compuestos no van a ser efectivos solo con las plantas nativas del nuevo hábitat sino también con otros organismos, ya sean herbívoros, patógenos o microbios que tampoco se encuentran adaptados. En la figura 5 este proceso se encuentra esquematizado.

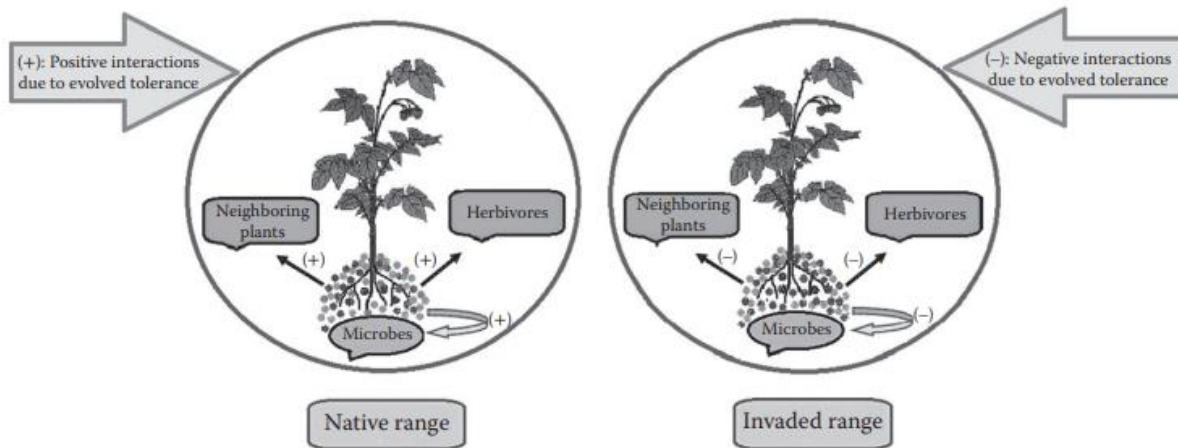


Figura 5. Representación gráfica de la hipótesis de nuevas armas. Se observa como en el rango nativo las plantas, herbívoros y microorganismos cercanos a la planta alelopática se ven afectados de forma positiva por los compuestos liberados mientras que en el rango invadido sí que se ven afectados de forma negativa. Tomado de “Batish *et al.* 2013”

En resumen, la hipótesis de nuevas armas se basa en la presencia de nuevos compuestos químicos o aleloquímicos en un área de distribución.

3.4 Alelopatía en especies mediterráneas

El clima Mediterráneo se caracteriza por ser un clima seco y caluroso en verano y con temperaturas suaves en invierno. Las plantas características de este clima están sometidas a altas temperaturas, falta de agua y precipitaciones irregulares, por lo que deben estar adaptadas a un alto nivel de estrés. Una de la respuesta adaptativa que han desarrollado estas especies es la producción de metabolitos secundarios, los cuales pueden desempeñar numerosas funciones de protección. Se ha comprobado que las plantas estresadas aumentan sus niveles de carotenoides y polifenoles para tolerar la fotoinhibición y para la protección de los órganos fotosintéticos del daño foto-oxidativo (Gori *et al.* 2019).

Debido a que las especies mediterráneas están sometidas a un estrés tanto biótico como abiótico tan fuerte, presentan gran diversidad de metabolitos secundarios que, aunque restringe carbono y energía para el crecimiento, es clave para la supervivencia en ambientes como éste (Balestrini *et al.* 2021). Por ello, se puede deducir que algunas

especies del clima mediterráneo puedan ser alelopáticas. Se han realizado diversos estudios para comprobar este fenómeno y se ha confirmado la alelopatía en numerosas especies mediterráneas (Scognamiglio *et al.* 2013; Chaves *et al.* 2023). Entre ellos, en el año 2012 se hizo un estudio con 17 especies Mediterráneas con la finalidad de comprobar si inhibían el crecimiento de semillas de lechuga (*Lactuca sativa L.*) y si afectaba al desarrollo de las plántulas de la misma especie (Araniti *et al.* 2012). Concluyeron que todas las especies utilizadas modificaban la germinación de las semillas o el grado de elongación de la raíz.

Dos especies típicas de ecosistemas mediterráneos en las que se ha demostrado actividad alelopática son *Cistus ladanifer L.* y *Pistacia lentiscus L.* *C. ladanifer* interviene en la disminución de la riqueza y en la inhibición del crecimiento de herbáceas de las comunidades en las que está presente mediante la producción de sustancias alelopáticas halladas en el exudado de esta especie y en el suelo asociado (Chaves *et al.* 2001; 2002; 2003). Por otro lado, la actividad alelopática de *P. lentiscus* se ha comprobado sobre diferentes especies de herbáceas, así como en especies arbóreas como *Quercus pubescens Mill.* (Ismail *et al.* en 2012; Hashoum *et al.* 2017).

Se ha planteado una hipótesis denominada “**Homeland Security Hypothesis**” (Cummings *et al.* 2012) en la que se propone que, al igual que las nuevas armas permiten un mayor éxito en la invasión de un área, puede ocurrir lo inverso, es decir, las poblaciones nativas pueden desarrollar resistencia a compuestos alelopáticos de especies alelopáticas de su mismo rango de distribución y de esta manera incrementar la resistencia de las comunidades. Siguiendo este mismo planteamiento, podría pensarse que las plantas invasoras también pueden ser sensibles a los compuestos producidos por las especies autóctonas.

Se han llevado a cabo estudios para conocer el efecto de la alelopatía de especies autóctonas sobre la invasión de especies exóticas como el realizado por Zheng *et al.* (2019) en China, dónde se demostró que los extractos acuosos de diferentes especies nativas inhibían la germinación de la especie invasora *Mikania micrantha Kunth*. Igualmente, en el estudio realizado por Cummings *et al.* (2012) se estudió el efecto de los extractos acuosos de varias especies nativas sobre algunas especies invasoras observando un claro efecto de inhibición.

Atendiendo a estos resultados, en este trabajo nos hemos planteado si especies mediterráneas catalogadas como alelopáticas también pueden afectar a la germinación y desarrollo de especies invasoras y, en caso afirmativo, éstas podrían utilizarse como agentes controladores contra la invasión de dichas especies.

4. OBJETIVO

El objetivo de este trabajo es conocer cómo especies nativas de ecosistemas mediterráneo catalogadas como alelopáticas pueden actuar como agentes antagonistas para controlar las especies exóticas invasoras. Con este fin, el objetivo específico planteado ha sido cuantificar los efectos de los extractos acuosos de las especies nativas alelopáticas *C. ladanifer* y *P. lentiscus* sobre la germinación y crecimiento de la especie exótica invasora *A. dealbata*.

5. MATERIAL Y MÉTODOS

5.2 Descripción de especies seleccionadas

Para este trabajo las especies seleccionadas se han dividido en dos grupos:

- Especies nativas: *C. ladanifer* y *P. lentiscus*
- Especie invasora: *A. dealbata*.

A continuación, se describe cada una de las especies citadas.

5.1.2 Especies nativas

- ***C. ladanifer***. Conocida como jara pringosa es miembro de la familia Cistaceae. Está presente en la región mediterránea occidental. Es un arbusto de entre 50-200cm, con leño duro y corteza pegajosa. Ramas y hojas también impregnadas de una sustancia pegajosa y olorosa llamada ládano. Hojas sésiles o ligeramente pecioladas, coriáceas y con el haz verde oscuro. Flores solitarias y vistosas, con pétalos blancos con una mancha amarilla en la base y a veces otra purpúrea sobre esta. Fruto tipo cápsula y semillas globoso-poliédricas. Crece sobre suelos soleados y puede crecer sobre suelos silíceos, pizarras y granitos (Menéndez, 2013). Se ha demostrado que esta especie presenta capacidad alelopática (Chaves *et al.* 2001; 2002; 2003). En la figura 6 se visualiza un ejemplar de esta especie.
- ***P. lentiscus***. Es conocido como lentisco y forma parte de la familia Anacardiaceae. Se puede encontrar en toda la zona Mediterránea y en Canarias. Es un arbusto de hasta 6-8m con tallos grisáceos en individuos adultos y verdosos o rojizos en jóvenes. Presenta hojas persistentes, sésiles y elípticas. Tiene inflorescencias formadas por flores unisexuales, asépalas y apétalas de color verdoso o rojizo. Sus frutos son tipo drupa y sus semillas son algo comprimidas. Crece en matorrales y garrigas desarrollados en coscojares o encinares y en todo tipo de sustratos (Menéndez, 2016). Se sabe que esta especie es alelopática (Ismail *et al.* en 2012). En la figura 6 se observa un ejemplar de esta especie.



Figura 6. Ejemplar de *C. ladanifer* a la izquierda (Menéndez, 2019). Ejemplar de *P. lentiscus* a la derecha (Fernández, 2015).

5.1.3 Especie invasora

- ***A. dealbata*:** También llamada mimosa o acacia francesa, es una especie nativa del sureste de Australia y Tasmania perteneciente a la familia Fabaceae. Es un árbol perennifolio de aproximadamente 15m de altura de tronco liso o ligeramente agrietado. Presenta hojas compuestas de color verde plateado e inflorescencias en glomérulos globosos amarillos que suelen ser olorosos. El fruto es una legumbre comprimida, con constricciones entre semillas. Las semillas son oscuras en forma de elipse comprimida. Es una planta muy poco exigente capaz de rebrotar tras los incendios. Sus raíces están asociadas a bacterias del género *Rhizobium* fijadoras de nitrógeno atmosférico. Vive en sustratos ácidos y no tolera bien la sombra ni las fuertes heladas. Se reproduce tanto por semillas como de forma vegetativa (MITECO 2013). Esta especie presenta capacidad alelopática (González, 2022). En la figura 7 se observa un ejemplar de esta especie.

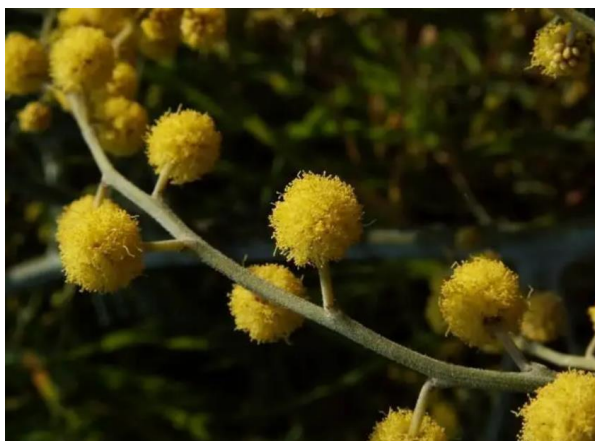


Figura 7. Ejemplar de *A. dealbata* (Fernández 2008)

5.2 Recogida de muestras

Se recogieron hojas de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* de diferentes individuos localizados en el campus de la Universidad de Extremadura en Badajoz (29N 676065 4305264). Posteriormente se llevaron al laboratorio y se dejaron secar a temperatura ambiente. Las muestras fueron recogidas en otoño.

5.3 Preparación de extractos

Una vez secadas las muestras, se trocearon con las manos y se guardaron en bolsas de plástico (Figura 8) en un armario en oscuridad.



Figura 8. Bolsas de plástico con hojas de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* fragmentadas.

Se pesaron 10g de hojas trituradas de cada especie y se les añadió 100mL de agua destilada. Los recipientes se taparon con parafilm y se pusieron en agitación lenta durante 24h en oscuridad.

Posteriormente se filtró el extracto acuoso con papel de filtro. Se obtuvieron unos 60 ml de extracto acuoso (concentración 1) a partir de los cuales se prepararon los extractos a concentración $\frac{1}{2}$ (diluido con agua 1:1) y concentración $\frac{1}{4}$ (diluido con agua 1:3).

5.4 Tratamiento de semillas

Las semillas de *A. dealbata* (Figura 9) se obtuvieron de la empresa Spice Garden con página web: www.spicegarden.eu



Figura 9. Semillas de *A. dealbata*. (Fernández 2010)

Las semillas de esta especie tienen dormancia y para romperla se realizaron previamente dos ensayos (Cruz *et. al.* 2021):

1. Tratamiento con calor seco: Las semillas fueron colocadas en una estufa a 100°C durante 10 minutos.

2. Tratamiento con calor húmedo: las semillas se introducen en agua caliente a 80°C durante 2 minutos (Figura 10) y se dejan sumergidas en el agua durante 24 h.

Una vez tratadas se siembran en placas de Petri sobre papel de filtro y se les añade 5mL de agua destilada. Las placas fueron selladas con parafilm y se introdujeron en una cámara de germinación a 22°C y con un fotoperiodo 12h de luz/12h de oscuridad. Cinco días más tarde, las semillas de ambos tratamientos habían germinado, sin embargo, las que fueron tratadas con calor húmedo se desarrollaron más rápido, presentando algunas de ellas cotiledones. Se optó por este método para romper la dormancia de las semillas de *A. dealbata*.



Figura 10. Tratamiento con calor húmedo de las semillas de *A. dealbata*. A la derecha se encuentran las semillas en un vaso de precipitado y a la izquierda otro vaso de precipitado con el agua a usar.

5.5 Bioensayos de germinación

Los bioensayos de germinación se realizaron en placas Petri, las cuales fueron previamente desinfectadas con etanol al 70%. En cada placa se colocó un papel de filtro y todas fueron rotuladas.

Se prepararon cuatro placas para cada concentración (12 placas en total) y en cada una se cultivaron 10 semillas previamente tratadas, un total de 240 semillas. Se prepararon cuatro placas control con 10 semillas cada una. Las placas se regaron con 4mL de la concentración de extracto correspondiente (el extracto restante se congeló para su preservación) y agua destilada para las placas control. Se sellaron con parafilm y se introdujeron en la cámara de germinación a 19.6°C con un fotoperiodo de 12h de luz/12h de oscuridad.

Durante trece días se llevó un recuento diario de las semillas que germinaban y se les añadió 1 ml de extracto o agua cada 3 o 4 días. Al decimocuarto día, se midieron la longitud de la raíz y de los cotiledones de las semillas germinadas de todas las placas.

A partir de los datos obtenidos se calculó el porcentaje de germinación (%G), la velocidad de germinación (VG) y el índice de la velocidad de germinación (IVG).

El porcentaje de germinación se calcula siguiendo la fórmula:

$$\%G = n^{\circ} \text{ semillas germinadas} / n^{\circ} \text{ semillas sembradas}$$

La velocidad de germinación nos indica los días necesarios para la germinación (Pece et al., 2010). Se ha calculado mediante la fórmula citada por Nakagawa (1999) que se muestra a continuación:

$$VG = \frac{N_1 \times G_1 + N_2 \times G_2 + \dots + N_n \times G_n}{G_1 + G_2 + \dots + G_n} = \frac{\sum_{i=1}^n N_i G_i}{\sum_{i=1}^n G_i}$$

Dónde: G es la velocidad de germinación; N1, N2, ... ,Nn representan número de días desde el inicio del ensayo de germinación; G1, G2,...,Gn: representan número de semillas germinadas en el día i-ésimo.

El Índice de velocidad de germinación (IVG) se define como el número promedio de semillas que germinan cada día. El cálculo del IVG se ha realizado usando la fórmula de Maguire (1962):

$$IVG = \sum (n/t_i)$$

Dónde IVG es el Índice de velocidad de germinación; n_i = número de semillas germinadas en el i -ésimo día; t_i = tiempo en días, para la germinación en el i -ésimo día.

5.6 Bioensayos del desarrollo de plántulas

Para estos bioensayos se partieron de semillas germinadas, las cuales fueron tratadas y puestas a germinar como se ha explicado en los apartados 4.3 y 4.4.

Para el estudio del desarrollo de las plántulas, en primer lugar, las semillas germinadas se pasaron a bandejas con vermiculitas. Se preparó una bandeja para el control y una bandeja para cada concentración de extracto acuoso de cada especie (un total de siete bandejas). Estas bandejas contienen 900ml de vermiculita y 300ml de agua o extracto acuoso según corresponda. Se mantuvieron en la cámara de germinación a 19.6°C con un fotoperiodo de 12h de luz/12h de oscuridad durante 18 días, hasta que las plántulas alcanzaron un tamaño de 2-3 cms. Las bandejas se regaban cada 3 o 4 días con 20 ml de agua o con la solución de extracto correspondiente.

Cuando alcanzaron este tamaño, se decidió su paso a semilleros independientes con una mezcla de vermiculita y suelo (Figura 11). La vermiculita se mezcló con tierra de semillero (1:1) y se le añadió 100ml de agua o extracto acuoso. Posteriormente se repartieron en los semilleros (100ml/semillero) y se traspasaron las plántulas a los semilleros. Se regaron con 5ml de agua o extracto según corresponda.



Figura 11. Semillero con plántulas de *A. dealbata* regadas con extracto de *P. lentiscus* a diferentes concentraciones.

Estas plántulas se mantuvieron 36 días en el invernadero a una temperatura de 19°C con un fotoperiodo 16h de luz/8h de oscuridad. Durante este periodo se regaron 2 veces por semana con 5mL de agua o extracto.

Tras este periodo se extrajeron del suelo y se pusieron a secar a temperatura ambiente. Una vez seca, se separó la parte subterránea de la parte aérea y se pesaron todas las plántulas de cada tratamiento. Con los datos obtenidos se calculó el peso seco medio/plántula de las diferentes partes y de cada concentración.

La biomasa/individuo se calculó siguiendo la siguiente fórmula:

$$\text{Biomasa/individuo (mg)} = \text{peso seco de todas las plántulas/n}^\circ \text{ de plántulas.}$$

5.7 Análisis estadísticos

El análisis de los datos estadísticos se realizó con el programa SPSS. Para comprobar si existían diferencias significativas respecto al control se realizó el test no paramétrico Mann Whitney (M-W test) para la comparación de los valores dos a dos. La significancia estadística se estableció como $p < 0.05$.

6. RESULTADOS

6.1 Bioensayo en placas Petri

6.1.1 Efecto sobre la germinación.

El efecto de los extractos de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* sobre la germinación de las semillas de *A. dealbata* se cuantificó mediante el cálculo del porcentaje de germinación, la velocidad de germinación (VG) y el índice de la velocidad de germinación (IVG).

El porcentaje de germinación se expresa como el número de semillas germinadas en tanto por cien respecto al control. Después de tratar las semillas con diferentes concentraciones de los extractos, se observó que ambas especies inhiben la germinación (Figura 12), pero solamente existen diferencias significativas con la concentración 1 de *C. ladanifer*.

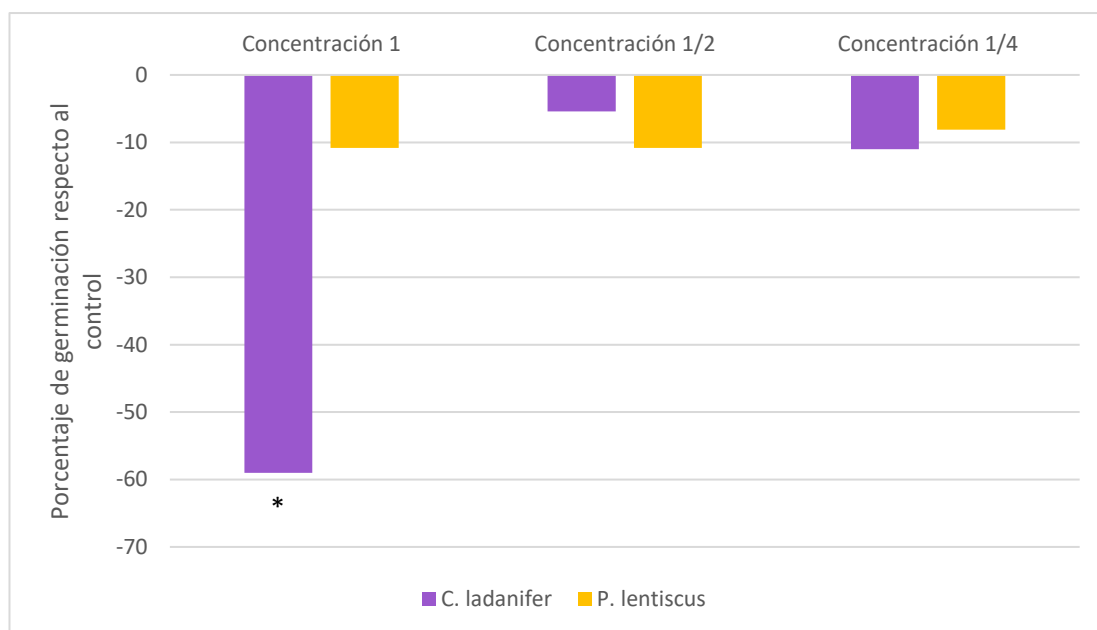


Figura 12. Porcentaje de germinación respecto al control de semillas de *A. dealbata* tratadas con extractos de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* a tres concentraciones diferentes.

*: diferencia significativa respecto al control (M-W, $p < 0.05$).

Cuando se cuantifica la velocidad de germinación, se observa que las semillas regadas con los extractos de *C. ladanifer* (Figura 13) necesitan más días para germinar que las semillas control, siendo significativa esta diferencia a las tres concentraciones de extractos. Con respecto al efecto que se observa con los extractos procedentes de *P. lentiscus* en la velocidad de germinación (Figura 14), este parámetro es más alto a la concentración 1 y ½, y es inferior a la concentración ¼. Con ninguna de las tres concentraciones de extracto se obtienen diferencias significativas respecto al control.

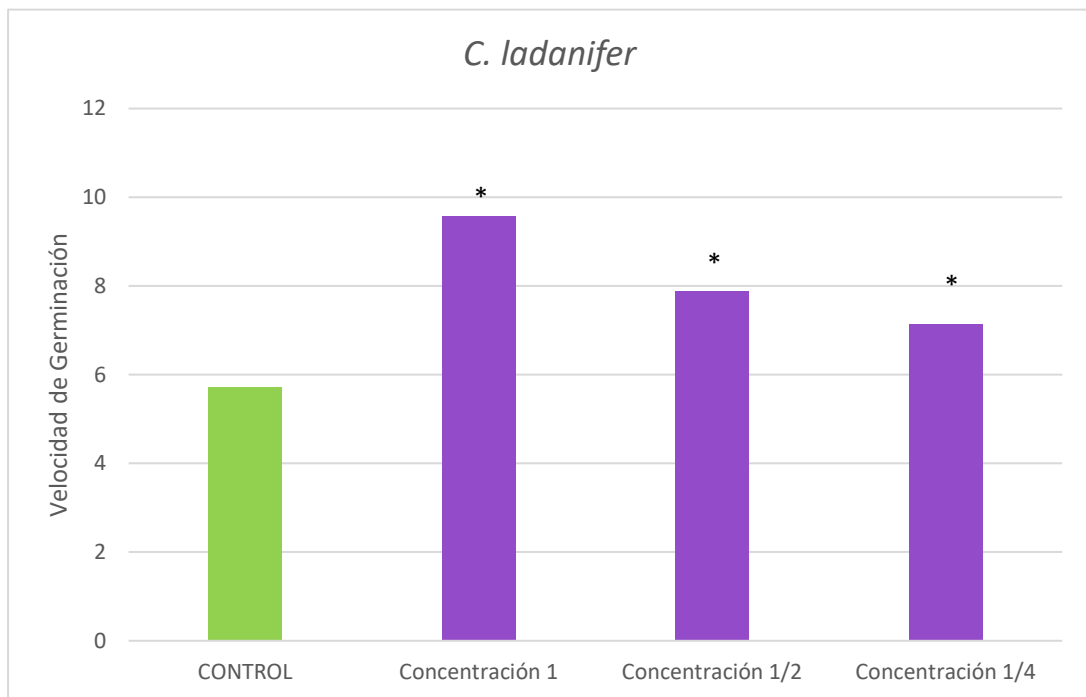


Figura 13. Velocidad de germinación de semillas de *A. dealbata* al ser tratadas con tres concentraciones diferentes de extracto de *C. ladanifer*.

*: diferencia significativa respecto al control (M-W, $p < 0.05$).

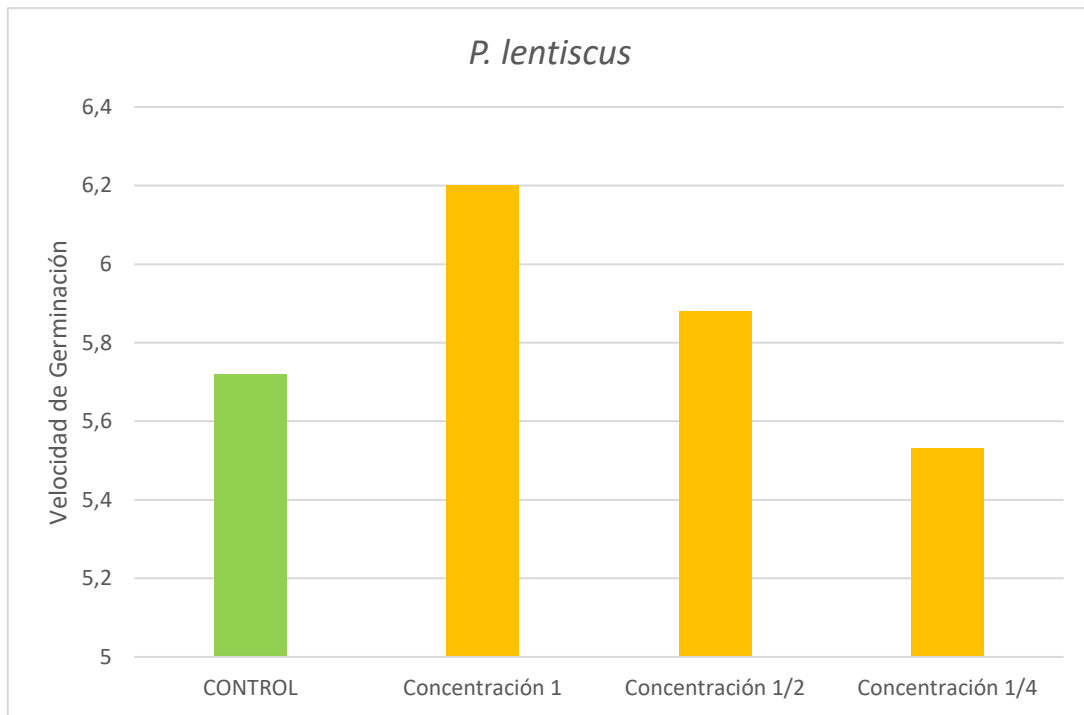


Figura 14. Velocidad de germinación (VG) de semillas de *A. dealbata* al ser tratadas con tres concentraciones diferentes de extracto de *P. lentiscus*.

Por último, el índice de la velocidad de germinación (IVG) nos indica el número de semillas que germinan el día. Al calcular dicho índice en las semillas regadas con extractos de *C. ladanifer* (Figura 15) se observa una menor germinación por día respecto al control. Esta diferencia es significativa a las tres concentraciones de extractos.

Con respecto al efecto de los extractos de *P. lentiscus* en el índice de velocidad de germinación (Figura 16), se observa que a medida que disminuye la concentración de los extractos aumenta el número de semillas germinadas al día, siendo estos valores menores respecto al control. Solamente existe diferencia significativa respecto al control con la concentración 1.

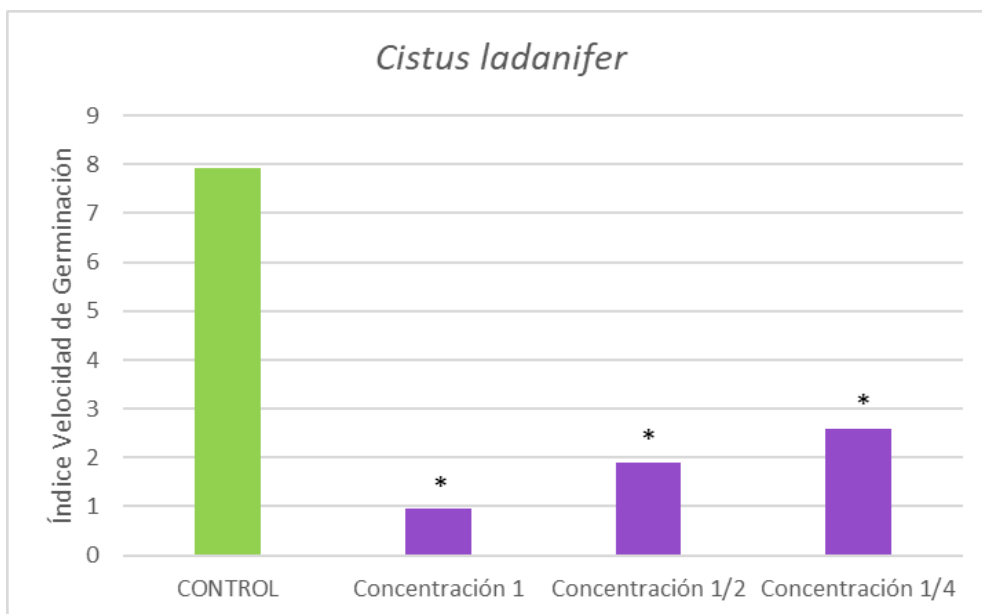


Figura 15. Índice de velocidad de germinación de las semillas de *A. dealbata* regadas con diferentes concentraciones de extracto de *C. ladanifer*.

*: diferencia significativa respecto al control (M-W, $p < 0.05$).

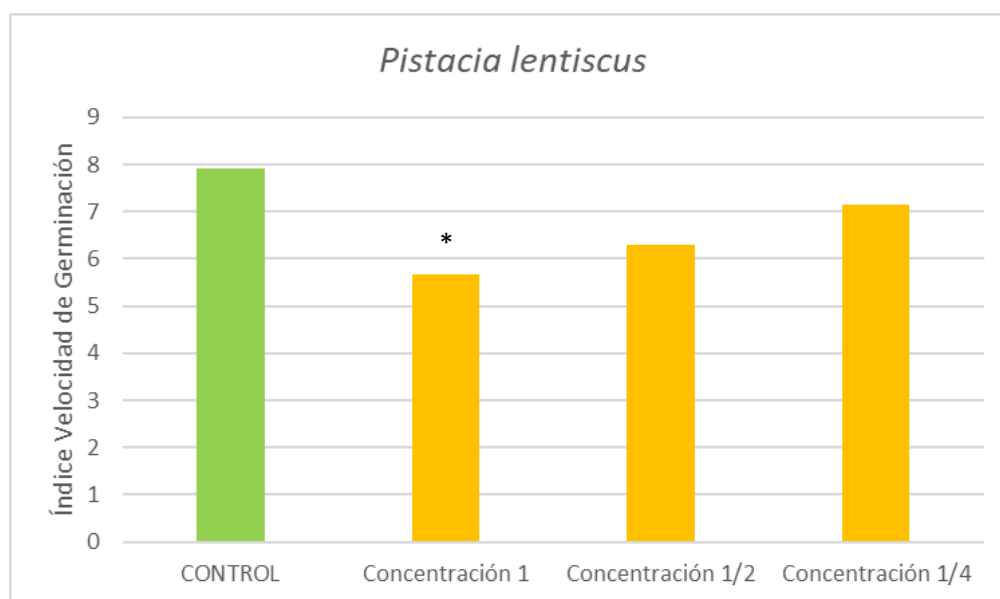


Figura 16. Índice de velocidad de germinación de las semillas de *A. dealbata* tratadas con diferentes concentraciones de extracto de *P. lentiscus*.

*: diferencia significativa respecto al control (M-W, $p < 0.05$).

6.1.2 Efecto en el desarrollo de plántulas

En las figuras 17 y 18 se representa el efecto de los extractos de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* sobre el desarrollo de las plántulas. Los valores son expresados como el porcentaje de actividad respecto al control, el cual obtuvo un tamaño medio de cotiledones de 1,6cm y de 1,26cm para las raíces.

Los cotiledones de las plántulas que fueron regadas con los extractos de *C. ladanifer* (Figura 17) presentaron un porcentaje de actividad negativo con las tres concentraciones, de las cuales, la concentración 1 y la concentración $\frac{1}{2}$ muestran diferencias significativas.

Las plántulas regadas con extractos de *P. lentiscus* desarrollaron cotiledones más pequeños con la concentración 1; y estimulan su crecimiento la concentración $\frac{1}{2}$ y $\frac{1}{4}$. La concentración 1 y la de $\frac{1}{4}$ presentan diferencias significativas respecto al control.

Respecto al efecto en el desarrollo de las raíces de las plántulas regadas con extractos de *C. ladanifer* (Figura 18) se aprecia inhibición significativa en su desarrollo a la concentración 1 y $\frac{1}{2}$. Las plántulas tratadas con el extracto a la concentración $\frac{1}{4}$ estimulan su crecimiento, aunque esta diferencia no es significativa respecto al control.

Las raíces de las plántulas regadas con los extractos de *P. lentiscus* sufrieron inhibición significativa en su desarrollo a la concentración 1 y $\frac{1}{2}$; y se estimulan significativamente cuando se riegan con el extracto a la concentración más baja ($\frac{1}{4}$).

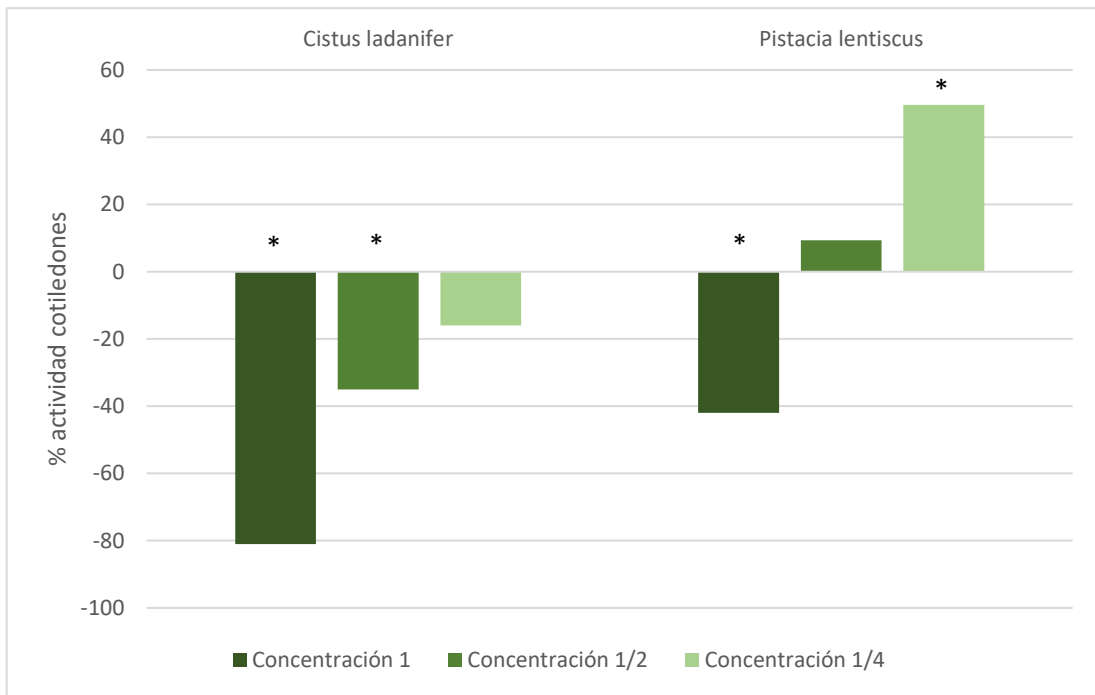


Figura 17. Porcentaje de actividad en el tamaño de los cotiledones de las plántulas de *A. dealbata* respecto al control al ser tratadas con extractos de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* a diferentes concentraciones.

*: diferencia significativa respecto al control (M-W, $p < 0.05$).

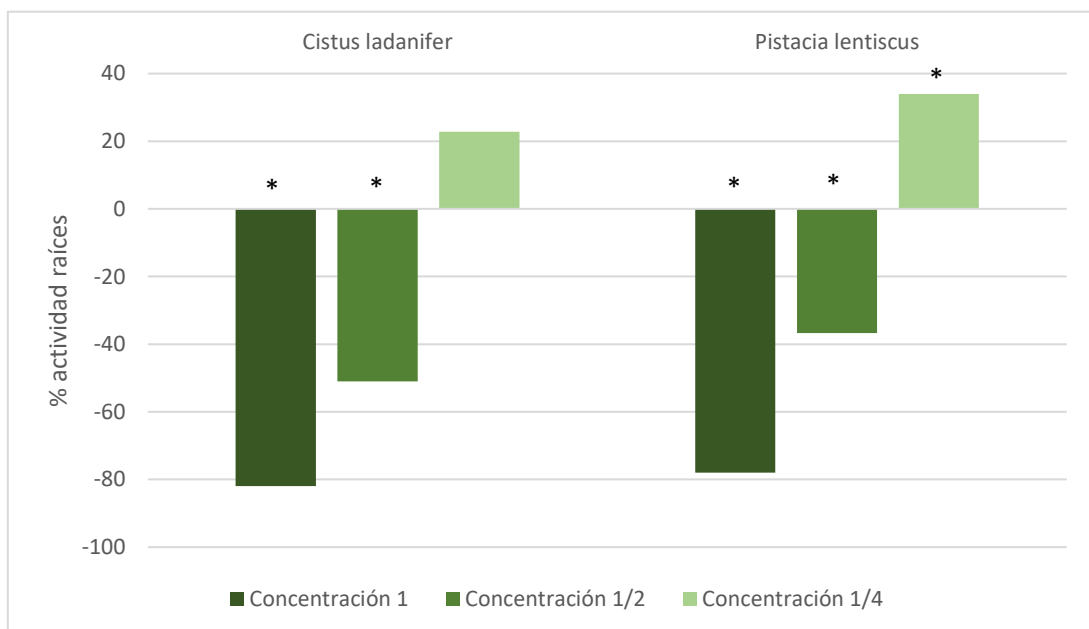


Figura 18. Porcentaje de actividad en el tamaño de las raíces de las plántulas de *A. dealbata* respecto al control al ser tratadas con extractos de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* a diferentes concentraciones.

*: diferencia significativa respecto al control (M-W, $p < 0.05$).

6.2 Bioensayo sobre el desarrollo de las plántulas

Las plántulas regadas con los extractos de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* se mantuvieron creciendo en invernadero durante 53 días, 18 en vermiculita y 35 en una mezcla de vermiculita con suelo. Cuando se pasaron las plántulas de las bandejas de vermiculita a las bandejas con suelo (19° día), con el objeto de reducir al máximo su manipulación y así evitarles daños, no se realizó ningún estudio más allá que la de tomar fotografías para observar las diferencias en su desarrollo hasta esa fecha (Imagen 1 y 2).

Como puede observarse, las plántulas regadas con los extractos de *C. ladanifer* (Imagen 1) se visualiza una inhibición en el desarrollo de las raíces en las tres concentraciones ensayadas, apreciándose un mayor efecto en el extracto de la concentración 1. Respecto al tamaño de los cotiledones y hojas, éste es bastante similar al control e incluso mayor.

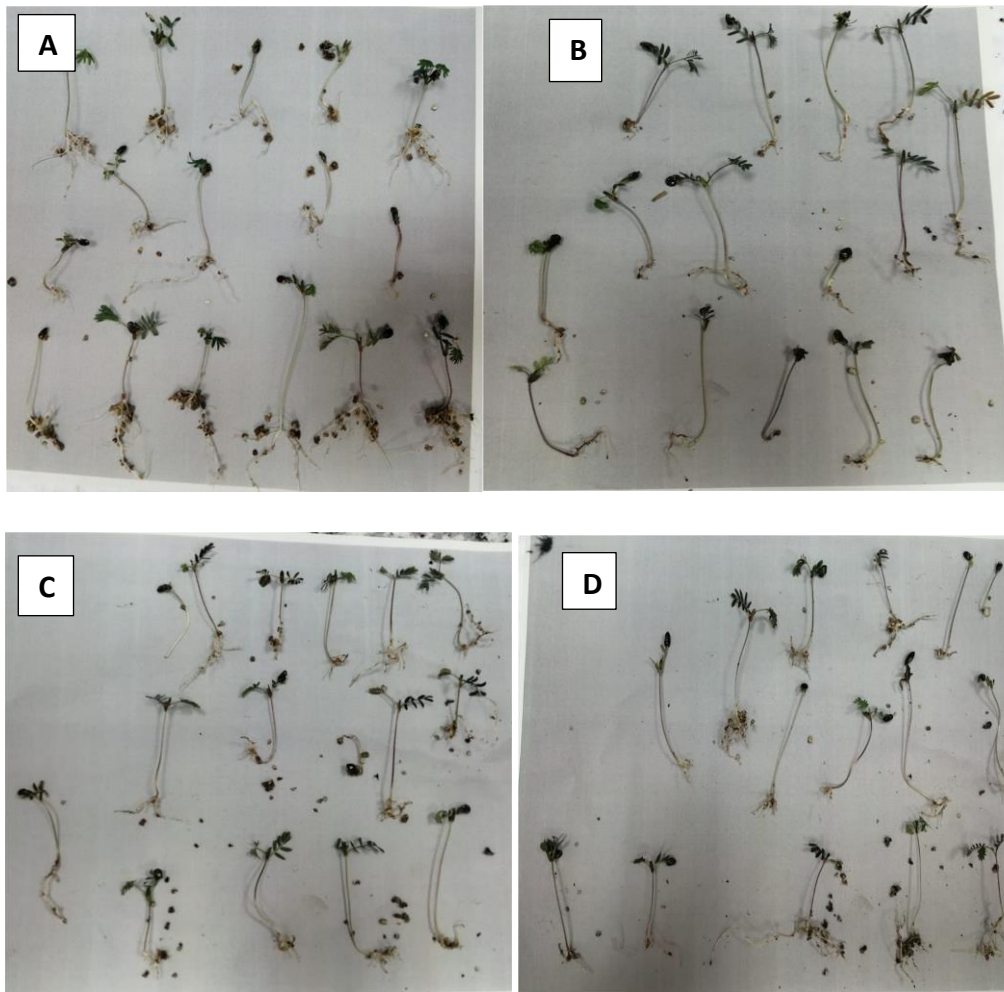


Imagen 1. Plántulas de *A. dealbata* control (A) y tratadas con extracto de *C. ladanifer* a concentración 1 (B), $\frac{1}{2}$ (C) y $\frac{1}{4}$ (D) tras haber estado 18 días creciendo en vermiculita.

En el caso de las plántulas regadas con extractos de *P. lentiscus* (Imagen 2) puede observarse que también hay una reducción en el desarrollo de raíces, aunque de manera más evidente en la concentración 1. Respecto al desarrollo de cotiledones y hojas destaca las plántulas regadas con la concentración $\frac{1}{2}$ en las que se aprecia un menor tamaño respecto al control.

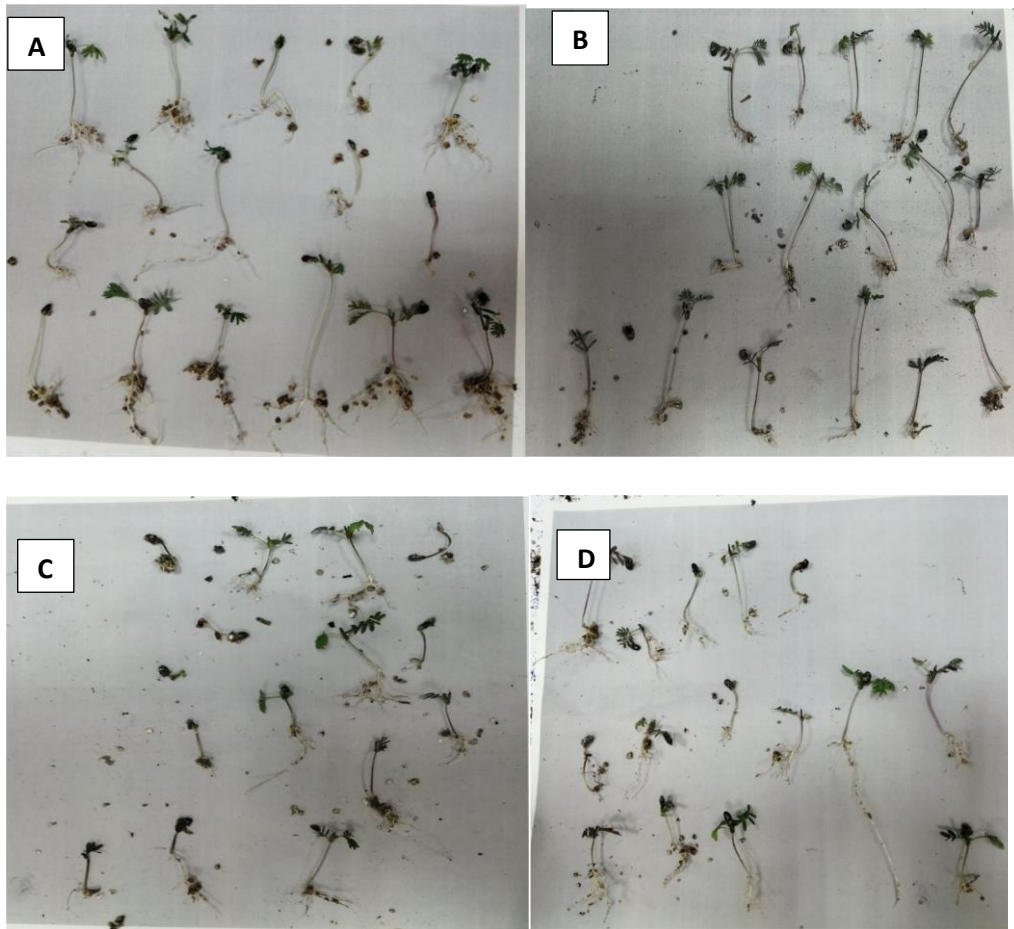


Imagen 2. Plántulas de *A. dealbata* control (A) y tratadas con extracto de *P. lentiscus* a concentración 1 (B), $\frac{1}{2}$ (C) y $\frac{1}{4}$ (D) tras haber estado 18 días creciendo en vermiculita.

Una vez pasadas las plántulas a suelo se estudió el efecto de los extractos de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* en el desarrollo de las mismas durante 35 días. Al final de la experiencia el efecto en el desarrollo se estimó mediante el cálculo del peso seco medio (g) por plántulas de las raíces y de las hojas por separado.

Como puede observarse en los resultados obtenidos en la Tabla 1, las plántulas regadas con *C. ladanifer* presentan un mayor desarrollo de hojas que el control, al contrario que las raíces las cuales presentan un menor desarrollo. Destaca el valor del peso seco de las raíces a concentración 1 y concentración a $\frac{1}{4}$ siendo bastante menor al control. Podemos apreciar un valor más alto de la relación hojas/raíces a las tres concentraciones respecto al control destacando el de la concentración 1.

<i>C. ladanifer</i>				
	<u>Control</u>	<u>Concentración 1</u>	<u>Concentración 1/2</u>	<u>Concentración 1/4</u>
Peso seco hojas	0,0924	0,1217	0,1063	0,1091
Peso seco raíces	0,0418	0,0294	0,0385	0,0352
Peso seco total	0,1342	0,1511	0,1448	0,1443
Relación Hojas/Raíces	2,2105	4,1394	2,7610	3,0994

Tabla 1. Peso seco de hojas y raíces de las plántulas de *A. dealbata* tratadas con los extractos de *C. ladanifer*. Se representa el peso medio por plántula (g).

Los datos obtenidos a partir de las plantas regadas con extractos de *P. lentiscus* (Tabla 2) indican una inhibición en el desarrollo de las raíces a las tres concentraciones. En la concentración 1 observamos un mayor peso seco en las hojas y una mayor relación hojas/raíces respecto al control. Las concentraciones $\frac{1}{2}$ y $\frac{1}{4}$ también presentan una mayor relación hojas/raíces, pero su valor es más cercano al valor control.

<i>P. lentiscus</i>				
	<u>Control</u>	<u>Concentración 1</u>	<u>Concentración 1/2</u>	<u>Concentración 1/4</u>
Peso seco hojas	0,0924	0,1154	0,0741	0,0894
Peso seco raíces	0,0418	0,0342	0,0291	0,0317
Peso seco total	0,1342	0,1496	0,1032	0,1211
Relación Hojas/Raíces	2,2105	3,3742	2,5463	2,8201

Tabla 2. Peso seco de las hojas y raíces de las plántulas de *A. dealbata* tratadas con los extractos de *P. lentiscus*. Se representa el peso medio por plántula (g).

7. DISCUSIÓN

La presencia de especies exóticas invasoras está aumentando considerablemente y, debido a los efectos negativos que tiene sobre los ecosistemas y sobre la economía, cada vez hay más interés en conocer los factores que determinan su abundancia y distribución (Orians & Ward, 2010). Para ello, es muy importante el estudio de sus estrategias de colonización, las cuales están altamente relacionadas con sus características. Estas plantas tienen una alta velocidad de germinación, maduración y crecimiento, así como una gran plasticidad fenotípica, eficaces mecanismos de dispersión (Lorenzo & González, 2010; Ziller, 2001) y estrategias de invasión como la alelopatía. Esta es una estrategia común en numerosas plantas invasoras cuya eficacia ha sido demostrada (Kalisz et al. 2021; Chen et al. 2017). Sin embargo, también se ha demostrado alelopatía en plantas nativas para aumentar su resistencia a especies invasoras (Zheng et al. 2019). Las especies mediterráneas están adaptadas a condiciones de alto estrés tanto biótico como abiótico lo que ha llevado al desarrollo de capacidad alelopática de algunas para facilitar su supervivencia (Scognamiglio et al. 2013) y desarrollar cierta resistencia a procesos de invasión. Así pues, es interesante y necesario el estudio de los efectos alelopáticos de especies nativas mediterráneas sobre especies invasoras.

Al estudiar el efecto de los extractos acuosos de *C. ladanifer* y *P. lentiscus* sobre la germinación de las semillas de *A. dealbata* se observa que ambas especies tienen un efecto inhibitorio en el porcentaje de germinación, velocidad de germinación e índice de velocidad de germinación. Estos extractos no solamente inhiben la germinación sino también la velocidad de germinación, parámetro que nos da una visión más cercana y real de la alelopatía, pues el retraso en la velocidad de germinación es muy importante para el establecimiento de las especies en condiciones naturales, pues afecta a la oportunidad de la planta para establecerse al no poder aprovechar las condiciones favorables para ello (De la Cuadra, 1993).

De las dos especies nativas elegidas, la que mayor efecto negativo ejerce sobre *A. dealbata* es *C. ladanifer*. Aunque a las dos especies se les atribuye actividad alelopática (Chaves et al. 2001; Ismail et al. 2012) el efecto sobre las especies dianas sobre las que actúan pueden ser diferente. De hecho, en el trabajo realizado por Chaves et al. 2023 el

efecto alelopático cuantificado por estas dos especies sobre *Echium plantagineum* L. y *Lavandula stoechas* L. difiere según la especie origen y diana. De esta forma, *P. lentiscus* ejerce un efecto negativo más intenso sobre *L. stoechas* que *C. ladanifer*, y por el contrario, *E. plantagineum* se ve más afectada negativamente por *C. ladanifer* que por *P. lentiscus*. Es de señalar que la composición química de los compuestos alelopáticos de estas dos especies mediterráneas difiere, por lo que esto podría influir en el efecto que ejercen sobre diferentes especies (González-Félix, 2022).

Cabe destacar, como se muestra en la figura 14, que a concentraciones bajas de extractos de *P. lentiscus* se produce cierta estimulación en la velocidad de germinación de las semillas. Estos resultados podrían catalogarse como contradictorios, pero lo que pone de manifiesto es que la acción de los compuestos constituyentes de los extractos es dependiente de la concentración utilizada. Datos similares se han obtenido en estudios previos, como por ejemplo los ensayos realizados por Wang *et al.* (2022), donde el efecto de extractos acuosos de *Adenosma buchneroides* Bonati. sobre la germinación de semillas de arroz y maíz difiere según la concentración de extracto, pasando de ser negativo cuando se riegan con una concentración de 10g/L, a estimularla a concentraciones de 5g/L. Igualmente en el trabajo realizado por Scavo *et al.* 2018 en el que se estudiaron los efectos de extractos acuosos de *Cynara cardunculus* L. sobre varias especies Mediterráneas, bajas concentraciones de extractos producían cierta estimulación en el desarrollo de las plántulas.

Respecto a los bioensayos sobre el desarrollo de las plántulas en placas Petri, ambas especies afectan negativamente al crecimiento de las plántulas de *A. dealbata*, y nuevamente son los extractos de *C. ladanifer* los que provocan más inhibición.

El efecto negativo sobre el desarrollo de las plántulas es un factor importante a tener en cuenta, ya que un menor tamaño de raíz puede implicar mayor dificultad en la obtención de recursos del substrato y, por otro lado, un menor crecimiento del tallo puede provocar dificultades en la obtención de recursos del medio aéreo. Al igual que en los bioensayos con las semillas se observa un efecto dependiente de la concentración. Además, en este caso las concentraciones $\frac{1}{4}$ de ambas especies provocan cierta estimulación en el crecimiento, tanto de los cotiledones como de las raíces, siendo en algunos casos significativa.

Los resultados también indican que los extractos de ambas especies afectan más negativamente al crecimiento de las raíces que a los cotiledones, corroborando los resultados obtenidos en otros estudios donde se considera que el parámetro más sensible para cuantificar el efecto alelopático de una especie es el desarrollo de las raíces (Yang *et al.* 2023; Li *et al.* 2021).

Cuando el experimento se prolonga, tras el desarrollo de las plántulas en vermiculita y posteriormente en la mezcla de vermiculita y suelo, *C. ladanifer* provoca también una disminución en el peso de las raíces, aunque con valores no muy lejanos al control. El valor de la relación hojas/raíces es mayor al control en las tres concentraciones, demostrándose la inhibición en el crecimiento de las raíces, pero cierta estimulación en el desarrollo de las hojas. Por otro lado, *P. lentiscus* también provoca un menor desarrollo de raíces en todas las concentraciones respecto al control. Con estos datos se corrobora el efecto de los extractos acuosos de estas dos especies principalmente sobre el desarrollo de las raíces.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, se podría decir que *C. ladanifer* es una especie más eficaz en el control de *A. dealbata* que *P. lentiscus*, ya que retrasa en mayor medida la germinación y, posteriormente, sobre las plántulas, disminuye de manera más acentuada su crecimiento y se observa que cada especie tiene unos efectos diferentes sobre la germinación y desarrollo de esta especie.

En otros estudios también se ha demostrado que especies nativas pueden inhibir a invasoras. En el estudio realizado por Zheng *et al.* (2019) los extractos acuosos de varias especies nativas inhibían la germinación de semillas de la especie invasora *M. micrantha*. De la misma forma, se demostró que varias especies nativas inhibían la germinación de especies invasoras en el estudio de Cummings *et al.* (2012).

En resumen, se podría decir que para el tratamiento de especies invasoras con soluciones acuosas de plantas nativas alelopáticas es más eficaz el uso de extractos a altas concentraciones. Respecto a las especies utilizadas, hay determinadas especies que presentan mayor eficacia que otras, concretamente en este estudio, es más eficaz el uso de *C. ladanifer* para el control de *A. dealbata*.

8. CONCLUSIONES

De los resultados de este estudio se puede concluir que las especies nativas aquí estudiadas (*C. ladanifer* y *P. lentiscus*) inhiben la germinación de semillas y alteran el desarrollo de las plántulas de la especie invasora *A. dealbata*, aunque no de manera equitativa las dos especies.

Por lo tanto, las especies nativas alelopáticas sí que podrían contemplarse para ser utilizadas para el control de especies exóticas invasoras. Sin embargo, sería necesaria la realización de más ensayos que proporcionaran más información y que permitan una mayor optimización en los métodos de ensayo.

9. BIBLIOGRAFÍA

ARANITI F., SORGONÀ A., LUPINI A. & ABENAVOLI M.R. 2012. Screening of Mediterranean wild plant species for allelopathic activity and their use as bio-herbicides. *Allelopathy journal* 29 (1): 107-124.

ÁLVAREZ, M. A. 2014. *Plant Secondary Metabolism*. Plant Biotechnology for Health. pp 15-31. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-05771-2_3

BALESTRINI R., BRUNETTI C., CAMMARERI M., CARETTO V., CAVALLARO V., COMINELLI E., DE PALMA M., DOCIMO T., GIOVINAZZO G., GRANDILLO S., LOCATELLO F., LUMINI E., PAOLO D., PATANÈ C., SPARVOLI F., TUCCI M. & ZAMPIERI E. 2021 Strategies to Modulate Specialized Metabolism in Mediterranean Crops: From Molecular Aspects to Field. *Int. J. Mol. Sci.*, 22(6), 2887. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms22062887>

BATISH D., PAL-SINGH H., KAUR S., KUMAR-KOHLI P. & KUMAR-KOHLI R. 2013. Novel weapon hypothesis for the successful establishment of invasive plants in alien environments. In: *Invasive Plant Ecology*. 19-28. DOI: 10.1201/b13865-4

BLANCO Y. 2006. La utilización de la alelopatía y sus efectos en diferentes cultivos agrícolas. *Cultivos tropicales*, 27(3): 5-16.

CALLAWAY R. M. & RIDENOUR W. M. 2004. Novel weapons invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2 (8).

CAPDEVILA ARGÜELLES, L., ZILLETTI, B. & SUÁREZ ÁLVAREZ, V. 2006. *Especies Exóticas Invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y el manejo* (Informe Técnico). Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de España. 146 pp.

CHAVES LOBÓN N., GONZÁLEZ FÉLIX M. & ALÍAS GALLEGO J.C. 2023. Comparison of the Allelopathic Potential of Non-Native and Native Species of Mediterranean Ecosystems. *Plants*, 12(4), 972. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants12040972>

CHAVES N., SOSA T., ALÍAS J.C. & ESCUDERO J.C. 2001. Identification and effects of interaction phytotoxic compounds from exudate of *C. ladanifer* leaves. *Journal of chemical Ecology* 27 (3): 611-621.

CHAVES N., SOSA T., ALÍAS J.C. & ESCUDERO J.C. 2002. Allelopathic potential of *Cistus ladanifer* chemicals in response to variations of light and temperature. *Chemoecology*, 12(3): 139-145. DOI: 10.1007/s00012-002-8339-0

CHAVES N., SOSA T., ALÍAS J.C. & ESCUDERO J.C. 2003. Germination inhibition of herbs in *Cistus ladanifer* L. soils: Possible involvement of allelochemicals. *Allelopathy Journal* 11(1): 31-42.

CHEN B., CHEN W. & LIAO H. 2017. Role of allelopathy in plant invasion and control of invasive plants. *Allelopathy Journal* 41(2): 155-166.

CHENGXU W., MINGXING Z., XUHUI C. & BO Q. 2011. Review on Allelopathy of Exotic Invasive Plants. *Procedia Engineering*, 18: 240-246

Cruz, O., Riveiro, S.F., Arán, D., Bernal, J., Casal, M., Reyes, O. "Germinative behaviour of *Acacia dealbata* Link, *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle and *Robinia pseudoacacia* L. in relation to fire and exploration of the regenerative niche of native species for the control of invaders", [en línea]. *Revista Global Ecology and Conservation. Volumen 31. (2021)*. Dirección URL: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01811>

CUMMINGS J.A., PARKER I. M. & GILBERT G.S. 2012. Allelopathy: a tool for weed management in forest restoration. *Plant Ecology* 213: 1975-1989. DOI: 10.1007/s11258-012-0157-x

DAUDIN G., MORYS M. & O'ROURKE K. 2010. Globalization, 1870-1914. *The Cambridge Economic History of Modern Europe*. Cambridge University Press (CUP). pp 5-29. DOI: 10.1017/CBO9780511794841.003

DE LA CUADRA C. 1993. *Germinación, latencia y dormición de las semillas* (Informe Técnico). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 24 pp.

DOMINGUES DE ALMEIDA J. & FREITAS H. 2002. Acerca de algunas plantas vasculares invasoras em Portugal continental. *Studia botánica*, 21: 27-35.

EHRENFELD D. 2005. The environmental limits of globalisation. *Conservation Biology*, 19: 318-326.

FERNÁNDEZ C. 2008. *Acacia dealbata*. *Asturnauta.com*. Dirección URL: <https://www.asturnatura.com/fotografia/flora/acacia-dealbata-2/4291.html>

FERNÁNDEZ C. 2010. *Acacia dealbata*. *Asturnauta.com* Dirección URL: <https://www.asturnatura.com/fotografia/flora/acacia-dealbata/9729.html>

FERNÁNDEZ C. 2015. *Pistacia lentiscus*. *Asturnauta.com* Dirección URL: <https://www.asturnatura.com/fotografia/flora/pistacia-lentiscus-3/23527.html>

FLORENCIA-SPALAZZI, M. 2016. *Caracterización de diferentes aspectos regenerativos de la especie exótica naturalizada Acacia dealbata Link (Córdoba, Argentina)*. Thesis, National University of Córdoba. 41pp.

FUMIKO S. 2021. *Plant Secondary Metabolism*. Encyclopedia of Life Sciences. DOI: 10.1002/9780470015902.a0029311

GONZÁLEZ FÉLIX M. 2022. *Estudio de la capacidad alelopática de especies exóticas invasoras (Badajoz, Spain)*. Trabajo Final de Grado. Universidad de Extremadura. 71pp.

GORI A., TATTINI M., CENTRITTO M., FERRINI F., MARINO G., MORI J., GUIDI L. & BRUNETTI C. 2019. Seasonal and daily variations in primary and secondary metabolism of three maquis shrubs unveil different adaptive responses to Mediterranean climate. *Conservation Physiology*, 7(1). DOI: 10.1093/conphys/coz070.

HASHOUM H., SANTONJA M., GAUQUELIN T., SAATKAMP A., GAVINET J., GREFF S., LECAREUX C., FERNÁNDEZ C. & BOUSQUET-MÉLOU A. 2017. Biotic interactions in a Mediterranean oak forest: role of allelopathy along phenological development of woody species. *European Journal of Forest Research*, 136: 699-710.

LECAREUX C., FERNÁNDEZ C. & BOUSQUET-MÉLOU A. 2017. Biotic interactions in a Mediterranean oak forest: role of allelopathy along phenological development of woody species. *European Journal of Forest Research*, 136: 699-710.

LI J., CHEN L., CHEN Q., MIAO Y., PENG Y., HUANG B., GUO L., LIU D. & DU H. 2021. Allelopathic effect of *Artemisia argyi* on the germination and growth of various weeds. *Scientific reports*, 11: 4303. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83752-6>

HELLMANN J.J., BYERS J.E., BIERWAGEN B.G. & DKES J.S. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology*, 22: 534-543. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00951

ISMAIL A., LAMIA H., MOHSEN H. & BASSEM J. 2012. Chemical composition and herbicidal effects of *Pistacia lentiscus* L. essential oil against weeds. *Int. J. Med. Aromat. Plants* 2: 558-565.

KALISZ S., KIVLIN S.N. & BIALIC-MURPHY L. 2021. Allelopathy is pervasive in invasive plants. *BiolInvasions*, 23: 367-371. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02383-6>

LORENZO P. & GONZÁLEZ L. 2010. Alelopatía: una característica ecofisiológica que favorece la capacidad invasora de las especies vegetales. *Ecosistemas* 19: 79-91.

MCNEELY, J. 2001. Invasive species: a costly catastrophe for native biodiversity. *Land use and Water Resources Research*, 1: 1-10.

MENÉNDEZ J. L. 2013. *Cistus ladanifer*. *Asturnauta.com*. Dirección URL: <https://www.asturnatura.com/especie/cistus-ladanifer>

MENÉNDEZ J. L. 2016. *Pistacia lentiscus*. *Asturnauta.com*. Dirección URL: <https://www.asturnatura.com/especie/pistacia-lentiscus#:~:text=El%20lentisco%20es%20un%20arbusto,que%20desprende%20toda%20la%20planta>

MENÉNDEZ J. L. 2019. *Cistus ladanifer*. *Asturnauta.com* Dirección URL: <https://www.asturnatura.com/fotografia/flora/cistus-ladanifer-subsp-ladanifer-3/34612.html>

MITECO. 2013. *Acacia dealbata* Link. Fichas especies invasoras. (Informe Técnico) *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto demográfico*. Dirección URL: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/acaciadealbatalink_tcm30-439582.pdf

ORIAN S.C.M. & WARD D. 2010. Evolution of Plant Defenses in Nonindigenous Environments. *Annual Reviews*, 55:439-459.

OVIEDO MOYA, M. 2020. *Progresos en la investigación del uso de alelopáticos en la agricultura (Jaén, Spain)*. Thesis. University of Jaén. 51pp.

PAZ-KAGAN T., SILVER M., PANOV N. & KARNIELI A. 2019. Multispectral Approach for Identifying Invasive Plant Species Based on Flowering Phenology Characteristics. *Remote sens*, 11: 953. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs11080953>

PECE, M., GAILLARD, C., ACOSTA, M., BRUNO, C. Y SAAVEDRA, S. 2010. Tratamientos pregerminativos para tipa colorada (*Pterogyne nitens* Tul.). *Foresta veracruzana*, 12: 17-25.

QU T., DU X., PENG Y. GUO W., ZHAO C & LOSAPIO G. 2021. Invasive species allelopathy decreases plant growth and soil microbial activity. *PLoS ONE* 16(2): e0246685. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246685>

SAMPIETRO, D. A. 2003. *Alelopatía. Concepto, características, metodología de estudio e importancia* [en línea]. Universidad Nacional de Tucumán. Dirección URL: <
<https://w3.ual.es/personal/edana/bot/mh/complemento/docufijos/revalelo.htm> >

SCAVO A., RESTUCCIA A., PANDINO G., ONOFRI A. & MAUROMICALE G. 2018. Allelopathic effects of *Cyara cardunculus* L. leaf aqueous extracts on seed germination of some Mediterranean weed species. *Italian Journal of Agronomy*, 13: 10-21.

SCOGNAMIGLIO M., D'ABROSCA B., ESPOSITO A., PACIFICO S., MONACO P. & FIORENTINO A. 2013. Plant growth inhibitors: allelopathic role of phytotoxic effects? Focus on Mediterranean biomes. *Phytochemistry Reviews*. DOI: 10.1007/s11101-013-9281-9.

SOON TEOH E. 2015. Secondary Metabolites of Plants. *Medicinal Orchids of Asia*. pp 59-73. DOI: 10.1007/978-3-319-24274-3_5

WANG C., QI J., LIU Q., WANG Y. & WANG H. 2022. Allelopathic potential of Aqueous Extracts from Fleagrass (*Adenosma buchneroides* Bonati) against Two Crop and Three Weed Species. *Agriculture*, 12: 1103. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture12081103>

YANG H., SONG J. & YU X. 2023. *Artemisia baimaensis* allelopathy has a negative effect on the establishment of *Elymus nitans* artificial grassland in natural grassland. *Plant signaling and behaviour*, 18 (1): 2163349. DOI: <https://doi.org/10.1080/15592324.2022.2163349>

ZAMORANO C. 2006. Alelopatía: un Nuevo reto en la ciencia de las arvenses en el trópico. *Agron*, 14 (1): 7-15.

ZHENG J., OU Q., ZHANG T., LIANG W., LI B. & PENG C. 2019. Can allelopathy be used to efficiently resist the invasion of exotic plants in subtropical forests? *BioInvasions Records*, 3: 487-499. DOI: <https://doi.org/10.3391/bir.2019.8.3.03>

ZILLER, S. R. 2001. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. *Ciência Hoje*, 30: 1-6.