



# Control de flora invasora en el litoral: evaluación de la eficacia mediante pruebas piloto



PROGRAMA  
**Cooperación  
Transfronteriza**  
España-Fronteras Exteriores



**Unión Europea**

Fondo Europeo  
de Desarrollo Regional


*Investimos en su futuro*



**JUNTA DE ANDALUCÍA**

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO





**Control de  
flora invasora  
en el litoral:  
evaluación de la  
eficacia mediante  
pruebas piloto**

**EDITA:**

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía.

**Autores:**

Juan García-de-Lomas, Elías D. Dana, David M. García-Ocaña, Vanesa Gámez, Antonio Romero, José García-Morilla, David Gimeno, José L. Caparrós y Guillermo Ceballos.

**Agradecimientos:**

A todas las personas que han participado en el diseño, planificación y ejecución de los trabajos, especialmente a: Emilio Retamosa, José Manuel Quero, José Manuel López, Antonio Gómez, José M. García, Javier Galindo, Lorenzo Carrascosa, Ana M<sup>a</sup> Pello, Luis Canedo, Antonio M. Leiva, Cecilio Compán, Francisco Ortiz, Jose Antonio Viciano, Sebastián Amate, Jesús T. Hernández, Francisco Braza, Miguel Pérez, Francisco A. Rivera, José M<sup>a</sup> Sánchez y José Santos, así como a Vicente Del-toro y Jason Ferrell por compartir sus experiencias en el control de estas especies en otras regiones. Gracias por los esfuerzos realizados para que este trabajo llegase a buen puerto.

**Fotografías:**

Repositorio de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio

Este trabajo ha sido realizado por iniciativa de la **Dirección General de Gestión del Medio Natural**.

**Impresión digital.**

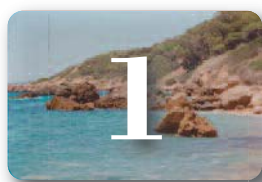
**Depósito legal:** SE-1677-2014



# Índice

<b>1. Introducción y objetivos .....</b>	<b>3</b>
<b>2. Ensayos a escala piloto: prevenir la amplificación de errores .....</b>	<b>5</b>
<b>3. Indicadores utilizados para evaluar la idoneidad del método .....</b>	<b>6</b>
3.1. Cómo determinar la magnitud de los trabajos en función del grado de invasión ....	7
3.2. Recursos necesarios para llevar a cabo una actuación de eliminación de especies exóticas invasoras .....	8
3.3. Indicadores del coste .....	9
3.4. Indicadores de efectividad .....	11
3.5. Indicadores de recuperación del ecosistema nativo .....	12
3.5.1. Comunidad vegetal .....	13
3.5.2. Comunidad de artrópodos errantes terrestres .....	15
3.5.3. Análisis estadístico .....	16
3.6. Otros aspectos claves para la efectividad y la recuperación: época de la actuación .....	18
<b>4. Algunas consideraciones generales de las actuaciones .....</b>	<b>20</b>
4.1. Señalización y aislamiento de la zona de actuación .....	20
4.2. Adaptarse a las eventualidades: disponibilidad de personal y fenómenos climáticos .....	21
4.3. Etapas y metodologías generales de los ensayos .....	21
<b>5. Estudio de casos .....</b>	<b>25</b>
5.1. Sisal ( <i>Agave sisalana</i> ) .....	25
Características de la especie .....	25
Área de trabajo .....	26
5.1.1. Los bulbillos como mecanismo de expansión de <i>Agave</i> .....	28
5.1.2. Eliminación mediante extracción mecánica selectiva .....	29
5.1.3. Desbroce y cubrimiento con geotextil .....	30
5.1.4. Tratamientos con herbicida .....	34
5.1.5. ¿Cómo afecta <i>Agave sisalana</i> a la vegetación nativa? .....	38
5.1.6. ¿Cómo afecta <i>Agave sisalana</i> a la comunidad de artrópodos errantes? .....	41
5.2. Lantana o bandera española ( <i>Lantana camara</i> ) .....	46
Características de la especie .....	46
Área de trabajo .....	47
5.2.1. Desbroce y cubrimiento con geotextil .....	48
5.2.2. ¿Cómo afecta <i>Lantana camara</i> a la comunidad vegetal? .....	54
5.2.3. ¿Cómo afecta <i>Lantana camara</i> a la comunidad de artrópodos errantes? .....	57
5.3. Acacia o mimosa ( <i>Acacia saligna</i> ) .....	59
Características de la especie .....	59
Área de trabajo .....	60

5.3.1. Tala, retirada de hojarasca y posterior tratamiento de rebrotes mediante aplicación foliar de herbicidas (por aspersión) .....	63
5.3.2. Aplicación de herbicida mediante inyección en la base del tronco .....	65
5.3.3. ¿Cómo afecta <i>Acacia saligna</i> a la comunidad vegetal? .....	68
5.4. Chumbera ( <i>Opuntia dillenii</i> ) .....	69
Características de la especie .....	69
Área de trabajo .....	70
5.4.1. Aplicación foliar de herbicidas .....	70
5.4.2. Desbroce y enterramiento .....	73
5.5. Caña ( <i>Arundo donax</i> ) .....	75
Características de la especie .....	75
Área de trabajo .....	76
5.5.1. Desbroce y cubrimiento con geotextil .....	76
5.5.2. ¿Cómo afecta <i>Arundo donax</i> a la comunidad vegetal? .....	80
<b>6. Eficacias y grado de dificultad de cada tratamiento para cada especie .....</b>	<b>82</b>
<b>7. Bibliografía .....</b>	<b>85</b>
<b>8. Anexo: Fichas de tratamientos probados para cada especie .....</b>	<b>90</b>
8.1. Sisal ( <i>Agave sisalana</i> ) .....	90
8.2. Lantana o bandera española ( <i>Lantana camara</i> ) .....	92
8.3. Mimosa o Acacia ( <i>Acacia saligna</i> ) .....	93
8.4. Chumbera brava ( <i>Opuntia dillenii</i> ) .....	95
8.5. Caña ( <i>Arundo donax</i> ) .....	96



## Introducción y objetivos

---

**E**l litoral es, junto a los ríos y lagos, uno de los ambientes más demandados por el ser humano a nivel global. Esta estrecha franja de territorio concentra al menos el 10% de la población mundial, superando el 50% de la población de algunos países como Bahamas, Holanda o Vietnam (McGrath et al. 2007; Small y Nichols 2003). Numerosos usos requieren el litoral para su desarrollo (turismo de sol y playa, puertos comerciales y deportivos, industrias, etc.) que pueden conllevar la destrucción de ecosistemas frágiles. Las condiciones ambientales atemperadas por el mar no solo son agradables para el hombre sino también para un amplio abanico de especies, que junto al paisaje litoral, son elementos de interés de conservación. Asociado al gran número de actividades que se producen en la costa (urbanizaciones, intercambio de personas y mercancías, etc.) se produce una elevada entrada de propágulos de especies exóticas, que son introducidas con distintos fines (ej., especies ornamentales, alimentación, mascotas, caza y pesca, etc.) o bien llegan de manera accidental a través del comercio de mercancías, aguas de lastre, etc. El litoral es por tanto una de las zonas más propensas a sufrir invasiones biológicas (Fig. 1), que constituyen en la actualidad una de las principales amenazas para la biodiversidad. Es por tanto indispensable discernir las especies potencialmente invasoras (García-de-Lomas et al. 2014) como saber cuándo es prioritario actuar en el caso de que se produzca una invasión (Dana et al. 2014). En este sentido, el conocimiento de las técnicas más eficaces y sus efectos sobre la recuperación de ecosistema invadido es una cuestión clave en la priorización y selección de actuaciones.

El presente manual expone diferentes metodologías de control de plantas exóticas invasoras, obtenidas durante el desarrollo del proyecto de cooperación transfronteriza *POCTEFEX TRANSHABITAT\_0087* (Andalucía - Marruecos) de la Unión Europea, dentro de la acción "Desarrollo de técnicas de control de flora invasora del litoral".

Se han seleccionado especies que han demostrado su potencial invasor en



**Fig. 1.** Playa invadida por diferentes plantas exóticas, ejemplo de caso extremo de invasión. Entre las especies exóticas aparece en primer término *Carpobrotus acinaciformis*, oriundo de Sudáfrica; *Agave americana* (procedente de México), *Arundo donax* (originario de Asia), *Yucca aloifolia* (nativa del Sur de Norteamérica), *Acacia saligna* (al fondo a la izquierda y nativa de Australia), *Opuntia ficus-indica* (nativa del Sur de Norteamérica).

áreas litorales, incluyendo varios tipos funcionales que permitan abordar un mayor espectro de situaciones de invasión. Entre ellas se incluyen árboles (*Acacia saligna*), arbustos leñosos (*Lantana camara*) y suculentos (*Opuntia dillenii*, *Agave* spp.) y hierbas leñosas perennes (*Arundo donax*). El propósito del trabajo es comparar diferentes técnicas en base a criterios de coste-efectividad, probadas a escala piloto, que permitan seleccionar para actuaciones futuras los métodos más eficaces y que favorecen una mejor restauración de los ecosistemas naturales. Para ello, la ejecución de los diferentes métodos se ha acompañado de la medición de una serie de indicadores, relacionados tanto con el coste de la propia metodología como con el grado de efectividad para eliminar la especie invasora y recuperar la flora y fauna nativas.





## Ensayos a escala piloto: prevenir la amplificación de errores

---

**L**a gestión de las especies exóticas invasoras es una disciplina reciente y los escenarios invadidos son muy numerosos. Como consecuencia todavía existe un amplio desconocimiento de cómo abordar actuaciones encaminadas a la erradicación, contención o control para el amplio elenco de especies exóticas invasoras y situaciones de invasión. Afortunadamente, las experiencias publicadas son cada vez más numerosas, aunque muchas siguen permaneciendo dispersas en la literatura “gris”. Otras tantas experiencias no llegan nunca a ser publicadas, a veces debido a un resultado indeseado o un fracaso en la consecución del objetivo, a pesar del interés que tiene conocer estos fracasos para no repetirlos. Es por tanto fundamental incrementar el conocimiento y experiencias sobre las técnicas de eliminación de especies exóticas invasoras.

A menudo se ha procedido de manera reactiva, en respuesta a una invasión desarrollada, lo que reduce las posibilidades de erradicación y requiere inversiones mucho mayores que en el caso de invasiones incipientes. Tampoco es raro que se inicien este tipo actuaciones a gran escala aplicando métodos de control que no han sido previamente testados, o no se conozcan bien los costes de la actuación y su mantenimiento posterior. Aspectos básicos como el tiempo necesario para la ejecución o el volumen de biomasa vegetal que saldrá de eliminar plantas invasoras son a menudo desconocidos o difíciles de predecir. Estos vacíos en la estimación de esfuerzos y costes necesarios pueden dar lugar a sorpresas imprevistas que acaben en una ejecución incompleta de la actuación, que apliquen los procedimientos de manera subóptima o se supere la inversión prevista inicialmente. En cualquier caso, estos aspectos menoscaban la eficacia y eficiencia de la actuación y comprometen el objetivo perseguido. En este sentido, la realización de ensayos a escala piloto, de manera previa a iniciar una actuación a mayor escala, ayuda a orientar cómo abordar los trabajos, permite estimar los esfuerzos y costes y superar las numerosas eventualidades que suelen surgir durante la gestión de sistemas vivos. De otro modo, los errores de planificación pueden amplificarse tanto como la magnitud de la actuación.



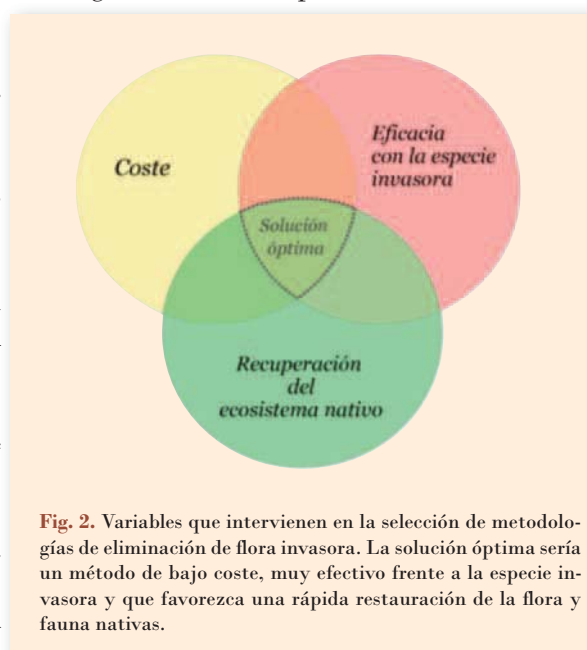
## Indicadores utilizados para evaluar la idoneidad del método

**P**ara conocer el grado de éxito de una actuación, ésta debe ir acompañada de la medición periódica de una serie de indicadores, previamente escogidos según los fines. En este caso, para conocer el coste-eficacia de cada método empleado, es preciso establecer indicadores relacionados tanto con el coste de la propia metodología (dinero invertido en materiales, maquinaria, eliminación de residuos, personal empleado) como con el grado de efectividad para eliminar la especie invasora (Tabla 1). Algunas preguntas que hay que hacerse son: ¿Los individuos tratados mueren? ¿Son capaces de rebrotar? ¿Salen numerosos plantones a partir del banco de semillas del suelo?

Clase	Indicador	Unidad	Frecuencia de medición
Coste	Gasto de materiales, maquinaria, tareas previas	€	Al final de la actuación
	Gasto de personal	Jornales × €/jornal	Al final de la actuación
	Duración de la actuación	Días	Al final de la actuación
Superficie	Superficie tratada	m <sup>2</sup>	Al final de la actuación
Efectividad	Grado de eliminación de ejemplares adultos	% eliminado respecto a la cantidad inicial	3 meses
	Grado de eliminación de ejemplares juveniles (bulbillos o hijuelos)	% eliminado respecto a la cantidad inicial	3 meses
	Aparición de rebrotes tras la actuación	Frecuencia de aparición; Nº de rebrotes/m <sup>2</sup> ; % de cobertura	3 meses
	Aparición de nuevos plantones tras la actuación	Nº de plantones o % de cobertura	3 meses
Recuperación del ecosistema	Composición de la comunidad vegetal	Presencia y abundancia de cada especie	Mensual/Estacional
	Composición de la comunidad de artrópodos terrestres errantes	Presencia y abundancia de cada especie	Mensual/Estacional

**Tabla 1.** Indicadores utilizados para la valoración coste-efectividad de los diferentes métodos de control.

Estos parámetros de eficacia repercutirán en la magnitud del trabajo y la frecuencia de repasos y, por ende, en el coste de la actuación. Sin embargo, un bajo coste económico o una elevada eficacia a la hora de eliminar la especie invasora no son suficientes para seleccionar un determinado método como el más óptimo. Es preciso valorar en qué medida propicia la recuperación de la flora y fauna nativas, si es que se han visto afectadas por la invasión. Por ejemplo, existen un gran número de productos químicos (herbicidas) comercializados, algunos de ellos capaces incluso de evitar la germinación de las semillas. Son un método barato y eficaz (a las dosis adecuadas) y relativamente rápido de ejecutar. Sin embargo, no suelen ser selectivos o específicos y su uso indiscriminado podría impedir la recuperación de las especies nativas. Por tanto, solo se considerarían adecuados si se aplican de manera selectiva, demuestran eficacia con una planta invasora concreta y permiten la recuperación posterior de la comunidad nativa. Debe por tanto buscarse el equilibrio en tres variables claves: coste, eficacia y permitir la recuperación del ecosistema (Fig. 2).

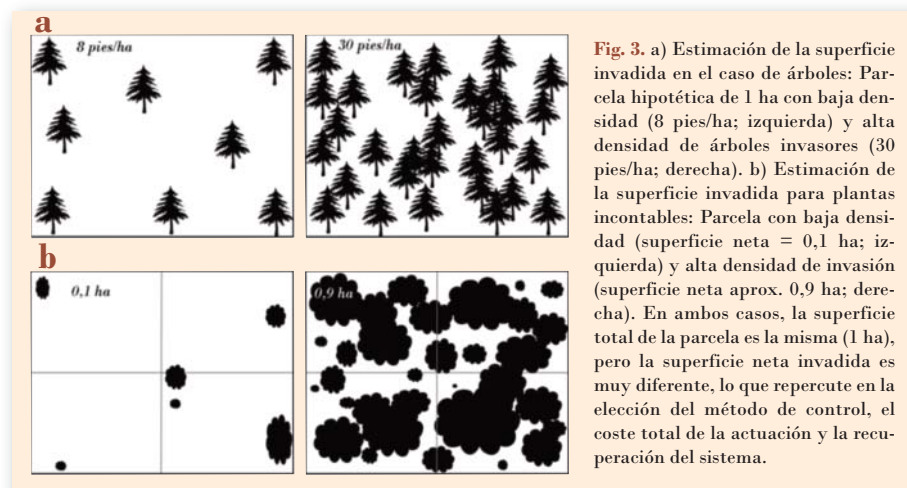


### 3.1. Cómo determinar la magnitud de los trabajos en función del grado de invasión

Para ajustar el coste real de la actuación, conviene referir el coste de la metodología siempre a una superficie invadida (en el caso de hierbas, matas rastreras o arbustos incontables) o a un número de pies (e.g., caso de grandes árboles). A la hora de determinar la superficie invadida se tendrá en

cuenta la densidad de plantas. No será lo mismo tratar una superficie de 100 m<sup>2</sup> con rodales dispersos -más o menos separados entre sí-, que si esa misma superficie está completamente invadida (Fig. 3). Para estos casos, la densidad de plantas o superficie neta invadida puede determinarse como el n° de árboles por m<sup>2</sup> o ha. En el caso de hierbas o arbustos incontables (ej., céspedes o plantas con propagación vegetativa) se puede estimar la cobertura de la planta invasora en toda la superficie invadida, como porcentaje de ocupación (ec.1).

$$\text{Superficie neta invadida} = (\text{superficie total}) \times (\% \text{ ocupado por la planta invasora}) \text{ (ec. 1)}$$



### 3.2. Recursos necesarios para llevar a cabo una actuación de eliminación de especies exóticas invasoras

Durante la etapa de planificación de la actuación, hay que considerar los medios necesarios para la ejecución de la obra. Entre estos medios, hay que tener en cuenta el personal que estará involucrado en la actuación (Tabla 2) así como los materiales necesarios para llevar a cabo la actuación. Como en una máquina, el éxito dependerá del correcto engranaje de todas sus piezas. Aunque el número de personas involucradas en las diferentes tareas y fases del trabajo, no todas conllevarán un gasto directo para el proyecto que sustenta la actuación, ya que posiblemente su participación esté contemplada como parte de su labor cotidiana (e.g., funcionarios responsables de espacios naturales protegidos, funcionarios de la administración pública, agentes de medio ambiente).

Fase del trabajo	Personal involucrado	¿Implica gasto directo al proyecto?
Planificación de actuaciones, selección de métodos, estimación del presupuesto, elaboración de proyectos, autorizaciones	Responsable provincial de Flora y Fauna; Responsables regionales de Flora y Fauna; Supervisor del expediente/proyecto; Responsable del Espacio Natural; Técnicos/gestores regionales y provinciales del control de especies invasoras; Agentes de Medio Ambiente.	No No No No Sí No
Planificación de gastos	Técnicos de administración y responsables.	Sí
Contrataciones externas (suministros, servicios, viajes y pernoctaciones)	Técnicos de contratación y administración.	Sí
Ejecución de los trabajos	Peones y especialistas (desbrozadores, motoserrietas, aplicadores de herbicidas, maquinistas); Capataz; Empresas contratadas (transportistas, vertederos, proveedores).	Sí Sí Sí
Supervisión y vigilancia de los trabajos (fase de obra)	Agentes de Medio Ambiente; Técnicos/gestores regionales y provinciales del control de especies invasoras.	No Sí
Supervisión, seguimiento de la eficacia de las actuaciones (indicadores de eficacia del método y recuperación del ecosistema)	Técnicos/gestores regionales y provinciales del control de especies invasoras.	Sí
Elaboración de informes y resultados	Técnicos/gestores regionales y provinciales del control de especies invasoras; Supervisor del expediente/proyecto.	Sí No
Difusión de resultados	Técnicos/gestores regionales y provinciales del control de especies invasoras; Supervisor del expediente/proyecto; Departamento de comunicación de la empresa/administración; Medios de comunicación.	Sí No Sí No

**Tabla 2.** Ejemplo de personal involucrado en una actuación de eliminación de especies invasoras en Andalucía. En otros territorios puede existir un esquema de organización diferente.

### 3.3. Indicadores del coste

El coste incluye los gastos tanto del personal involucrado en los trabajos ( $n^{\circ}$  de jornales  $\times$  coste del jornal), de acuerdo a las consideraciones del punto anterior (Tabla 2); los materiales usados (herbicidas, maquinaria, equipos de protección individual) y los gastos de desplazamiento y dietas (vehículo, combustible, comidas y eventualmente pernoctaciones). A ello hay que sumarle los gastos de eliminación de biomasa. Siempre que sea posible y para reducir los costes se recomienda quemar los restos in situ (Fig. 4) o bien uti-

lizarlos para compostaje. Sin embargo, ciertas especies crasas no son susceptibles de ser quemadas o su compostaje puede dejar propágulos viables, por lo que deben ser trasladadas a un vertedero, cuyos costes hay que considerar antes de plantear la actuación para analizar su viabilidad. De hecho, los costes de transporte a vertedero y canon de vertido pueden suponer en algunos casos (dependiendo de la especie invasora, la distancia de la localidad a un vertedero autorizado y el canon de vertido establecido) una proporción importante del gasto total (hasta el 50-60%).



Fig. 4. Eliminación de restos vegetales mediante quema *in situ*, una opción más económica que la retirada a vertedero.

Debido a la elevada proporción del gasto que puede suponer la eliminación de biomasa, antes de iniciar la actuación es imprescindible tener en cuenta las siguientes precauciones:

- Explorar la posibilidad de quemar los restos *in situ*, en función del riesgo de incendio, afección al ecosistema, etc. En caso de quemar los restos, habrá que pedir los permisos necesarios y hacerlo fuera de la época de mayor riesgo de incendios.
- Si la quema *in situ* no fuera posible, habrá que informarse de la cuantía del canon de vertido en el vertedero más cercano a la localidad de trabajo.

Esta cuantía puede oscilar en uno o dos órdenes de magnitud (p.ej., entre 4 y 200 € por m<sup>3</sup> o Tm según cada vertedero), por lo que es muy importante recabar esta información de manera previa.

- Si se estima que la biomasa vegetal eliminada será abundante, hay que explorar la posibilidad de acopiar los restos in situ y de manera transitoria para su deshidratación, siempre y cuando no existan riesgos de dispersión de semillas, agarre de tallos arrancados o colecta por particulares. De este modo, se pueden reducir en gran medida los costes debidos al transporte y canon de vertedero.

Respecto al personal, es fundamental estimar los jornales que serán necesarios en función de la naturaleza de los trabajos y las características del ambiente invadido (pendiente del terreno, accesibilidad al tajo, densidad de la vegetación, etc.). Hay que trabajar, siempre que se pueda, con presupuestos cerrados por finalización de la actuación.

### **3.4. Indicadores de efectividad**

Entre los indicadores de la efectividad del tratamiento hay que evaluar en qué proporción se consiguen eliminar los pies adultos y juveniles (plantones, bulbillos), qué cantidad de rebrotes o plantones a partir de semilla es esperable que surjan tras la actuación, y su velocidad de aparición o crecimiento y la precocidad de floración y fructificación. De este modo, se estimará si son necesarios repasos posteriores a la primera fase de la actuación y con qué frecuencia será necesario aplicarlos. La eliminación de plantas invasoras muy rara vez (por no decir nunca) se consigue con un único tratamiento. La planta invasora puede rebrotar de cepa o raíz, pueden quedar propágulos o semillas (persistentes durante años según la especie), y la germinación de estos propágulos puede ocurrir tras la primera fase de control (por ejemplo al quedar recursos disponibles como espacio, luz, nutrientes, etc.), o bien meses o años después de la actuación (Fig. 5). En otros casos, la actuación de eliminación puede crear condiciones favorables para la colonización de otras especies invasoras.

Solo la realización de ensayos previos a escala piloto puede permitir conocer el comportamiento de la especie invasora en respuesta a los tratamientos y ajustar mejor la planificación de actuaciones a mayor escala.



### 3.5. Indicadores de recuperación del ecosistema nativo

Por definición, una especie exótica invasora es aquella que es introducida fuera de su ámbito de distribución natural por mediación humana (por ejemplo, introducida para un uso ornamental, producción de biomasa, acuariofilia, etc.) y forma poblaciones con tendencia demográfica expansiva.

Por ello, el objetivo esencial de la gestión de especies exóticas invasoras no es la eliminación de la especie invasora en sí misma, sino recuperar o restaurar el ecosistema nativo afectado por la invasión, es decir, restablecer el equilibrio perdido tras la invasión y recuperar el ecosistema nativo. Por tanto, evaluar en qué medida se recupera el ecosistema tras la eliminación de la especie invasora es tan importante como la efectividad del método. Por poner un ejemplo, el uso de un herbicida que inhiba la germinación de plantas puede resultar muy eficaz para controlar una determinada planta invasora, pero ralentizará la recuperación de la flora nativa.

Entre los indicadores de recuperación del ecosistema nativo pueden considerarse tantos eslabones tróficos como se pueda. La selección de los grupos



taxonómicos dependerá de los medios y el tiempo disponible, el conocimiento sobre determinados grupos taxonómicos, la posibilidad de contar con asesores especialistas o la externalización del servicio.

### **3.5.1. Comunidad vegetal**

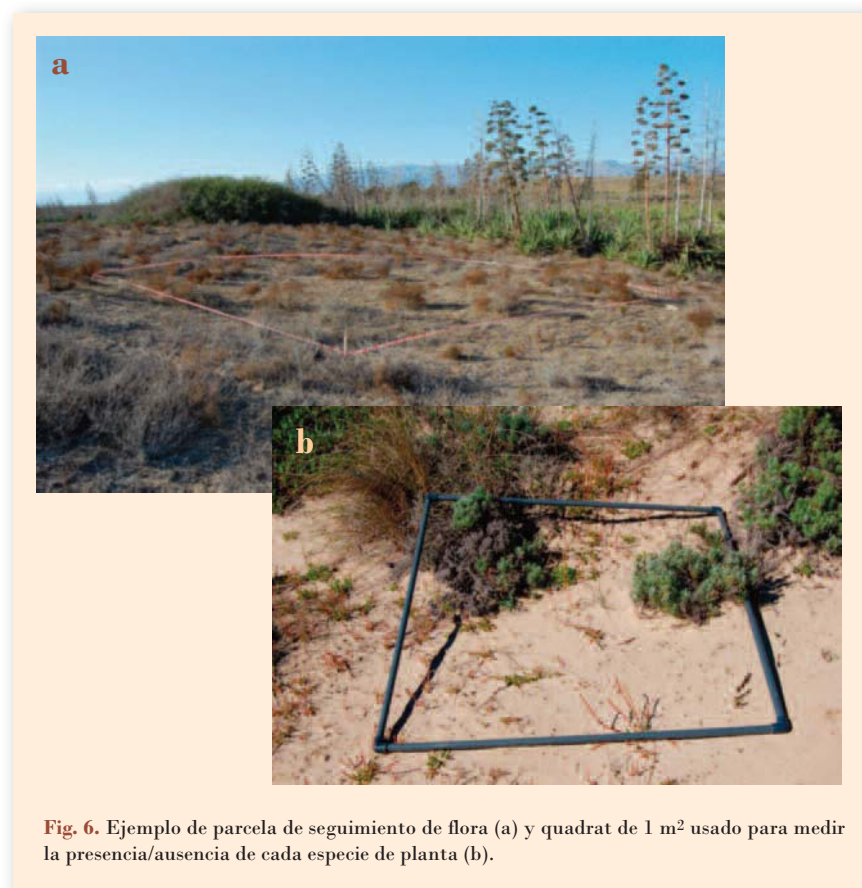
Para evaluar en qué medida se recupera la comunidad vegetal es fundamental establecer una referencia o situación a la que se quiere llegar. Esta referencia es la composición de la vegetación en una zona no invadida que esté bien conservada y reúna características similares (pendiente del terreno, substrato, orientación, etc.) a la zona invadida.

La evaluación de comunidad vegetal se realiza en 3 tipos de áreas: invadidas, no invadidas (referencia o control) y tratadas, cuya comparación periódica permitirá conocer en qué medida y a qué velocidad se recupera el sistema tratado e intervenir si se considera necesario. Desde el punto de vista metodológico, dentro de cada zona, se puede proceder de 2 maneras:

- **Opción A:** Se seleccionan parcelas (plots) fijas y se determina en ellas la composición de especies y su abundancia relativa. Por ejemplo, en algunos ambientes litorales en los que se ha trabajado las parcelas tienen una superficie de entre 5-10 m de lado (Fig. 6a). Una opción es estimar (a ojo) en cada parcela el grado de cobertura de cada especie de planta en las diferentes parcelas, pero este método no es fácilmente reproducible (diferentes técnicos aprecian la cobertura de manera distinta) y por tanto no es muy riguroso.
- **Opción B:** Se registra la presencia/ausencia de cada especie en quadrats de una determinada superficie adaptada al tipo de comunidad (Fig. 6b). Cuando esta operación se repite un determinado número de veces, al final se obtiene una medida reproducible y fiable de la abundancia relativa de cada especie en la parcela. Por ejemplo, se determina la composición de la comunidad entre 25-50 quadrats de 1 m<sup>2</sup>. Este método se puede combinar con el anterior, de manera que en el interior de cada parcela se anota la presencia/ausencia de especies usando quadrats, lo que resulta más objetivo y homogéneo que estimar la cobertura a ojo y, por otro lado, como los seguimientos se realizan en diferentes momentos (p.ej., 1, 2... n años después del tratamiento), la recogida de datos se realiza en las mismas par-

celas, de manera que pueden evaluarse tendencias a lo largo del tiempo.

Determinar el esfuerzo de muestreo es esencial, ya que el resultado final de riqueza o diversidad de cada zona dependerá del esfuerzo realizado. Una mayor superficie explorada o un muestreo que dure varios meses darán, por ejemplo, mayores índices de riqueza que si se explora una superficie pequeña o los datos se toman en un único momento del año. La elección del esfuerzo dependerá tanto de la disponibilidad de recursos (personal, vehículos, presupuesto) como de las características de la comunidad (detectabilidad de las especies, distribución/uniformidad de la abundancia) (Magurran 2004). No conviene ni quedarse corto ni dedicar un esfuerzo mayor del necesario.



**Fig. 6.** Ejemplo de parcela de seguimiento de flora (a) y cuadrat de 1 m<sup>2</sup> usado para medir la presencia/ausencia de cada especie de planta (b).

Puesto que el objetivo del trabajo no es tanto estimar la biodiversidad total de la localidad sino analizar cómo se recupera tras la actuación de eliminación de una especie invasora (comparando zonas tratadas y no invadidas), se podrá ajustar el esfuerzo hasta el mínimo que asegure la robustez de los datos. La elección del esfuerzo óptimo se debe realizar en una etapa previa del trabajo. Consistirá en decidir el tamaño de las parcelas (mediante una curva especies-área) o el número de quadrats necesario (con una curva especies-esfuerzo de muestreo). El esfuerzo óptimo corresponderá al área en la que se asintotiza el número de especies o el número de quadrats para el que se asintotiza el número de especies.

### 3.5.2. Comunidad de artrópodos errantes

Una técnica adecuada para muestrear artrópodos errantes es colocar trampas de caída, dispuestas en líneas con diferente orientación. Las trampas usadas son vasos de plástico de 11,5 cm de diámetro y se colocan enterradas a ras de suelo (Fig. 7). Es conveniente perforar la base para que, en caso de lluvia, los animales no mueran ahogados. También es recomendable añadir una base de arena para que los animales capturados puedan refugiarse y mantenerse con vida. Puede ser suficiente con colocar 15 trampas por cada tipo de parcela. Las trampas se disponen en 3 líneas de 5 trampas cada una, separando las trampas a intervalos de 5 m, con una separación entre líneas de al menos 25 m.

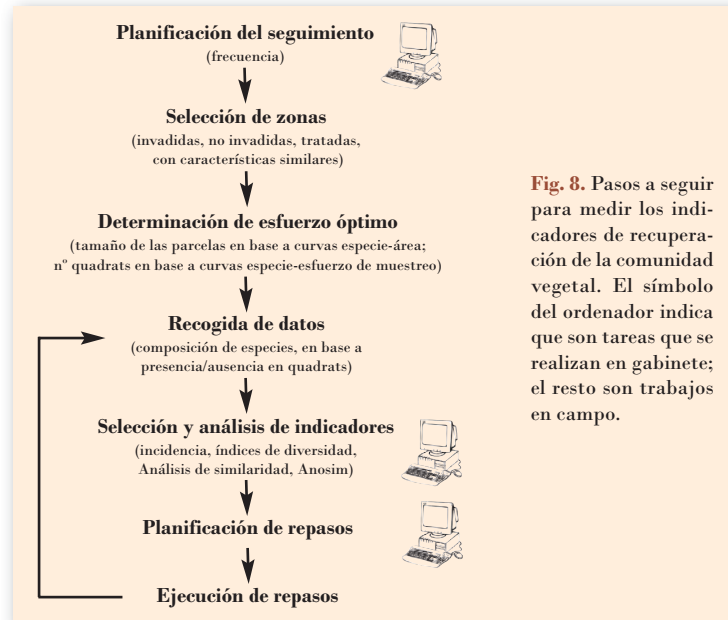


**Fig. 7.** Colocación de trampas de caída para analizar el impacto de *Agave sisalana* sobre la comunidad de artrópodos terrestres errantes así como su recuperación en zonas tratadas (a). Aspecto de una de las trampas en una zona invadida por *Agave sisalana* (b). La colocación de algún tipo de marca junto a las trampas (ej., estacas de madera) ayuda a su localización en zonas altamente invadidas.

### 3.5.3. Análisis estadístico

Entre los indicadores “clásicos” de la comunidad biológica están la composición de especies, los índices de riqueza de especies (nº de especies por unidad de área o por número de individuos, etc.), los índices de diversidad (e.g., Shannon, Simpson, Brillouin), índices de equitatividad o uniformidad, índices de dominancia (e.g., Berger-Parker) (Magurran 2004) o de diversidad funcional (proporción de plantas anuales/bianuales/perennes; proporción de plantas ruderales; proporción de animales herbívoros/depredadores, etc.). La riqueza y los índices de diversidad o dominancia ofrecen una información parcial, ya que no consideran la identidad de las especies, lo que puede dar lugar a confusiones en la interpretación de los resultados. Por ejemplo, tras la eliminación de flora invasora puede quedar una gran proporción de superficie expuesta y parcialmente alterada que estimule la colonización de un gran número de especies anuales ruderales (terófitos) (Andreu et al. 2010). El valor de la riqueza y la diversidad darían lugar a concluir que el ecosistema ha respondido positivamente al tratamiento, aunque la composición de la comunidad de la zona tratada no tenga nada que ver con la comunidad propia del sistema. Por ello, es preferible usar indicadores que consideren no solo el número y prevalencia de cada especie sino también su identidad. Esta información puede inferirse mediante pruebas multivariantes de análisis de similitud (Analysis of Similarities, ANOSIM), Similarity Percentages (SIMPER), o los índices de Jaccard, Morisita-Horn, Sørensen, etc. (Warwick 1988; Magurran 2004). El test Anosim sirve para probar la existencia de diferencias significativas entre grupos predeterminados (Clarke 1993). Por su parte, el análisis SIMPER sirve para identificar qué taxones contribuyen a los distintos grupos y ofrece además como salida el porcentaje de similitud (o disimilitud) entre los grupos considerados. Es un análisis de tipo exploratorio, por lo que a diferencia del anterior no sirve para probar hipótesis.

Hay diferentes *software* para realizar este análisis, como por ejemplo Primer-E (Clarke and Warwick 2001) o el software libre Past (Hammer et al. 2001). Además, no todos los índices de diversidad son igualmente válidos, por lo que se deberá tener en cuenta el objetivo del trabajo para decidir cómo realizar la recogida de datos y escoger el índice más adecuado para responder al objetivo (Magurran 2004). Los pasos a seguir en la recogida de indicadores de recuperación se resumen en la Fig. 8.



A continuación se muestra un ejemplo práctico de cálculo de índices de diversidad usando el software libre PAST®, aplicado a la comunidad de plantas nativas en zonas invasadas por *Acacia saligna*, no invasadas y tratadas:

Paso 1: Descargase el software libre PAST en la web:  
<http://nhm2.uio.no/norlex/past/download.html>

Paso 2: Ejecutar programa haciendo doble click en el icono correspondiente (trilobite).

Paso 3: Escribir los datos. Para analizar los índices de diversidad, se escriben los nombres de las especies en la columna de la izquierda (activando “Edit labels”) y en A, B, C... los datos de abundancia de plantas nativas (n° de presencias obtenidas en el total de quadrats muestreados) correspondientes a cada zona o tipo de parcela. Puesto que se evalúa cómo afecta la especie invasora a la comunidad nativa, se excluye de los datos la abundancia de la especie invasora (Wearne y Morgan 2004).

Paso 4: Una vez hecho esto, se marcan las columnas para las que se quiere obtener los índices (pulsar la tecla mayúscula para escoger

más de una columna de datos) y, en la barra de herramientas, se hace click sobre “Diversity” y a continuación “Diversity indices”.

### **3.6. Otros aspectos claves para la efectividad y la recuperación: época de la actuación**

En climas con una marcada estacionalidad (p.ej., clima mediterráneo), es necesario tener muy en cuenta la época del año en la que se realizan los trabajos.

Con carácter general, en áreas de clima mediterráneo, las especies leñosas perennes conviene eliminarlas en verano, pero las condiciones de excesivo calor dificultan los trabajos, por lo que otoño suele ser una buena alternativa. La época en la que acometer los trabajos se adaptará a cada caso concreto, pudiendo variar para una misma especie en función del escenario invadido. En otoño, las ventajas son varias:

- Hay un menor riesgo de incendios (especialmente en caso de usar maquinaria). En Andalucía, entre el 15 de mayo y el 15 de octubre el riesgo de incendios es máximo y no está permitido el uso de maquinaria en el medio natural.
- Se puede conseguir una recuperación más rápida de la flora nativa (durante el invierno germinan las semillas de plantas anuales, que pueden prosperar durante la primavera).
- Se provoca un menor impacto sobre plantas anuales y otros animales con picos de actividad primaveral o estival como coleópteros, aves marinas que anidan en el suelo (Fig. 9), que serían afectados por el paso de maquinaria, el pisoteo de los trabajadores u otras acciones relacionadas con los métodos de control (retirada de troncos, quema de biomasa vegetal).
- Condiciones menos penosas para los operarios. En verano, como consecuencia del excesivo calor, los rendimientos disminuyen y aumenta el riesgo de deshidratación e insolación.



**Fig. 9.** Ejemplos de animales con picos de actividad primaveral y principios de verano, muy vulnerables a los trabajos de control de flora invasora que se realicen en primavera: coleópteros dunares como *Scarites buparius* (familia Carabidae) (a) y nido de chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en una duna primaria (b).

- En zonas costeras, las posibles interferencias con los visitantes se reducen considerablemente.

En función de la biología de la especie, se pueden plantear otras épocas idóneas. Por ejemplo, algunas especies anuales como *Mesembryanthemum crystallinum* o *Arctotheca calendula*, requieren ser controladas en primavera.



## Algunas consideraciones generales de las actuaciones

### 4.1. Señalización y aislamiento de la zona de actuación

Con carácter general, las actuaciones se desarrollan en espacios naturales con tránsito de visitantes. La señalización de las obras y el aislamiento del espacio durante la ejecución los trabajos (Fig. 10) es esencial por diferentes motivos: en primer lugar, informa al ciudadano de la naturaleza de los trabajos que se desarrollan en su territorio, a menudo considerado como propio y hacia el que puede sentir una especial sensibilidad. Si el ciudadano no conoce o no entiende los trabajos que se están realizando, puede ser motivo de rechazo y crítica, lo que dificulta la sensibilización del público sobre la problemática y compromete la durabilidad de la actuación (por ejemplo, el ciudadano puede reintroducir una especie invasora). En segundo lugar, previene posibles accidentes para el ciudadano derivados, por ejemplo, del uso de maquinaria y productos fitosanitarios. En tercer lugar, la incursión de personas ajenas a la obra puede dificultar la realización de los trabajos, ya que obligaría a realizar paradas repetidas que a su vez reduciría la eficiencia y rendimientos de los trabajos y conllevaría retrasos adicionales en las obras.



Fig. 10. Camino cerrado temporalmente al paso de vehículos y personas ajenos a la obra, junto a un cartel informativo sobre trabajos forestales.

La señalización es específica al tipo de obra que se realiza. Así, la ejecución de desbroces o talas se acompaña de un cartel indicando “*Precaución: Trabajos forestales*”, mientras que el uso de herbicidas requiere un cartel específico sobre “*Precaución: tratamientos fitosanitarios*”. El apoyo de los Agentes de Medio Ambiente de la zona (o figura equivalente) es esencial para informar al público y garantizar que se cumple la medida durante los trabajos.



#### 4.2. Adaptarse a las eventualidades: disponibilidad de personal y fenómenos climáticos

La planificación de los trabajos es a menudo complicada. A la dificultad de revisar las metodologías de control conocidas para la especie objetivo y de coordinar a las partes implicadas en las diferentes tareas y fases del proyecto se suma, por un lado, la disponibilidad del personal. Las personas involucradas (responsables de espacios, administración y gestión) tienen sus propias agendas como consecuencia de su actividad profesional y no resulta sencillo reunirlos en la localidad de trabajo para informar de la naturaleza de los trabajos, recabar opiniones, discutir alternativas, etc. Por otro lado, el personal involucrado en la ejecución de las obras (peones, especialistas) suelen estar compartidos para diferentes proyectos o simplemente desarrollan su labor en un amplio territorio, por lo que eventualmente pueden no estar disponibles cuando se requiere. En cualquier caso, planificando las actuaciones con tiempo, estos dos factores pueden resolverse con ciertas garantías y establecer un cronograma de tareas. Y luego el clima dispone... no es raro que, una vez han sido resueltos todos los factores anteriores, haya que adaptarse a los fenómenos climáticos eventuales (por ejemplo, lluvias) que puedan comprometer la eficacia de las actuaciones. Por ejemplo, una previsión de lluvias desaconseja la aplicación de herbicidas, que sería lavado tras su aplicación. Esto podría no solo lavar el producto sino también afectar a especies no objetivo. Además, obligaría a repetir la aplicación, incrementando los tiempos de ejecución y los gastos derivados.

#### 4.3. Etapas y metodologías generales de los ensayos

Se presentan a continuación las etapas y metodologías generales que se han aplicado durante la realización de ensayos. Básicamente se han probado varios tipos de tratamientos:

- Físicos: cubrimiento con geotextil, acopio manual, extracción mecánica, desbroces y talas. Se han aplicado sobre *Agave sisalana* y *Arundo donax*.
- Químicos: incluyen la aplicación de herbicida, que con carácter general se ha realizado de dos maneras: aplicación foliar por aspersión (usando dosis relativamente bajas de herbicida) y aplicación mediante inyección en la base del tronco (a dosis elevadas). Se ha ensa-

yado sobre *Agave sisalana* y *Opuntia dillenii*.

- Mixtos (físico-químicos): suelen conllevar, por ejemplo, desbroce y/o tala seguido de la aplicación de herbicida, bien sobre tocón recién cortado, bien sobre los rebrotes de cepa o de raíz (*Lantana camara*, *Acacia saligna*, *Arundo donax*).

#### *Tipos de geotextil probados:*

En los ensayos que involucran cubrimiento con geotextil se han probado materiales de tres calidades diferentes: malla antihierba (geotextil “fino”), geotextil de espesor “intermedio” y geotextil “grueso”. Las características de cada uno se incluyen en la Tabla 3.

Tipo	Material	Color	Gramaje (g/m <sup>2</sup> )	Espesor (mm)
Fino (malla antihierba)	Polipropileno tejido	Negro	100-110	0,25
Intermedio	Polietileno y/o polipropileno termofijado, adecuado para intemperie	Blanco	120-140	0,4
Grueso	Polietileno y/o polipropileno termofijado, adecuado a la intemperie	Gris	>150	>0,5

**Tabla 3.** Características de los geotextiles utilizados para los ensayos.

#### *Herbicidas:*

Los ensayos con herbicida incluyen el empleo de varias dosis con objeto de obtener la dosis mínima efectiva. Para ello, y con carácter general, antes de proceder a la aplicación, se marcan o identifican las plantas que serán tratadas, con la precaución de establecer una separación mínima de entre 10-25 m. entre tratamientos para evitar el efecto de una posible traslocación.

El uso de tintes es conveniente para reconocer los pies que se han tratado ya y ver si la planta está recibiendo la aplicación por igual en toda su superficie, lo que puede mejorar la efectividad del tratamiento. En los ensayos se utilizó el colorante azul Bluemark® (100 mL por cada mochila de 16 L).

El uso de mojanter (surfactante) es necesario dependiendo de la marca comercial de herbicida utilizada. Así, algunas formulaciones a base de glifosato no incluyen mojanter, por lo que se hace imprescindible añadirlo a la mezcla según la dosis indicada por el fabricante. En otros casos, aunque la marca comercial incluya mojanter (caso de Roundup Ultra Plus<sup>®</sup>), se puede añadir a la mezcla para potenciar el efecto del herbicida. En este caso, en plantas con cutículas gruesas o crasas (*Agave*, *Opuntia*), presencia de pelos en la superficie (*Lantana* o *Arundo*), se añadió el mojanter Velezia<sup>®</sup> a razón de 260 mL por cada 16L de mezcla (conforme al fabricante), para potenciar la acción del herbicida.

También se marcan individuos sin tratamiento o tratados con el agua sin herbicida (en los casos en los que fue necesario añadir un tinte a la mezcla las plantas control son mojadas con agua y tinte sin herbicida). Una vez aplicado el herbicida sobre las plantas, se espera entre uno y dos meses y se recogen hojas o porciones de hojas (en el caso de *Agave sisalana*) tanto de los pies tratados como los no tratados (control negativo). Inmediatamente se trasladan al laboratorio para evitar pérdidas de agua y se determina el peso fresco. Se colocan en sobres de papel identificados con el número de muestra, se colocan en estufa a 50-60°C hasta peso constante y seguidamente se determina el peso seco. Teniendo en cuenta que las diferencias de pérdida de peso debido a la deshidratación pueden ser muy pequeñas, es necesario utilizar una balanza de precisión (precisión = 0,001 g) (Fig. 11). El uso de sobres de papel facilita la identificación de las muestras (el bolígrafo, lápiz o rotulador indeleble no presentan problemas sobre el papel pero sí cuando se marcan directamente las hojas). Además, durante el proceso de secado (deshidratación), las hojas o sus fragmentos pueden arrugarse o desprenderse, de manera que o bien no se apreciaría la identificación de la muestra o bien se perdería parte de la muestra.

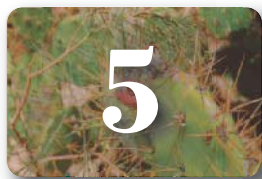
En los casos que no resulte posible (o muy complicado) la recogida de muestras (e.g., por la presencia de grandes pinchos como en *Opuntia dillenii* o *Agave* spp.) se puede establecer un baremo categórico de respuesta al herbicida, que incluyan por ejemplo daños leves (amarilleamiento, marchitez parcial), moderados (marchitez 50% de la planta), severos (e.g., marchitez total) (véase como ejemplo Bickerton 2006).

En cualquier caso, y puesto que se trata de ensayos experimentales con especies con la que hay escasa experiencia de gestión, la selección inicial de los tratamientos y materiales se ha realizado con carácter exploratorio,

no descartándose realizar modificaciones en respuesta a las eventualidades que puedan surgir.



**Fig. 11.** Materiales usados para la determinación de la dosis mínima efectiva de herbicida: balanza de precisión (a) y estufa con sobres de papel conteniendo muestras de hojas tratadas (b).



## Estudio de casos

---

**D**ado que las estimaciones de la riqueza diversidad varían en función del esfuerzo de muestreo (superficie total explorada, muestreos en diferentes estaciones, etc.) la situación óptima sería poder ejecutar y evaluar cada método en diferentes estaciones del año y, por supuesto, tener la posibilidad de recoger medidas de indicadores de recuperación del ecosistema en diferentes estaciones. La recogida de indicadores de eficacia y recuperación del ecosistema (flora y fauna) se hizo coincidir con la primavera siguiente a la eliminación. No obstante, puesto que es preciso realizar varios seguimientos para apreciar la tendencia de la recuperación, los resultados aquí presentados se consideran preliminares, a falta de realizar seguimientos a más largo plazo. En cualquier caso, en los ambientes mediterráneos, caracterizados por una sequía estival prolongada, la primavera concentra una presencia y actividad de organismos relativamente mayor que el resto de estaciones del año. Habrá por tanto que adaptar la época de ejecución de los métodos y de recogida de indicadores al tipo climático propio de cada región del mundo.

### 5.1. Sisal (*Agave sisalana*)

#### *Características de la especie:*

El género *Agave* spp. abarca plantas crasas perennes de origen americano con hojas en roseta y en general monocárpicas (mueren después de la fructificación), agotando sus reservas para producir una gran cantidad de semillas (Nobel 1988). Tienen mecanismos de reproducción asexual, mediante la producción de rizomas, de cuyos meristemos apicales se producen nuevos vástagos (Arizaga y Ezcurra 2002; Infante et al. 2003). También pueden producirse clones (propágulos no polinizados) en los meristemos estériles de los tallos florales, en forma de bulbillos o “hijuelos” (Arizaga y Ezcurra 1995, 2002).

Las plantas del género *Agave* se han utilizado con carácter ornamental (p.ej., pita o *Agave americana*) o delimitación de parcelas. En Almería, la presencia

masiva de este género (principalmente sisal o *Agave sisalana* y henequén o *Agave fourcroydes*) en el medio natural tiene su origen en la siembra realizada en la década de 1940-1950 de casi 3 millones de plantas de henequén. Unas 1280 hectáreas de matorral autóctono fueron reemplazadas por plantaciones mixtas de *Agave sisalana* y *A. fourcroydes* para la producción de fibra en lo que hoy es el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar y las inmediaciones de El Toyo (Navarro 2005). Las plantaciones se localizaron en suelos arcillosos a densidades iniciales de 4500 plantas por hectárea (Provansal y Molina 1989). Estas plantaciones fueron abandonadas 4 años después debido a la baja productividad y al desarrollo de fibras sintéticas (Martín-Galindo 1988; Provansal y Molina 1989) siendo en parte recolonizadas por especies nativas. Sin embargo, en otros casos las antiguas plantaciones se han expandido, principalmente en hábitats costeros, donde el éxito reproductor es significativamente mayor que en suelos arcillosos (Badano y Pugnaire 2004). Además, la proliferación de *Agave* spp. disminuye significativamente la diversidad de la comunidad vegetal respecto a zonas no invadidas, si bien algunas especies leñosas como *Helichrysum stoechas* puedan verse favorecidas en las zonas invadidas (Badano y Pugnaire 2004).

Desde el punto de vista de la reproducción, *A. sisalana* y *A. fourcroydes* son especies monocárpicas, lo que significa que florecen una sola vez a lo largo de su ciclo vital. Además al tratarse de híbridos estériles, el proceso de reproducción no da lugar a semillas viables (Guillot et al. 2008). Ambas características sugieren que la propagación de estas especies en el ecosistema nativo podría estar mermada, sin embargo, ambas especies presentan dos mecanismos de multiplicación vegetativa muy eficaces. Su reproducción a través de rizomas mediante brotes que crecen a partir de meristemos en la base del tallo, y a través de “bulbillos” que se desarrollan a partir de los meristemos florales, dan lugar a numerosos individuos clonales (González et al. 2003). No obstante, la capacidad de dispersión de la planta es relativamente limitada, ya que no parece que los rizomas (que parten de la planta madre) y los bulbillos (que se dispersan por gravedad) se puedan trasladar a gran distancia.

#### ***Área de trabajo:***

Los ensayos se han realizado en un paraje incluido en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería). Este paraje alberga extensiones invasoras de *Agave* spp., representativas tanto de la provincia de Almería como de otras provincias litorales de Andalucía. En particular, se escogieron formaciones

mixtas de *Agave sisalana* y *A. fourcroydes* sobre arenales costeros (Fig. 12), en los que -como se ha comentado-, estas especies muestran un mayor éxito reproductor que en terrenos arcillosos y, por tanto, tienen un mayor potencial invasor. Este entorno alberga además hábitats de interés comunitario prioritario (p.ej., matorrales arborescentes de *Zyziphus lotus* y dunas mediterráneas), así como algunas especies amenazadas (*Ononis talaverae*, VU) o casi amenazadas (e.g., *Lycium intricatum*) (Cabezudo et al. 2005) que hacen de este ambiente un lugar idóneo en el que priorizar la conservación del medio natural y en el que los ensayos aquí propuestos pueden tener un mayor potencial para la gestión. Los ensayos se realizaron sobre *A. sisalana*, que es dominante en la zona escogida.



### 5.1.1. Los bulbillos como mecanismo de expansión de *Agave*

Como complemento a los métodos probados, se realizó una aproximación preliminar a la capacidad de avance de *Agave sisalana* en base a la abundancia de bulbillos en el frente de invasión. Para ello se midió el número de bulbillos por m<sup>2</sup> en  $n = 20$  transectos perpendiculares al frente de invasión y separados entre sí 10 m. Los resultados mostraron que si bien la densidad de bulbillos puede llegar a ser extremadamente alta (hasta 200 bulbillos/m<sup>2</sup>), rara vez aparecen más allá de los 10 m de distancia de la zona invadida (Fig. 13).

La elevada desviación de los datos respecto a la media (todos los datos presentan un coeficiente de variación  $> 1$ ; no mostrado en la Fig. 13) sugiere que varios factores pueden afectar fuertemente a la distribución de bulbillos. Entre ellos se puede mencionar:

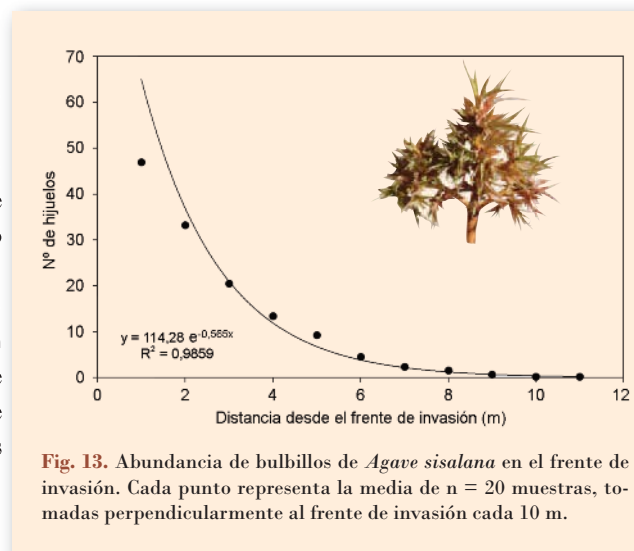


Fig. 13. Abundancia de bulbillos de *Agave sisalana* en el frente de invasión. Cada punto representa la media de  $n = 20$  muestras, tomadas perpendicularmente al frente de invasión cada 10 m.

- La presencia de tallos florales recientes. En rodales jóvenes (sin tallos florales) hay una ausencia local de hijuelos.
- Hacia donde se haya inclinado el tallo floral: a mayor inclinación, los hijuelos pueden llegar más lejos y no caer sobre las plantas-madre.
- La dirección del viento dominante, que haga oscilar el tallo floral en uno u otro sentido.
- La presencia y el tipo de vegetación: si es arbustiva, los hijuelos caen sobre ella, no llegan al suelo y no enraizan.
- La intensidad del viento en la época de fructificación, que puede varear el tallo floral con más fuerza y liberar así los hijuelos más lejos.



Otra cuestión complementaria a estos datos sería analizar qué porcentaje de estos bulbillos acaba generando un individuo adulto, lo que a su vez puede ser tremendamente dinámico, variando en función de la climatología de cada año (en años más húmedos sería esperable una mayor tasa de reclutamiento).

A continuación se exponen los resultados de los diferentes métodos probados.

### 5.1.2. Eliminación mediante extracción mecánica selectiva

#### Metodología:

Este método consiste en extraer uno a uno los pies de *A. sisalana* mediante el uso de maquinaria. Existen un gran número de herramientas usadas habitualmente en construcción (grúas, excavadoras, camiones-grúa, etc.) muy versátiles y funcionales que, adaptadas a la gestión de especies exóticas invasoras, ofrecen interesantes soluciones (e.g., Cifuentes 2012) (algunos ejemplos se muestran en la Fig. 14). Este tipo de medios resulta especialmente útil en aquellos casos complicados, por ejemplo, cuando el tamaño y peso de los elementos a gestionar excede la capacidad de los medios de trabajo convencionales. En cualquier caso, el uso de maquinaria pesada en el medio natural debe realizarse con cuidado y es recomendable tener una interacción muy cercana con los operarios encargados de llevar a cabo los trabajos para conseguir el propósito deseado.

En este sentido, durante la etapa de valoración de alternativas, se planteó la posibilidad de utilizar camiones grúa, en el que se incorporaría un cazo,



Fig. 14. Tipos de accesorios de obra que pueden adaptarse a la extracción selectiva de plantas invasoras. Tomado de [www.eurider.es](http://www.eurider.es).

cuchara bivalva (o almeja) o algún tipo de cable, cadena o cinta (slinga) para extraer de manera selectiva los pies de *A. sisalana* del medio natural mediante tracción. Esta operación se asumió viable considerando que los sisales crecían sobre suelos arenosos, poco compactados. La interacción con el personal de obra sugirió que esta opción podría resultar más viable para otras especies del género *Agave* (p.ej., *A. americana*) cuyas raíces son menos profundas y carece de propagación mediante estolones o rizomas. Sin embargo, *A. sisalana* y *A. fourcroydes*, que presentan propagación por rizomas, podría oponer mayor resistencia a la tracción que *A. americana*. Esta resistencia a la tracción podría, a juicio del personal especialista de la maquinaria, dañar la grúa. Como alternativa, se decidió acoplar este tipo de accesorios (cazo, pulpo, cuchara, cable) a una excavadora mixta, cuyo brazo es mucho más resistente que la grúa de un camión y además tiene mayor alcance. Este último aspecto tiene especial relevancia en el trabajo que nos ocupa, ya que se quería evitar a toda costa el acceso de la maquinaria a la superficie natural, ya que podría dañar las especies nativas o bien compactar el suelo. En ambos casos, estas alteraciones podrían comprometer la restauración del sistema.

#### *Resultados:*

Los resultados confirmaron que se trata de una técnica altamente efectiva (100% de los pies eliminados) (Fig. 15) y además muy rápida (aprox. 250 m<sup>2</sup> eliminados / día) (ver ficha). El único inconveniente es el coste del alquiler de la maquinaria y el canon de vertido, aunque la elevada eficacia y rapidez la hacen un método muy útil.

### **5.1.3. Desbroce y cubrimiento con geotextil**

#### *Metodología:*

Considerando que *A. sisalana* presenta propagación por rizomas, se asumió la posibilidad de que, una vez eliminados los pies adultos pudieran quedar enterrados rizomas con capacidad de rebrote. Por ello, el segundo tipo de tratamiento probado consistió en realizar un desbroce mecánico de la parte aérea del sisal y cubrir posteriormente el área tratada con malla (geotextil) que impidiera el desarrollo de rebrotes. El geotextil generaría condiciones inadecuadas para el desarrollo de los rebrotes mediante una combinación de sombra y altas temperaturas en su interior. Hay una amplia gama de



Fig. 15. Aspecto de una de las parcelas, antes y después de la extracción mecánica de *A. sisalana*.

geotextiles en el mercado, de diferentes materiales, gramajes y espesores, distribuidos por diferentes empresas. Por tanto, se pueden elegir modelos y precios variables según su calidad. En este caso se escogió un geotextil de

calidad y espesor intermedios (de polipropileno termofijado de alta tenacidad, color blanco y gramaje 120 g/m<sup>2</sup>).

Durante el inicio del ensayo, llamó la atención la elevada proporción de fibras que contenía la hoja (Fig. 16), mo-



Fig. 16. Aspecto del alto contenido en fibras de las hojas de *Agave sisalana* y *A. fourcroydes*, resultado de usar un disco de desbroce inadecuado.

tivo por el cual se introdujo esta especie en Almería durante 1950-1960. Esta elevada proporción de fibras dificultaba impedia la siega con determinados tipos de disco, por lo que la puesta en marcha de este método permitió, en una primera fase, comprobar qué tipo de disco resulta más adecuado para segar los pies de *Agave sisalana* (Fig. 17).

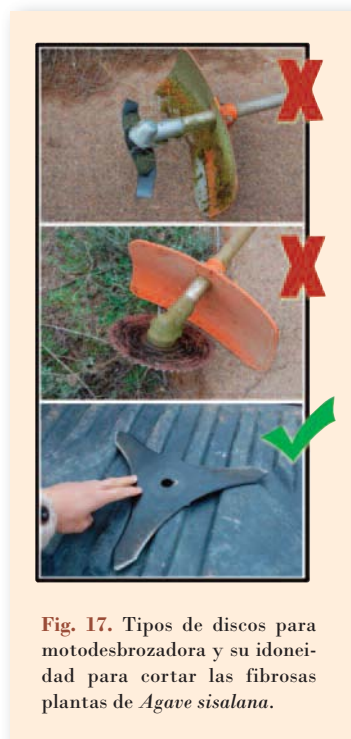


Fig. 17. Tipos de discos para motodesbrozadora y su idoneidad para cortar las fibrosas plantas de *Agave sisalana*.

#### Resultados:

Este método mostró su idoneidad para frenar el avance del frente de invasión y recuperar superficie invadida (Figs. 18, 19). Si los rodales desbrozados estaban en el frente de invasión, la superficie tratada queda directamente conectada a la zona no invadida, lo que podría acelerar su recuperación al lograr la conectividad directa con la zona no invadida. Varios meses después del tratamiento, este método parece eficaz y no se ha apreciado la aparición de rebrotes.



Fig. 18. Rodales seleccionados para el método con desbroce y cubrimiento con geotextil, antes y después de su aplicación.



**Fig. 19.** Aspecto de la parcela con el geotextil, después de haber desbrozado los rodales aislados. Nótese que las tiras de geotextil se han solapado y cubierto de arena para protegerlas del viento.

#### **5.1.4. Tratamientos con herbicida**

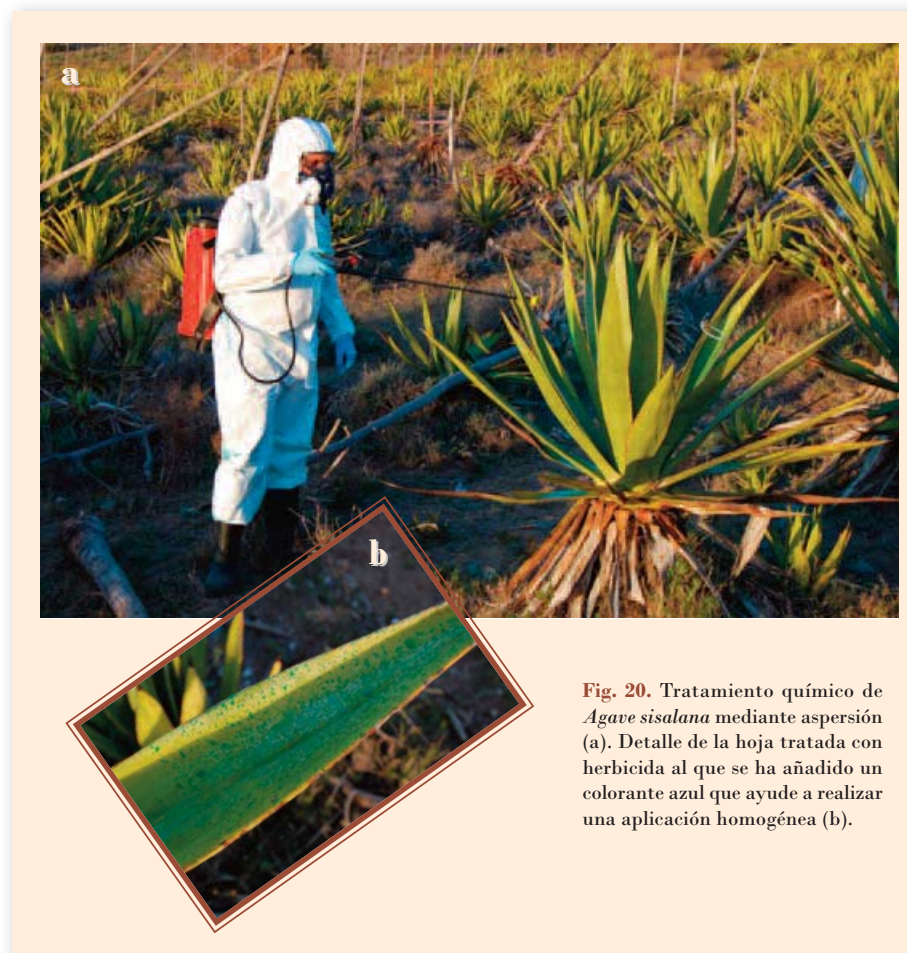
##### *Metodología:*

El uso de herbicidas es una opción económica para el control de flora exótica invasora. No obstante, plantea riesgos por su escasa selectividad. La legislación española prohíbe usarlo en el medio acuático o sus márgenes (banda de 5 metros). Los posibles efectos negativos pueden reducirse seleccionando cuidadosamente el procedimiento de aplicación y escogiendo un herbicida sin efecto preemergencia. El contenido edáfico (N = 3, recogido bajo cada planta a 50 cm del borde) en glifosato y en su residuo (ácido amino-metil-fosfónico, AMPA) se analizó a los 30 y 90 días de su aplicación.

Se empleó glifosato (Roundup Ultra Plus<sup>®</sup>), mediante aspersión e inyección en tocón, en dos tipos de tratamientos:

a) Foliar mediante aspersión con mochila (Fig. 20). Como el tratamiento consiste en aplicar herbicida sobre toda la biomasa foliar, se pro-

baron dosis bajas (1%, 2% y 5%), no solo por reducir la cantidad de producto gastado y con ello el coste, sino también para reducir la cantidad de tóxicos empleados en el medio natural. Se probaron 3 dosis. Para asegurar una aplicación homogénea del producto en todos los pies, se añadió el colorante azul Bluemark® (100 mL por cada mochila de 16 L). Esto permite reconocer los pies que se han tratado ya y ver si la planta está recibiendo la aplicación por igual en toda su superficie, lo que puede mejorar la efectividad del tratamiento. Además, considerando que no todos los pies tratados tenían el mismo tamaño, se midió la altura y anchura de cada pie tratado así como el volumen de mezcla gastado. De este modo se podrá conocer la cantidad de producto necesario para aplicar este tipo de tratamiento.



**Fig. 20.** Tratamiento químico de *Agave sisalana* mediante aspersión (a). Detalle de la hoja tratada con herbicida al que se ha añadido un colorante azul que ayude a realizar una aplicación homogénea (b).

b) Inyección en la base del tallo. En este caso, puesto que el volumen de producto aplicado es pequeño, se probaron dosis altas de herbicida: producto puro sin diluir (glifosato 36% p/v) y diluido a la mitad (glifosato 18% p/v).

Ambos tratamientos se aplicaron sobre 20 pies diferentes. Transcurrido un mes desde la aplicación, se valoraron los efectos del herbicida sobre la planta, tanto en base a categorías de daño (Bickerton 2006), como en base a la pérdida de agua como estimador del grado de marchitez. Las categorías de daño consideradas se incluyen en la Tabla 4:

Categoría de daño	Síntomas
Plantas sanas	Sin daño aparente; color verdoso similar a las plantas no tratadas.
Plantas con daños leves	Amarilleamiento/enrojecimiento o bien marchitez parcial que afecta a menos del 50% de la planta (Fig. 21).
Plantas enfermas	Con más del 50% del tejido necrotizado/marchitado
Plantas muertas	Sin tejidos vivos (verdes)

Tabla 4. Valoración cualitativa del daño provocado por herbicida sobre *Agave sisalana*.

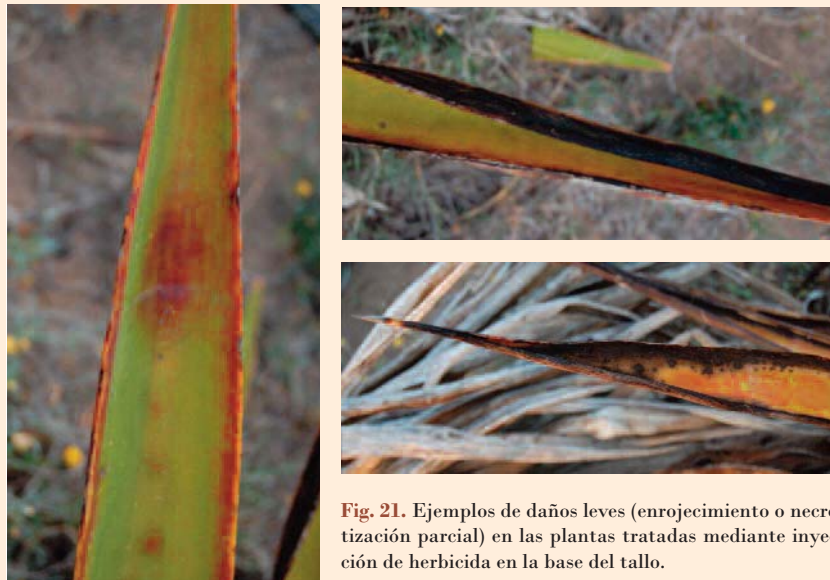


Fig. 21. Ejemplos de daños leves (enrojecimiento o necrotización parcial) en las plantas tratadas mediante inyección de herbicida en la base del tallo.



Para evaluar la pérdida de agua, se recogieron muestras de hojas (2 hojas por pie), tanto de los tratamientos mediante aspersión foliar como mediante inyección en tocón. Para escoger qué hojas eran muestreadas, se tuvo en cuenta el patrón de crecimiento de *Agave*, en el que las hojas nuevas parten verticalmente de la parte central, desplazándose progresivamente hacia la horizontal conforme maduran. De este modo, las hojas senescentes (marchitas) quedan cerca del suelo. Considerando este patrón de crecimiento se decidió muestrear las hojas intermedias, inclinadas 45-50° respecto a la horizontal (Fig. 22). Se muestreó la zona central de la hoja, desechando los 15-20 primeros centímetros desde el ápice. La recogida de hojas se realizó a primera hora de la mañana y fueron inmediatamente trasladadas al laboratorio para medir el peso fresco, a fin de evitar pérdidas de agua.



#### Resultados:

Desde un punto de vista cualitativo, los resultados mostraron un mayor efecto del tratamiento mediante inyección en la base, con claro amarillamiento y enrojecimiento parcial de las hojas que llegaba a mostrar signos claros de marchitez en el ápice de las hojas (Fig. 21). Por el contrario, los ejemplares tratados mediante aspersión foliar prácticamente no se afectaron

o mostraron efectos muy heterogéneos en la planta.

Todos los tratamientos perdieron una mayor proporción de peso (agua) que los pies no tratados (control) (Fig. 23). Esto se hizo especialmente evidente cuando se comparan los tratamientos 1% y 2% p/v con las muestras control. Si bien los pies tratados y no tratados mostraban un aspecto prácticamente similar, en el mismo tiempo (1 semana) de deshidratación experimentaron una pérdida de agua significativamente mayor ( $p < 0,01$ ) que los pies control. Por tanto, el herbicida provoca algún tipo de daño tisular que disminuye de la resistencia a la deshidratación en *Agave* spp. Dicho de otro modo, aunque aparentemente pies tratados y no tratados presenten el mismo aspecto, posiblemente la capacidad de los pies tratados para retener agua durante un período de sequía prolongado podrían verse mermadas. Se encontraron diferencias significativas entre todos los tratamientos y las planta control y entre tratamientos foliares y en tocón, pero no entre las diferentes dosis en tocón.

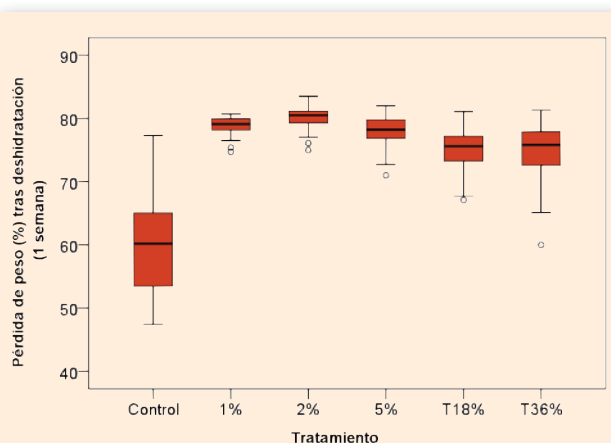


Fig. 23. Porcentaje de pérdida de peso en hojas de *Agave sisalana* deshidratadas durante una semana. El herbicida utilizado fue Roundup Ultra Plus®. La "T" hace referencia a los tratamientos realizados mediante inyección en la base del tallo.

Bajo los pies tratados se encontró tanto glifosato (entre 139-3802  $\mu\text{g}/\text{kg}$  peso seco de suelo) como AMPA (92-1216  $\mu\text{g}/\text{kg}$  peso seco de suelo). La concentración no se correlacionó con la dosis empleada. Estos resultados sugieren que una parte del producto aplicado resbala literalmente por las hojas (debido a su inclinación, morfología y presencia de ceras en la superficie) y va a parar al suelo.

### 5.1.5. ¿Cómo afecta *Agave sisalana* a la vegetación nativa?

Los resultados muestran cambios significativos en la composición de la co-

munidad de plantas entre los diferentes tipos de parcelas (invadidas, no invadidas y tratadas) un mes después del tratamiento (Tabla 5). El número de especies nativas fue mayor en las parcelas invadidas y tratadas (entre 18-19 especies) que en las no invadidas (12 especies) (Tabla 6). Sin embargo, el índice de Berger-Parker reveló menores valores de dominancia en las zonas no invadidas que en las otras dos, lo que sugiere un reparto más equitativo entre las especies representadas en la zona bien conservada (Magurran 2004). El índice de diversidad de Simpson fue muy similar en todos los casos, aunque los mayores valores del índice de Brillouin sugiere que la diversidad de plantas es significativamente mayor en las parcelas invadidas que en las no invadidas (Tabla 6). Puesto que ha pasado poco tiempo desde el tratamiento, estos resultados se consideran preliminares.

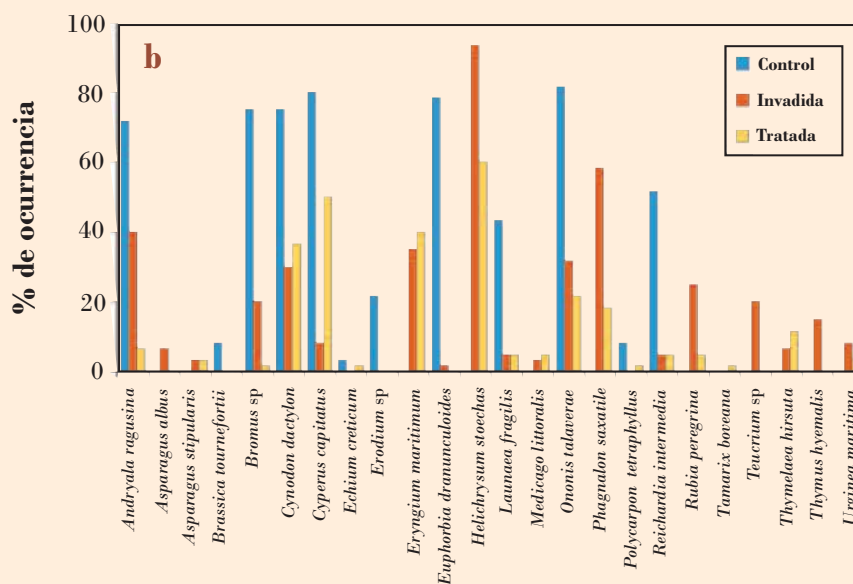
Comparación entre parcelas	Similaridad (%)	
	Marzo	Abril
Invadida vs No invadida	20 (< 0,001*)	19 (< 0,001*)
No invadida vs Tratada	14 (< 0,001*)	21 (< 0,001*)
Invadida vs Tratada	36 (< 0,001*)	29 (< 0,001*)

**Tabla 5.** Similaridad (%) en la composición de flora nativa entre parcelas invadidas por *Agave sisalana*, no invadidas y tratadas. El símbolo “\*” que acompaña al valor de significación obtenida mediante el test de Anosim, indica la existencia de diferencias significativas entre grupos de parcelas. Los resultados se obtuvieron tras comparar la flora en un total de entre 60 (abril) y 100 (marzo) quadrats de 1 m<sup>2</sup> en cada zona.

Tipo de parcela	Riqueza (n° especies)	Índice de dominancia	Índices de diversidad	
		Berger-Parker	Simpson (1-D)	Brillouin
Invadida	19	0,22	0,89	2,37
No invadida	12	0,14	0,89	2,18
Tratada	18	0,22	0,87	2,14

**Tabla 6.** Riqueza e índices de diversidad y dominancia de la flora nativa en parcelas invadidas por *Agave sisalana*, no invadidas y tratadas, obtenidos en abril de 2014. Los datos se obtuvieron en un total de 60 quadrats de 1 m<sup>2</sup> en cada zona.

Las parcelas invadidas presentaban una mayor abundancia de leñosas colonizadoras como *Helichrysum stoechas* y *Thymelaea hirsuta* que las zonas no invadidas, en consonancia con Badano y Pugnaire (2004). En zonas no invadidas dominaron especies de menor porte como *Cyperus capitatus*, *Ononis talaverae*, *Euphorbia ranunculoides* o *Reichardia intermedia* (Fig. 24). Los re-



**Fig. 24.** Flora presente en áreas invadidas por *Agave sisalana*, no invadidas y tratadas. a) Algunas especies representativas; b) Porcentaje de ocurrencia de cada especie, calculado como el n° de quadrats en los que la especie está presente / n° total de quadrats muestreados. Los datos corresponden al mes de abril.

sultados contrastan en parte con Badano y Pugnaire (2004), quienes hallaron que la proliferación de *Agave* spp. disminuye significativamente la diversidad de la comunidad vegetal respecto a zonas no invadidas. El incremento de la riqueza no resulta extraño si consideramos los cambios de hábitat propiciados por la proliferación de *Agave* spp., que convierte un arenal altamente expuesto a la insolación y el viento (y por tanto con condiciones ambientales que podrían considerar más extremas) en una zona de matorral relativamente protegida del viento.

Esto unido al hecho de que la proliferación de *Agave* spp. no suele ocupar completamente el suelo sino que deja claros (incluso en zonas invadidas maduras), podría explicar el incremento del número de especies observado.

#### **5.1.6. ¿Cómo afecta *Agave sisalana* a la comunidad de artrópodos errantes?**

La comunidad de artrópodos errantes encontrada en primavera en el Paraje de Amoladeras estuvo dominada por coleópteros tenebriónidos de las especies *Tentyria elongata*, *Erodius carinatus* subsp. *mendizabali*, *Pimelia hispanica*, *Akis discoidea* y *Scaurus vicinus*, así como el carábido *Scarites buparius* (Fig. 25). *Erodius carinatus* subsp. *mendizabali* fue la especie dominante tanto en marzo como en abril, constituyendo por sí solo 82-89% de la abundancia total. Junto con *T. elongata* y *S. buparius* supusieron >97% de las capturas. Por tanto, se trata de un ambiente poco diverso, con especies altamente adaptadas a las condiciones extremas impuestas por el arenal (alta insolación, temperatura y movilidad del sustrato).

En cuanto a la abundancia total, la suma de individuos capturados tanto en marzo como en abril fue 5 veces superior en la zona no invadida que en la invadida, lo que demuestra que la invasión por sisales tiene un impacto evidente en la abundancia total de coleópteros errantes (Fig. 26). Este resultado contrasta con el obtenido para la comunidad de plantas nativas. El análisis del n° de individuos encontrados por trampa y día (Fig. 27) mostró diferencias significativas en el caso de los géneros *Tentyria*, *Erodius* (en marzo y abril) y *Scarites* (solo en abril), pero no en el resto de especies que solo aparecieron de forma anecdótica (Tabla 7). Los motivos de esta exclusión de coleópteros errantes típicamente dunares no están claros pero podría haberse producido una combinación de factores:

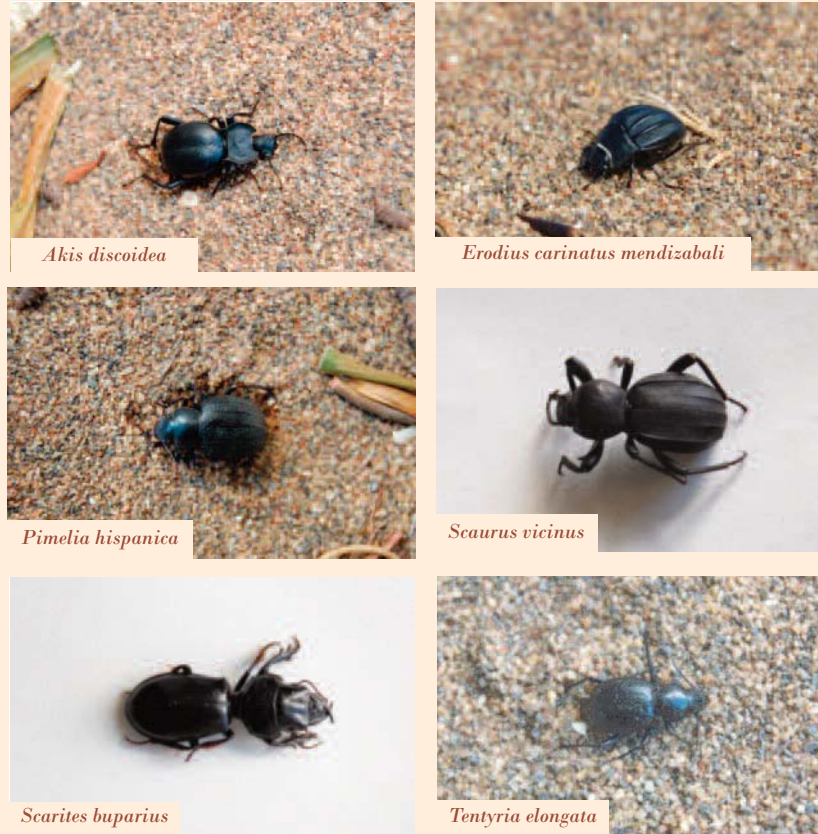
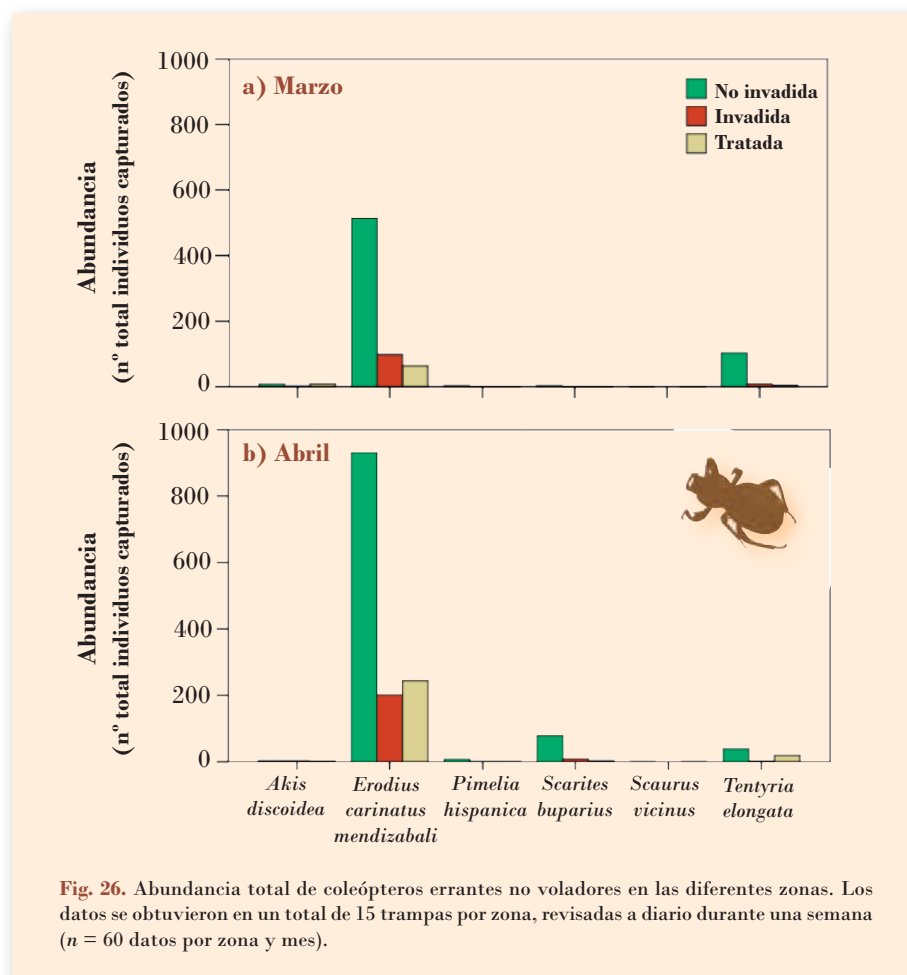
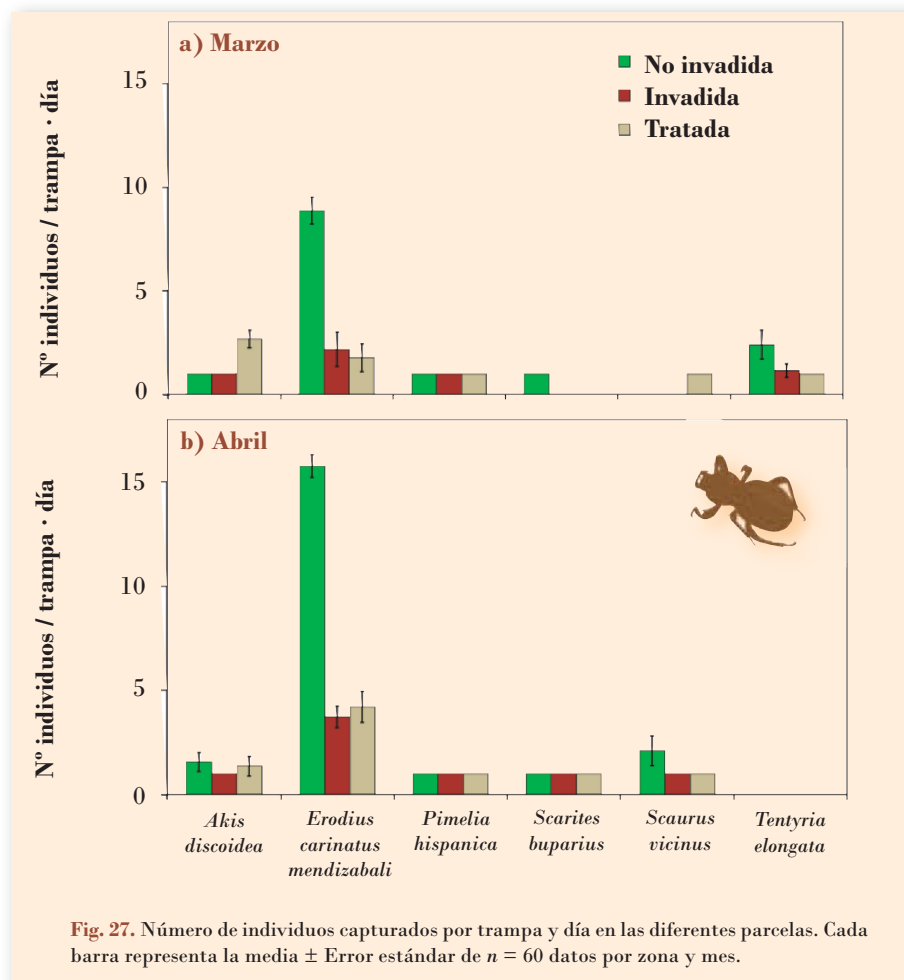


Fig. 25. Algunos coleópteros presentes en los arenales de Las Amoladeras (Almería).

Por un lado, los rodales de *Agave sisalana* pueden ejercer una barrera física al paso de los invertebrados. Otras plantas nativas también pueden ejercer de barrera pero están mucho menos representadas que los sisales en las zonas invadidas. Dicho de otro modo, la proporción de “plantas-barrera” es dominante en la zona invadida y es ocasional en la zona no invadida. No obstante, la presencia de numerosos claros entre sisales haría esperable una mayor presencia de coleópteros al disponer de hábitat aparentemente favorable, por lo que se presume que deben existir otros factores que posiblemente actúen de manera sinérgica.



Los sisales y los tallos florales secos podrían ser utilizados como posadero de aves para el acecho, lo que daría lugar a un incremento de la depredación respecto a las zonas no invadidas. De hecho, sin realizar una búsqueda exhaustiva, nos topamos con varios ejemplares de coleópteros ensartados en las puntas de los sisales, un comportamiento habitual de aves del género *Lanius* (Carlson 1983, 1985; Hernández 1993). También podría deberse a las diferencias en la composición de la flora entre zonas invadidas y no invadidas, de modo que alguna de las especies desplazadas constituyera una planta nutricia para los coleópteros. Otra opción es que se estén produciendo efectos en cascada. Se ha observado que las aves esteparias son también excluidas



de las zonas invadidas por sisales (com. pers. de personal de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio). Estas aves podrían actuar regulando la abundancia de depredadores (e.g., saurios) de estos artrópodos errantes, que podrían por tanto incrementar localmente sus poblaciones en las zonas invadidas, reduciendo a su vez la abundancia de coleópteros. En cualquier caso, la escasez de datos publicados recomienda estudios adicionales para comprender mejor los efectos de la invasión de sisales.



Especie	Invasida vs. No invasida		No invasida vs. Tratada		Invasida vs. Tratada	
	Marzo	Abril	Marzo	Abril	Marzo	Abril
<i>Tentyria elongata</i>	<0,001*	<0,001*	<0,001*	0,023*	0,531	0,001*
<i>Erodium carinatum</i> <i>subsp. mendizabali</i>	<0,001*	<0,001*	<0,001*	<0,001*	0,035*	0,507
<i>Pimelia hispanica</i>	0,315	0,029	0,315	0,029	0,991	0,991
<i>Akis discoidea</i>	0,085	0,994	0,232	0,655	0,622	0,655
<i>Scarites buparius</i>	0,082	<0,001*	0,082	<0,001*	1	0,116

**Tabla 7.** Valores de significación estadística obtenidos al comparar el número de individuos de cada especie observados por trampa y día mediante el test de U-Mann-Whitney. El símbolo “\*” indica la existencia de diferencias significativas. Los datos se obtuvieron en un total de 15 trampas por zona, revisadas a diario durante una semana ( $n = 60$  datos por zona y mes).

## 5.2. Lantana o Bandera española (*Lantana camara*)

### *Características de la especie:*

El género *Lantana* (Verbenaceae) es originario de zonas tropicales y subtropicales del continente americano (Henderson 2001). Su nombre común hace referencia a los colores de las inflorescencias en la variedad/tipo común, pero nada tiene que ver con su origen geográfico. Abarca arbustos perennes leñosos de hasta 2-4 m de altura, aunque puede trepar hasta 15 m apoyada sobre otras especies. Las hojas son opuestas, ovadas u oblongo-ovadas, de 2-10 cm de longitud por 2-6 cm de anchura. Tienen un color verde brillante, rugosas, finamente pelosas, con márgenes serrados y emiten un olor acre cuando son estrujadas. El tallo es de sección cuadrada y presenta espinas curvadas, aunque algunas variedades cultivadas carecen de ellos. Las inflorescencias se componen de 20-40 flores, de unos 2,5 cm de diámetro y con colores que van desde el blanco, crema, amarillento, morado y rojo (Fig. 28). La vistosidad de sus flores ha motivado el cultivo de diferentes variedades con fines ornamentales desde 1858 (Stirton 1983). La floración suele ocurrir en los meses más cálidos aunque puede extenderse todo el año si se dan condiciones adecuadas de luz y humedad. Algunas variedades tienen hojas ricas en alcaloides y resultan tóxicas para el ganado (Wells y Stirton 1988; Morton 1994).



Fig. 28. *Lantana camara*, planta americana profusamente utilizada como ornamental en todo el mundo.

Es una especie altamente invasora, que afecta a ecosistemas nativos en más de 60 países por todo el mundo (Parsons y Cuthbertson 2001). De hecho está reconocida entre las 100 especies invasoras más peligrosas (Lowe et al. 2004). Puede desarrollarse en una gran variedad hábitats y tipos de suelo. Normalmente crece mejor en espacios abiertos y soleados, como tierras degradadas, pastos, bordes de bosques tropicales y subtropicales, bosques templados y bosques en recuperación tras incendios. También invade plantaciones y zonas de ribera (Sharma et al. 2005). Entre las características biológicas que contribuyen al éxito de *Lantana* como invasora se incluyen: plasticidad fenotípica, dispersión beneficiada debido a las actividades de forrajeo destructivas, amplia distribución geográfica, reproducción vegetativa, tolerancia al fuego, mejores capacidades competitiva que la flora nativa, alelopatía y toxicidad para animales (Achhireddy et al. 1985; Jain et al. 1989; Gentle y Duggin 1997; Ambika et al. 2003).

#### **Área de trabajo:**

Para la realización de ensayos se ha escogido el paraje de la playa de La hierbabuena, incluido en el Parque Natural de La Breña y Marismas del Barbate (Cádiz) (Fig. 29). Este paraje alberga las mayores extensiones invasoras de *Lantana camara* conocidas hasta la fecha en Andalucía, alertando sobre el potencial invasor de esta especie en ambientes litorales. En cualquier caso, el uso ornamental masivo que se hace de esta especie implica un riesgo real de que aparezcan nuevos focos invasores. Por tanto, los resultados que aquí se obtengan podrían ser útiles y aplicables en otros ámbitos costeros del territorio. En particular, en Barbate, *Lantana camara* forma rodales muy densos sobre arenales costeros (Fig. 29), que afectan a hábitats de interés comunitario (e.g., Dunas litorales con *Juniperus* spp., Dunas con bosques *Pinus pinea* y/o *Pinus pinaster*) y especies amenazadas como el enebro costero (*Juniperus macrocarpa*), catalogado “En Peligro” en Andalucía (Cabezudo et al. 2005). Por tanto, la localidad escogida se considera un ambiente idóneo en el que priorizar la conservación del medio natural y en el que los ensayos aquí propuestos pueden tener un mayor potencial para la gestión.

La zona de trabajo constituye un arenal-matorral costero de suave relieve con presencia de retama blanca (*Retama monosperma*), enebro costero (*Juniperus macrocarpa*), palmito (*Chamaerops humilis*) y vegetación psammófila como *Pancratium maritimum*. En las áreas invadidas apenas se aprecia vegetación nativa, ya que los rodales de *L. camara* cubren por completo el espacio con estructuras abovedadas (Fig. 29).

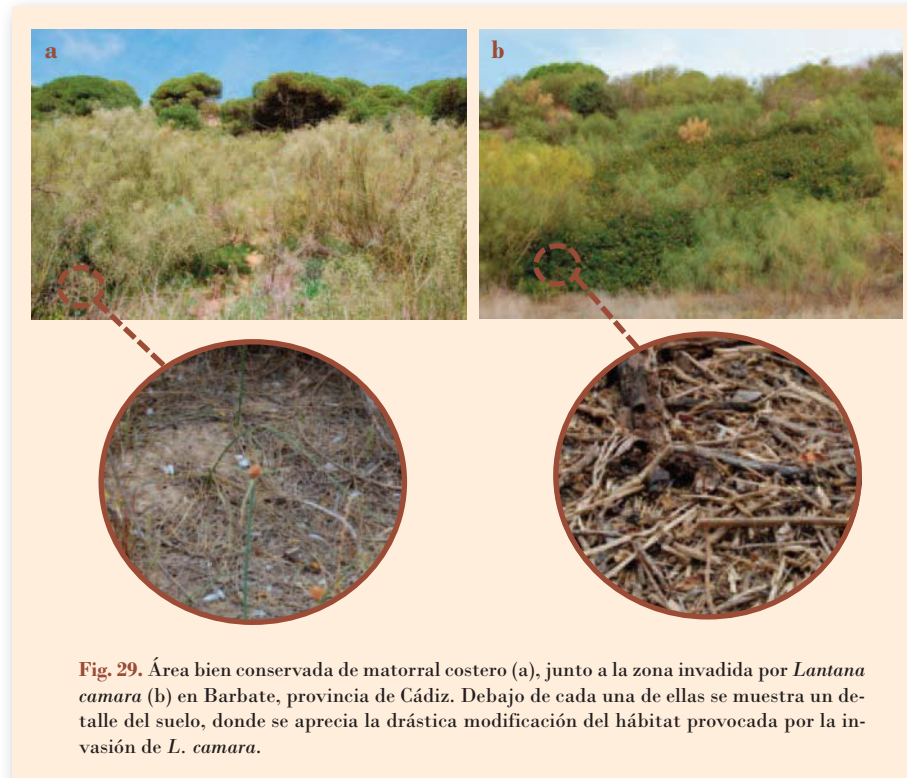


Fig. 29. Área bien conservada de matorral costero (a), junto a la zona invadida por *Lantana camara* (b) en Barbate, provincia de Cádiz. Debajo de cada una de ellas se muestra un detalle del suelo, donde se aprecia la drástica modificación del hábitat provocada por la invasión de *L. camara*.

### 5.2.1. Desbroce y cubrimiento con geotextil

#### Metodología:

Se realizó el desbroce de toda la parte aérea, usando desbrozadoras de gasoil y discos de 3 puntas, como en *Agave sisalana*. Los desbroces fueron altamente complicados debido a la estructura y densidad de los rodales de *Lantana camara*. Los matorrales con un crecimiento muy compacto, no presentaban un tallo principal evidente sobre el que proceder a una tala. Por el contrario, las ramas formaban una maraña de ramas muy densa, que complicó su eliminación y dificultaba el desbroce selectivo (Fig. 30a). Los escasos pies de otras especies como Retama blanca (*Retama monosperma*) o acebuche (*Olea europea*) que excepcionalmente se han mantenido en el interior del rodal de *Lantana* (y que a veces quedan casi completamente escondidos) se entremezclan con los tallos de *Lantana*. Además, a menudo los ro-



Fig. 30. Desbroces de *Lantana camara*, en los que se aprecia la complejidad de los trabajos con esta especie, por la estructura de los rodales (a) y por colonizar zonas en pendiente (b).

dales de *L. camara* crecen en zonas de alta pendiente (Fig. 30b), lo que añade complejidad a los trabajos y un menor rendimiento derivado del uso de líneas de vida. El hecho de no tener un tallo o tronco principal da lugar a que las zonas tratadas quedan cubiertas de trozos de ramas en diferentes grados de trituración que cuesta mucho eliminar por completo.

De toda la superficie tratada, se seleccionaron 5 parcelas (de entre 50-100 m<sup>2</sup>) con un alto grado de invasión de *Lantana camara* (>75%) y se colocó en ellas un geotextil de tipo malla antihierba. El geotextil fue totalmente cubierto con arena del lugar (Fig. 31) para evitar su movilización por viento o posibles robos. El resto de la superficie desbrozada se dejó como control para evaluar en ella la presencia y abundancia de rebrotes.



**Fig. 31.** Parcela tratada en la que se ha colocado malla antihierba para impedir el desarrollo de rebrotes de *Lantana camara*. La malla fue enterrada unos 5 cm para evitar movilización por y posibles robos.

**Resultados:**

*Lantana camara* tiene una elevada capacidad de rebrotar, tal y como demuestra el elevado número de rebrotes, algunos de los cuales pueden surgir de un mismo tallo o raíz (Figs. 32, 33). Además, estos rebrotes tienen una capacidad muy precoz para florecer y fructificar, apenas 1-2 meses desde el desbroce (Figs. 32, 33), lo que obliga a realizar repasos periódicos, por ejemplo, mediante aplicación foliar de herbicida por aspersión (Fig. 34). En este tipo de casos, como ocurre con acacia (ver sección 5.3), es recomendable aplicar el herbicida a baja presión (gota gorda), lo que reduce la dispersión del herbicida, minimizando el efecto sobre plantas vecinas no objetivo.

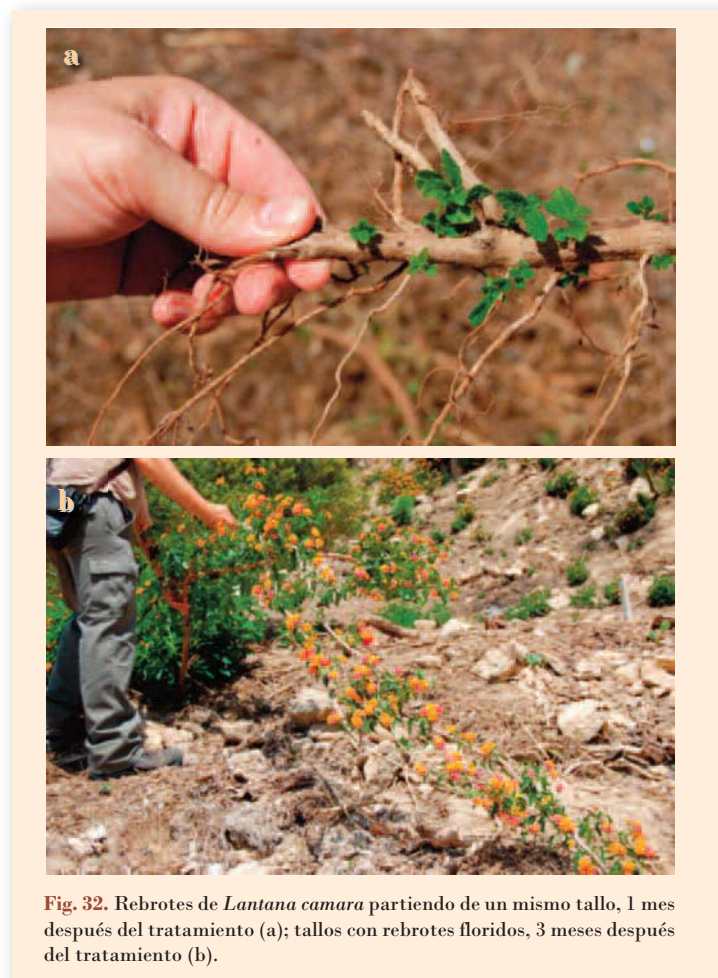


Fig. 32. Rebrotos de *Lantana camara* partiendo de un mismo tallo, 1 mes después del tratamiento (a); tallos con rebrotes floridos, 3 meses después del tratamiento (b).



Fig. 33. Parcela sin geotextil masivamente recolonizada por rebrotes de *Lantana camara*, 3 meses después del desbroce.

Conviene concentrar en el tiempo lo máximo posible la realización de los desbroces iniciales, ya que de otro modo los rebrotes tendrán un grado diferente de desarrollo a la hora de realizar la aplicación de herbicida, obligando a alargar el periodo dedicado a repasos, con las dificultades de organización y coordinación que conlleva.

Respecto a la efectividad del tratamiento, pasados dos meses desde el desbroce, en las parcelas no cubiertas, los rebrotes ocuparon un  $28,5\% \pm 0,9\%$  (media  $\pm$  error estándar) del suelo tratado, si bien este porcentaje fue altamente variable, oscilando entre el 8-92% de cobertura. El geotextil previno totalmente la aparición de rebrotes de *L. camara*, mostrándose como una técnica altamente eficaz para evitar la aparición de rebrotes en esta especie en los casos en los que existen rodales monoespecíficos (Figs. 35 y 36).



Fig. 34. Aplicación de herbicida sobre rebrotes de *Lantana camara*, 3 meses después del desbroce (tratamiento sin geotextil).





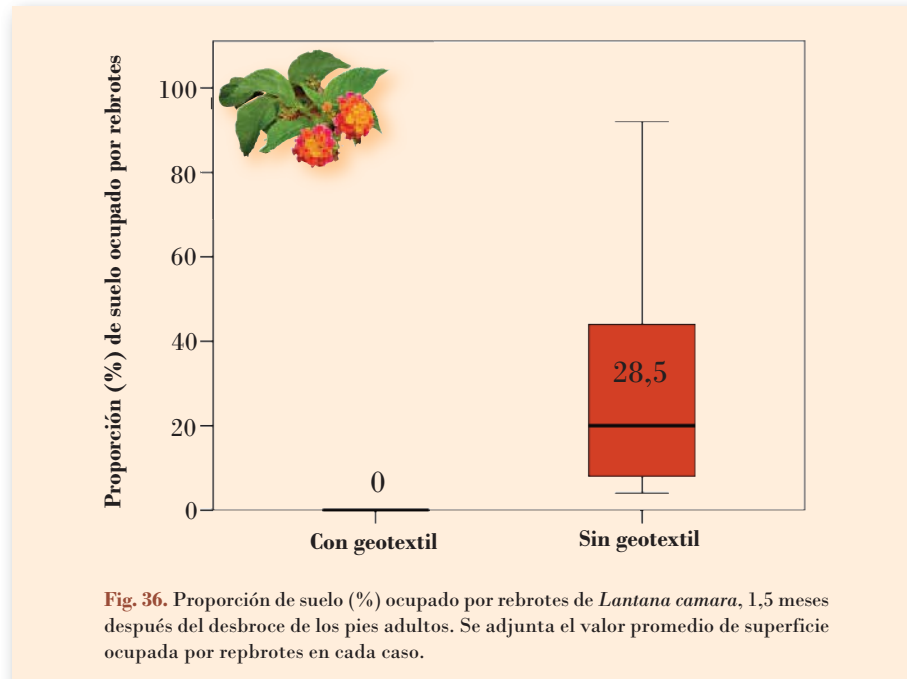
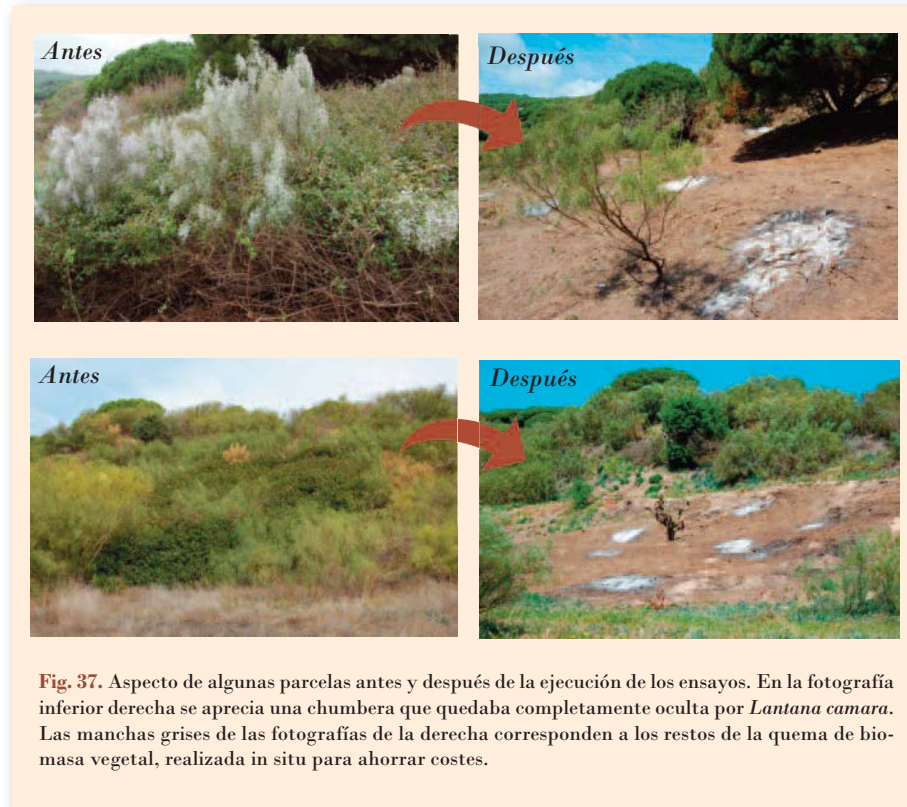


Fig. 36. Proporción de suelo (%) ocupado por rebrotes de *Lantana camara*, 1,5 meses después del desbroce de los pies adultos. Se adjunta el valor promedio de superficie ocupada por rebrotes en cada caso.

### 5.2.2. ¿Cómo afecta *Lantana camara* a la comunidad vegetal?

*Lantana camara* motivó una profunda alteración de la flora nativa. Debido a que *L. camara* formaba rodales prácticamente monoespecíficos, su desbroce y retirada dejó prácticamente desprovisto el medio de vegetación (Fig. 37), quedando en su lugar un importante acúmulo de hojarasca y ramas trituradas de *Lantana* (Fig. 29).

El análisis de la composición florística, a priori, se planteó entre parcelas invadidas y las no invadidas. Sin embargo, las primeras eran prácticamente infranqueables y se usaron las parcelas recién tratadas como indicador del impacto de *Lantana* en la comunidad nativa. El porcentaje de similitud entre estas parcelas tratadas y no invadidas fue tan solo del 5% (SIMPER), lo que a su vez propició la existencia de diferencias significativas entre ambas comunidades ( $p < 0,001$ , Anosim). El número de especies se redujo de una media de 15 especies en zonas no invadidas a solo 4 en las zonas recién tratadas (Tabla 8). El índice de dominancia de Berger-Parker se multiplicó



**Fig. 37.** Aspecto de algunas parcelas antes y después de la ejecución de los ensayos. En la fotografía inferior derecha se aprecia una chumbera que quedaba completamente oculta por *Lantana camara*. Las manchas grises de las fotografías de la derecha corresponden a los restos de la quema de biomasa vegetal, realizada in situ para ahorrar costes.

por 3,5 en las parcelas tratadas y los índices de diversidad de Simpson y Brillouin mostraron un claro descenso.

La recuperación de la flora nativa, evaluada a corto plazo (3 meses) tras la actuación, fue bastante heterogénea. Se observaron indicios de recuperación a corto plazo en algunas zonas (Fig. 38), pero dos aspectos complican la recuperación: por un lado, el potente desarrollo de rebrotes de *Lantana camara*; y por otro, la proliferación de plantones de otra especie invasora como *Solanum sodomeum* (Fig. 39), que parece verse favorecida por la liberación de espacio y nutrientes tras el desbroce masivo y quema de restos. Esto sugiere, por un lado, la conveniencia de retirar, al mismo tiempo que *Lantana*, cualquier otra planta invasora que se encuentre en la zona de trabajo. Por otro, recomienda una elevada frecuencia de repasos para propiciar la recolonización de la flora nativa.

Tipo de parcela	Riqueza (n° especies)	Índice de dominancia	Índices de diversidad	
		Berger-Parker	Simpson (1-D)	Brillouin
No invadida	15 ± 3	0,17 ± 0,02	0,896 ± 0,008	2,24 ± 0,09
Tratada	4 ± 2	0,60 ± 0,25	0,532 ± 0,259	0,80 ± 0,49

**Tabla 8.** Riqueza e índices de diversidad y dominancia de la flora nativa en parcelas tratadas por la invasión de *Lantana camara* y en parcelas no invadidas, obtenidos en marzo de 2014. Cada dato representa la media ± SD de  $n = 100$  cuadrats de 1 m<sup>2</sup> por parcela.



**Fig. 38.** Recuperación parcial de la flora nativa en las parcelas tratadas. En la foto, una de las parcelas con mayor grado de recuperación 3 meses después del desbroce. Nótese la presencia frecuente de rebrotes de *Lantana camara* en flor (círculos azules punteados).



**Fig. 39.** Proliferación de plantones de la planta exótica *Solanum sodomeum* en las zonas que antes ocupaba *Lantana camara*. La presencia de pinchos en los tallos y hojas de los plantones de *S. sodomeum* dificulta mucho su retirada manual selectiva.

### 5.2.3. ¿Cómo afecta *Lantana camara* a la comunidad de artrópodos errantes?

La comunidad de artrópodos en el área de trabajo es bastante rica, apareciendo numerosas especies que se han agrupado en clases u órdenes para presentar los resultados de manera más sintética. Los cerrados rodales de *Lantana* imponían fuertes limitaciones para la colocación de trampas de caída, por lo que se trabajó en la zona no invadida y en la zona recién desbrozada, que en cierta medida y al menos a corto plazo, puede ofrecer indicios del impacto de la invasión de *Lantana* sobre la comunidad de invertebrados.

Los resultados de marzo y abril muestran diferencias significativas en la composición de artrópodos entre parcelas no invadidas y aquellas recién desbrozadas. En las parcelas no invadidas hay una dominancia de coleópteros tenebriónidos (como *Pimelia fornicata*, *Erodius tibialis*) y carábidos (*Scarites occidentalis*), que en conjunto representan entre 39-68% de la abundancia total. También hay una presencia notable de isópodos (18-51%), miriápodos (comúnmente conocidos como milpiés) y arácnidos (Fig. 40). Por el contrario las zonas que estaban invadidas por *Lantana camara* experimentan una fuerte pérdida de los coleópteros tenebriónidos y *Scarites occidentalis* (<3%) a favor de los isópodos, que incrementan su representación hasta el 84-89%. En conjunto, la comunidad de artrópodos en la zona tratadas experimentó una pérdida significativa de diversidad y un aumento considerable del índice de dominancia, en respuesta a la alta representación de isópodos (Tabla 9).

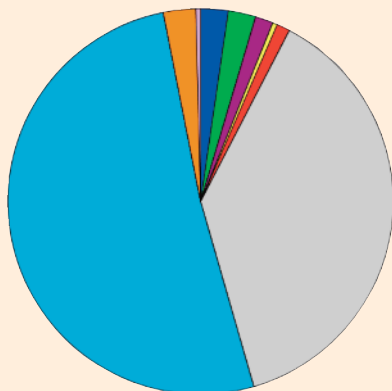
Las parcelas no invadidas, que constituyen un retamar-enebral costero sobre arenas litorales silíceas, presentan una proporción variable (20-50%) de suelo desnudo. Sin embargo, las parcelas invadidas recién desbrozadas, aunque carecen de vegetación arbustiva, presentan una gruesa capa de hojarasca y raíces de *L. camara*, a diferencia de las no invadidas ocasionalmente con arenas silíceas expuestas al aire (Fig. 29).

	Marzo		Abril	
	No invadida	Tratada	No invadida	Tratada
Riqueza	9	8	9	10
Simpson (1-D)	0,59	0,20	0,64	0,29
Brillouin	1,09	0,48	1,31	0,67
Berger-Parker	0,51	0,89	0,55	0,84

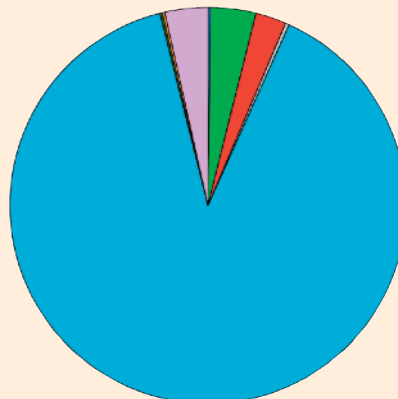
**Tabla 9.** Índices de riqueza, diversidad (Simpson y Brillouin) y dominancia (Berger-Parker). Los datos se obtuvieron en un total de 15 trampas por zona, revisadas a diario durante una semana ( $n = 60$  datos por zona y mes).

a) Marzo

Control (no invadido)

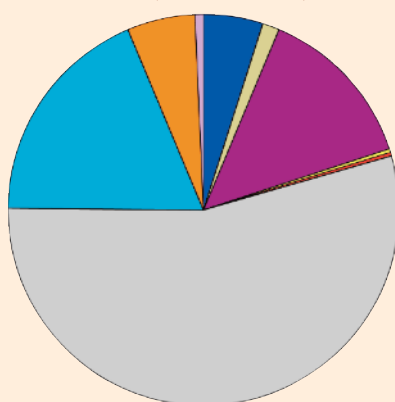


Tratada

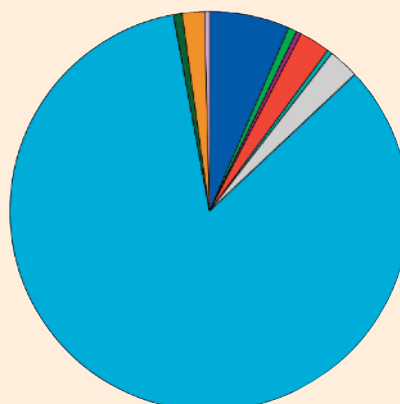


b) Abril

Control (no invadido)



Tratada



Grupos taxonómicos:

- Arachnida, Araneae
- Arachnida, Opiliones
- Arachnida, Trombidiformes
- Coleoptera, Carabidae
- Coleoptera, Curculionidae
- Coleoptera, otros
- Coleoptera, Staphylinidae
- Coleoptera, Tenebrionidae
- Isopoda
- Myriapoda, Chilopoda
- Myriapoda, Diplododa
- Thysanura

Fig. 40. Composición de los invertebrados errantes no voladores capturados en trampas de caída en abril, tanto en zonas invadidas recientemente desbrozadas como en parcelas no invadidas, bien conservadas. Los datos se obtuvieron en un total de 15 trampas por zona, revisadas a diario durante una semana ( $n = 60$  datos por cada zona y mes).

### 5.3. Acacia o mimosa (*Acacia saligna*)

#### *Características de la especie:*

*Acacia saligna* es un arbolito oriundo de Australia, de unos de 4-7 m de altura, a veces con varios troncos de corteza grisácea y con la copa densa y colgante. Los filodios (falsas hojas) son normalmente colgantes, y pueden tener una forma desde estrechamente elíptica a estrechamente oblanceolada, planos, de 8-25 cm x 4-20 (-50) mm, rectos, curvados o falcados, de ápice agudo, glabros, algo glaucos. Los filodios tienen un nervio central marcado, y nervios laterales también algo aparentes (Fig. 41). Las flores crecen en racimos axilares de raquis a veces zigzagueante, más cortos que los filodios, con 2-10 glomérulos de color amarillo intenso, de 7-10 mm de diámetro, sobre pedúnculos glabros de 5-15 (-20) mm de largo. Las flores son pentámeras. El fruto es una legumbre estrecha, ligeramente constreñida entre las semillas, de 5-14 cm x 5-6 mm, glabra o a veces ligeramente pubescente, con semillas de oblongas a ligeramente elípticas, de 5-6 mm de largo, en disposición longitudinal (Valdés et al. 1987).

Esta especie está muy representada en Andalucía, utilizándose como ornamental y habiéndose plantado extensamente en márgenes de carretera.



Fig. 41. *Acacia saligna*, oriunda de Australia y utilizada con frecuencia como planta ornamental.

### Área de trabajo:

El ambiente donde se han realizado los ensayos son acantilados costeros litorales arenosos, con formaciones arbustivas (Fig. 42) dominadas por sabinas costeras (*Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata*), espinos negros (*Rhamnus lycioides* subsp. *oleoides*) y algunos enebros (*Juniperus macrocarpa*), matas y hierbas perennes como *Calendula suffruticosa* subsp. *algarbiensis*, *Rosmarinus officinalis*, *Lavandula stoechas*, *Stauracanthus genistoides*, *Ononis natrix* subsp. *ramosissima*, *Anthemis maritima*, y otras matas y hierbas anuales como *Cachrys libanotis*, *Verbascum giganteum* subsp. *martinezii*, *Vulpia alopecuros*, etc. Estos ambientes constituyen hábitats de interés comunitario (e.g., Dunas litorales con *Juniperus* spp., Dunas con bosques *Pinus pinea* y/o *Pinus pinaster*). La zona cuenta también con varias especies amenazadas como son: *Juniperus macrocarpa* (CR), *Thymus albicans* (CR), *Juniperus phoenicea* subsp. *turbinata* (VU), *Armeria macrophylla* (VU) (Cabezudo et al. 2005). Esto obliga a realizar los tratamientos de control de una manera selectiva, a fin de no perjudicar a especies amenazadas.

Entre los impactos, reduce significativamente la cobertura, riqueza y diversidad de la flora nativa, literalmente ocupando totalmente el espacio (Fig. 43). Acumula una gran cantidad de hojarasca (Fig. 44), con presencia de sustancias alelopáticas que inhiben el crecimiento de las plantas autóctonas (Lorenzo et al. 2008).



**Fig. 42.** Matorral costero en buen estado (no invadido), muy próximo a la zona invadida por acacias australianas donde se han realizado los ensayos.



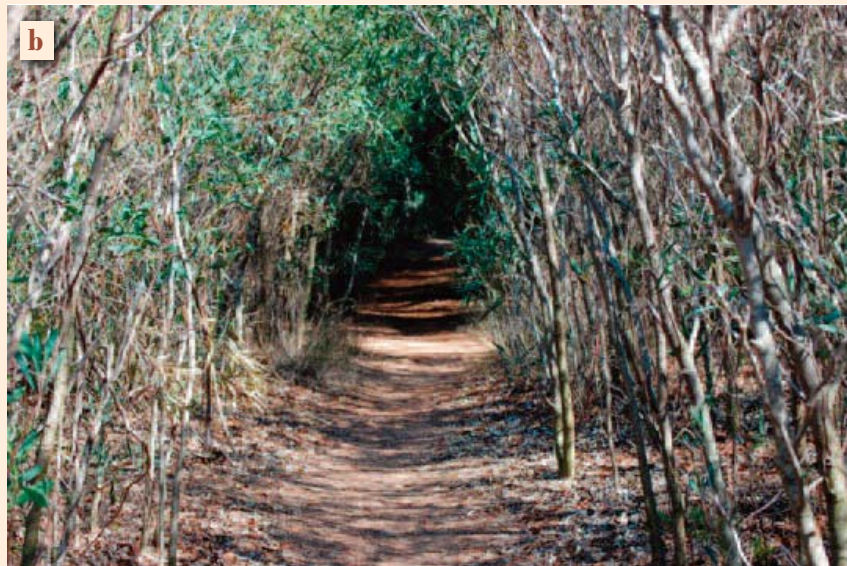


Fig. 43. Aspecto de zonas invadidas por *Acacia saligna*: (a) cubriendo un acantilado junto a la playa y (b) ocupando el matorral costero al pie del acantilado, donde el trasiego continuado de visitantes ha permitido mantener un pequeño paso a través de la zona invadida.



Fig. 44. Aspecto del suelo cubierto de hojarasca de *Acacia saligna* en una zona invadida (a) y cómo queda después de la tala de los tallos (b).

### 5.3.1. Tala, retirada de hojarasca y posterior tratamiento de rebrotes mediante aplicación foliar de herbicidas (por aspersión)

#### Metodología:

En este caso se ensayó un tratamiento mixto mecánico-químico, consistente en talar la biomasa aérea de todos los pies y tratar los rebrotes con herbicida mediante aspersión a baja presión. Se probaron 3 dosis diferentes de glifosato (Roundup Ultra Plus®): 1%, 2% y 5% p/v. Al finalizar la tala, los restos vegetales se dejaron acopiados durante algún tiempo (aprox. 1 mes) para su deshidratación. Esto reduce su volumen y favorece la quema *in situ*. Este método reduce los costes del tratamiento respecto a tener que trasladarlos a un vertedero.

Se tenía constancia de la presencia de camaleones (*Chamaeleo chamaeleon*) en el paraje. Se trata de una especie protegida por la legislación andaluza (Fig. 45), lo que motivó que, como paso previo al inicio de los trabajos, se informara a los operarios y se les diera instrucciones de inspeccionar cuidadosamente cada ejemplar antes de su tala y antes de su quema. En segundo lugar, las plantas taladas se dejaron al menos un mes para que los camaleones que pudiera haber se trasladaran a otro lugar y, por último, los trabajadores revisaban cuidadosamente las ramas antes de echarlas al fuego. Esto evitó que la actuación pudiera afectar negativamente a una especie protegida y pone de manifiesto la importancia de conocer la flora y fauna autóctonas en la zona invadida antes de iniciar los trabajos.



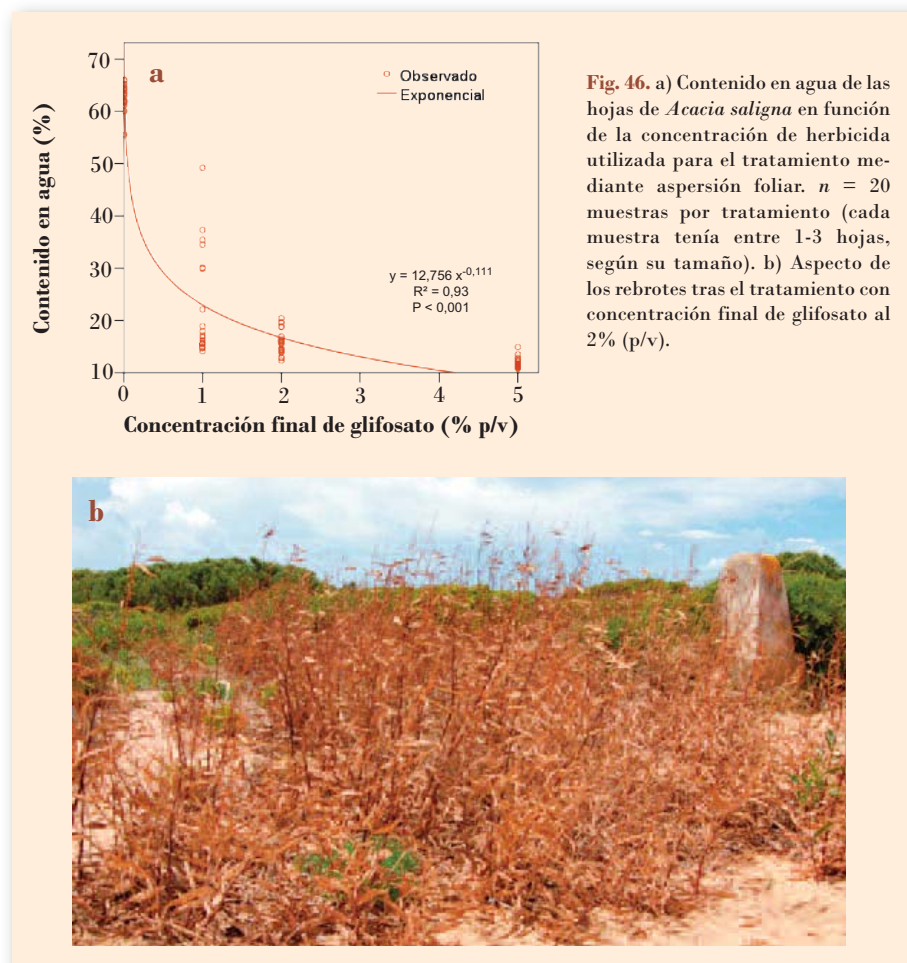
Fig. 45. Camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon*) sobre una acacia invasora.

Conviene iniciar los trabajos de tala en invierno a fin de minimizar los impactos sobre la flora anual y evitar coincidir con el periodo reproductor de otras especies de fauna (reptiles, aves, invertebrados errantes). La quema

no debe realizarse en ningún caso en la época de mayor riesgo de incendio (en Andalucía va desde el 15 de mayo al 15 de octubre), por lo que con más motivo conviene iniciar los trabajos en otoño/invierno, para que la quema se realice a más tardar a principios de primavera.

#### Resultados:

La experiencia mostró, en primer lugar, una elevada capacidad de rebrotar *Acacia saligna* tras la tala. La aplicación de herbicida por aspersión foliar mostró una elevada eficacia del a partir de dosis de glifosato del 2% (p/v) (Fig. 46). Son necesarios varios repasos para reducir al mínimo el número de pies vivos y acabar con la proliferación de rebrotes.



Los rebrotes aparecen tanto desde el mismo tocón (brote de cepa) como a partir de raíz a una distancia variable del tocón. La capacidad de rebrote es tan alta que pueden surgir rebrotes junto a otros que se secaron en los primeros repasos (Fig. 47).

Tras las aplicaciones, y durante tres meses se analizaron mensualmente las concentraciones edáficas de glifosato y de ácido aminometilfosfónico (AMPA, compuesto de degradación). Se encontró tanto glifosato como AMPA en una concentración creciente con la dosis empleada (Fig. 48). A pesar de ello, se produjo la germinación de plantas autóctonas en los rodales tratados (Fig. 49), lo que demuestra la ausencia de efecto preemergencia del principio activo utilizado.

### **5.3.2. Aplicación de herbicida mediante inyección en la base del tronco**

#### *Metodología:*

Para llevar a cabo la segunda aproximación de aplicación de herbicida, se



Fig. 47. Nuevos rebrotes de *Acacia saligna* surgidos en los tocones que ya habían sido tratados con herbicida un mes antes.

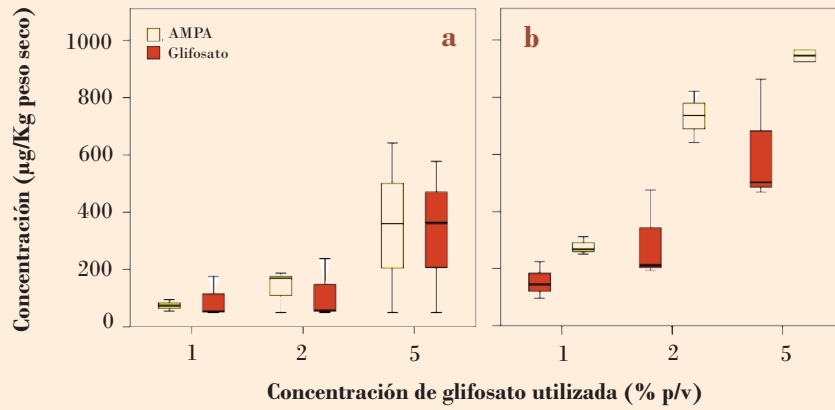


Fig. 48. Concentración de glifosato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) en el suelo de los pies tratados con diferentes dosis de herbicida, después de 2 meses (a) y 3 meses (b) de la aplicación. Cada barra se ha construido en base a  $n = 3$  muestras de suelo por cada tratamiento y mes.



Fig. 49. Plantas nativas surgidas en las parcelas de acacia tratadas con herbicida apenas un mes después del tratamiento: a) *Cachrys libanotis* y b) *Silene littorea*.

realizaron perforaciones oblicuas en la base del tronco, a unos 5 cm del suelo. Seguidamente se inyectó entre 5-10 mL de herbicida puro (36% p/v) o diluido a la mitad (18%), sellándolo con arcilla o masilla. A diferencia del método por aspersión foliar, se usa un volumen muy pequeño de herbicida (aunque a una dosis más alta) y no existen riesgos de deriva ni limitaciones de aplicación por viento y lluvia. En cualquier caso la metodología es altamente selectiva ya que no existe peligro de afectar a plantas nativas próximas. El tipo de herbicida utilizado tiene, no obstante, una importancia clave en la posible afección de flora nativa, incluso mediante esta metodología. Así por ejemplo, se ha documentado exudación por raíces del herbicida en plantas tratadas con Picloram (Hickman et al. 1989), que además presenta una mayor residualidad que el glifosato, como sugieren los plazos de seguridad (tiempo durante el que no se puede entrar a las parcelas tratadas sin protección), que es de 30 días para Picloram e inexistente para glifosato. En caso de duda se recomienda ponerse en contacto tanto con el organismo público con las competencias en el uso de fitosanitarios como con la empresa que desarrolló la patente (no necesariamente el vendedor o el fabricante).

#### Resultados:

*Acacia saligna* mostró una respuesta inapreciable al tratamiento en la base del tronco diluido al 50% (concentración final de glifosato 18% p/v). Las hojas de los pies tratados presentaron un contenido en agua similar a los árboles no tratados (control) (Fig. 50). Desde el punto de vista cualitativo, algunas hojas presentaban síntomas de amarilleamiento o

arrugamiento un mes después de la aplicación (Fig. 51), pero la respuesta fue desigual y heterogénea, con ramas afectadas junto a otras no afectadas.

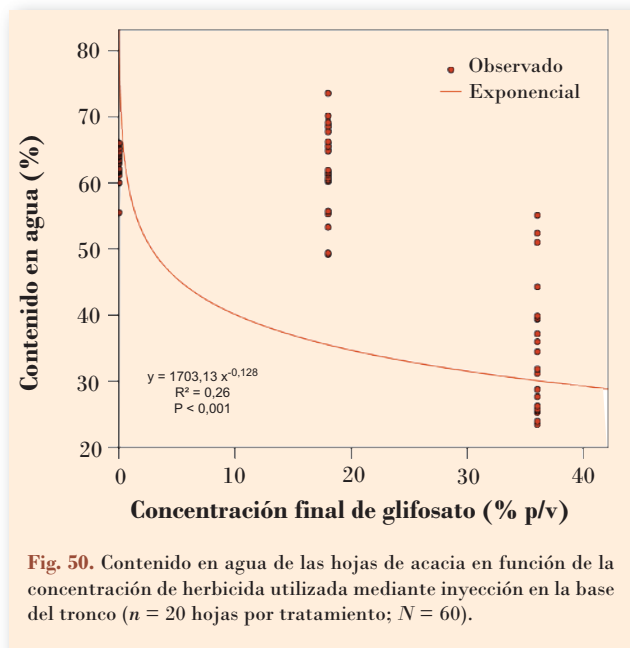
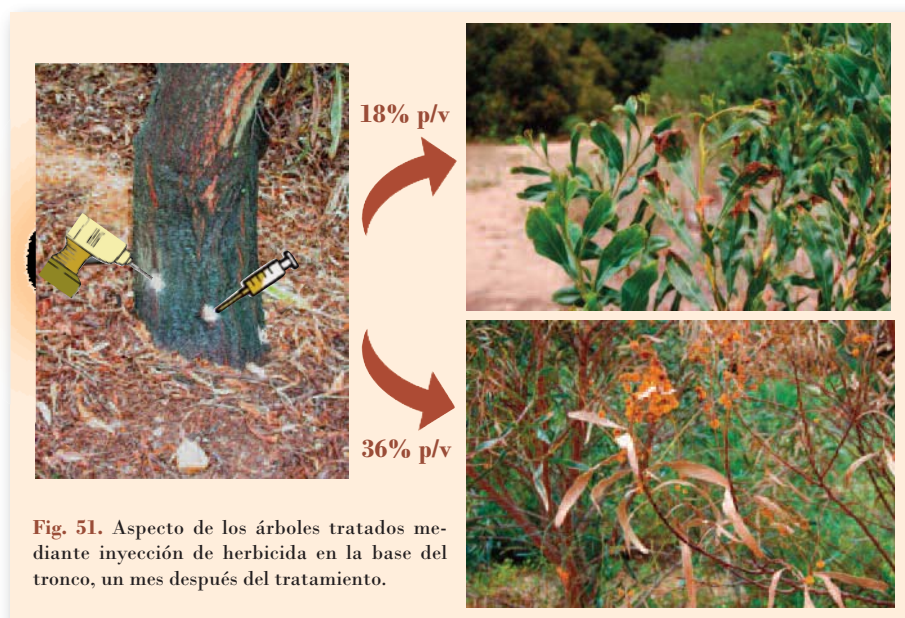


Fig. 50. Contenido en agua de las hojas de acacia en función de la concentración de herbicida utilizada mediante inyección en la base del tronco ( $n = 20$  hojas por tratamiento;  $N = 60$ ).



### 5.3.3. ¿Cómo afecta *Acacia saligna* a la comunidad vegetal?

*Acacia saligna* provocó una drástica y significativa reducción de la riqueza y los índices de diversidad de plantas nativas (Tabla 10). En las áreas invadidas, además de la reducción de la riqueza hubo un incremento del índice de dominancia de Berger-Parker, que prácticamente triplicó los valores en las zonas no invadidas y tratadas (Tabla 10). En consecuencia, aunque los resultados sobre la recuperación de la flora solo representan datos a corto plazo, sí se aprecian indicios positivos de recuperación. Respecto a la composición de la comunidad, el análisis de similaridad muestra el escasísimo parecido entre parcelas invadidas y no invadidas (5,5%, Tabla 11) y entre parcelas tratadas y no invadidas (1,3%). De hecho, en las parcelas tratadas dominan plantas anuales (terófitos), algunas nitrófilas, típicamente r-estrategas, adaptadas a colonizar ambientes removidos, con espacio, luz y nutrientes disponibles. Esta comunidad de anuales es muy diferente a las de zonas no invadidas, donde dominan arbustos perennes propios de un ambiente maduro. Estos resultados sugieren que se necesitarán varios años para alcanzar la recuperación de la comunidad florística. Como otras especies del género, *A. saligna* fija nitrógeno atmosférico, acumula gran cantidad de hojarasca y compuestos alelopáticos (Rama Devi y Prasad 1991; May y



Attiwill 2003; Yelenik et al. 2004; Lorenzo et al. 2010), por lo que *Acacia saligna* desplaza a las especies nativas tanto directamente como indirectamente a través de la modificación del hábitat.

Índice	No invadida	Tratada	Invasada
Riqueza	24	25	10
Simpson (1-D)	0,93	0,93	0,79
Brillouin	2,58	2,44	1,59
Berger-Parker	0,13	0,13	0,34

**Tabla 10.** Índices de riqueza, diversidad (Simpson y Brillouin) y dominancia (Berger-Parker). Los resultados se obtuvieron tras comparar la flora en un total de 50 quadrats de 1 m<sup>2</sup> en cada zona.

Comparación entre parcelas	Similaridad (%)
Invasada vs No invadida	5,5 ( $p < 0,001^*$ )
No invadida vs Tratada	1,3 ( $p < 0,001^*$ )
Invasada vs Tratada	18,5 ( $p < 0,001^*$ )

**Tabla 11.** Similaridad (%) en la composición de flora nativa entre parcelas invadidas por *Acacia saligna*, no invadidas y tratadas. El símbolo “\*” que acompaña al valor de significación  $p$  obtenida mediante el test de Anosim, indica la existencia de diferencias significativas entre parcelas. Los resultados se obtuvieron tras comparar la flora de un total de 50 quadrats de 1 m<sup>2</sup> en cada zona. Datos tomados en el mes de abril, dos meses después de la tala.

#### 5.4. Chumbera (*Opuntia dillenii*)

##### *Características de la especie:*

La chumbera brava (*Opuntia dillenii*) es un arbusto de hasta 3 m de altura nativo del sudeste de Estados Unidos, México e islas del Caribe hasta Ecuador. Presenta tallos muy ramificados, transformados en cladodios (comúnmente conocidos como “palas”) succulentos, de forma ovada u oblonga y de color verde claro. Espinas amarillas de hasta 5 cm de longitud, variables en número, de 1-5 por aréola, estando ésta elevada y con gloquidias numerosas. Sus flores son amarillas o anaranjadas (a veces rojizas). Los frutos son de color rojo o púrpura, jugoso, comestible, de 5-7,7 cm de longitud (Sanz-Elorza et al. 2004). La floración se produce a principios de verano.

Puede reproducirse por semilla o asexualmente, a partir de fragmentos de palas que pueden enraizar con facilidad. Las semillas son dispersadas por animales (aves, mamíferos, reptiles) que consumen sus frutos (Fig. 52). Los pájaros, por ejemplo, pueden consumir sus frutos y dispersar las semillas lejos de la zona invadida.



Fig. 52. a) Fruto de *Opuntia dillenii* parcialmente consumido por aves. Junto a él se aprecian las abundantes espinas, de color amarillo. b) Zona invadida por chumbera brava (*Opuntia dillenii*) en el Monumento Natural de Punta del Boquerón (San Fernando, Cádiz).

En España fue introducida hacia 1874, para su uso en jardinería o para la formación de setos. Actualmente está ampliamente distribuida por el sur de España, preferentemente en áreas litorales y de la Cuenca del Guadalquivir.

#### **Área de trabajo:**

Los ensayos se realizaron en una zona de arenal costero de la provincia de Cádiz, dominada por Retama blanca (*Retama monosperma*) y especies propias dunares y de transición hacia la marisma alta, como *Salsola vermiculata* y *Cynomorium coccineum*, esta última catalogada como “vulnerable” en Andalucía (Cabezudo et al. 2005). Este espacio forma parte de la Red Natura 2000, con la figura de Monumento Natural (Fig. 52) e incluye hábitats de interés comunitario (e.g., Dunas con *Euphorbia terracina*, Dunas con céspedes del *Malcomietalia*) de acuerdo a la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

#### **5.4.1. Aplicación foliar de herbicidas**

##### *Metodología:*

Se probó la eficacia del herbicida glifosato (Roundup UltraPlus®) en *Opuntia dillenii* mediante aspersión. Al igual que en los ensayos realizados con *Acacia saligna* y *Agave sisalana*, se probaron 3 dosis (concentraciones finales de glifosato de 1%, 2% y 5% p/v). El tratamiento mediante inyección en tocón no se ensayó debido a la dificultad y riesgo para la seguridad de los operarios que entraña acceder al tallo principal. Se añadió el colorante Bluemark® a la mezcla para ayudar a los operarios a realizar una aplicación homogénea del producto a toda la planta.

Debido a la presencia de grandes espinas, los efectos del tratamiento se valoraron de manera categórica (Tabla 12), de manera parecida a *Agave sisalana*.

Desde el punto de vista metodológico, la adición del tinte Bluemark® contribuyó a una aplicación homogénea de la mezcla. No obstante, la retención del colorante fue más bien escasa, siendo la base de las espinas (gloquidias) la parte de la planta que más coloreada quedaba (Fig. 53). De hecho, apenas se reconocían zonas teñidas un mes después del tratamiento.

Concentración final glifosato (p/v)	Efecto
1%	Débil amarilleamiento, más bien local Inhibición parcial de la floración
2%	Débil amarilleamiento generalizado Inhibición de la floración
5%	Amarilleamiento generalizado, y marchitez de cladodios jóvenes (apicales) Inhibición de la floración

Tabla 12. Respuesta de *Opuntia dillenii* al tratamiento con glifosato.

Se realizaron análisis del contenido en herbicida (glifosato) y en sus compuestos de degradación (ácido aminometilfosfónico –AMPA-) en el suelo, después de uno y dos meses después de las aplicaciones.

#### Resultados:

A diferencia de *Acacia saligna*, ninguna de las 3 dosis probadas mediante aspersión a baja presión provocó la marchitez total de los pies tratados, lo que coincide con los resultados obtenidos para *Agave sisalana* y está a su vez en

concordancia con lo apreciado en *Cylindropuntia rosea*, sobre la que el herbicida glifosato no tiene efecto, incluso empleado a dosis elevadas (Deltoro et al., en prensa). Únicamente se apreciaron signos claros de marchitez en los cladodios nuevos en los pies tratados con la dosis más alta (5%) (Fig. 54).

En el suelo bajo los pies tratados se encontró tanto glifosato (entre 145-1795 µg/kg peso seco de suelo) como AMPA (55-858 µg/kg peso seco de suelo).

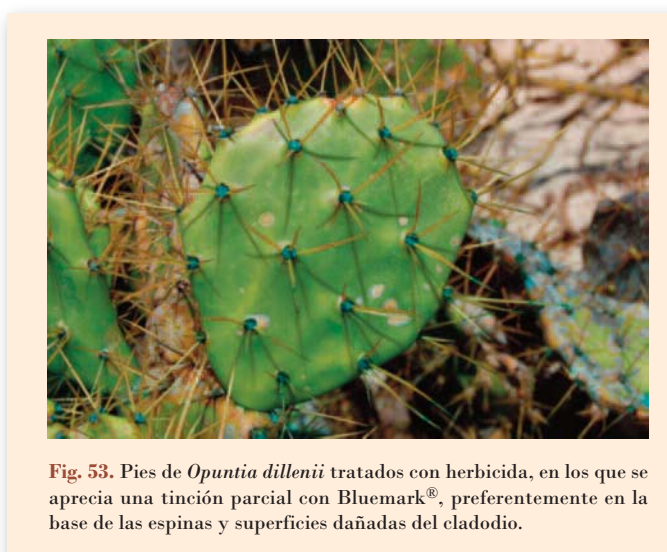


Fig. 53. Pies de *Opuntia dillenii* tratados con herbicida, en los que se aprecia una tinción parcial con Bluemark®, preferentemente en la base de las espinas y superficies dañadas del cladodio.

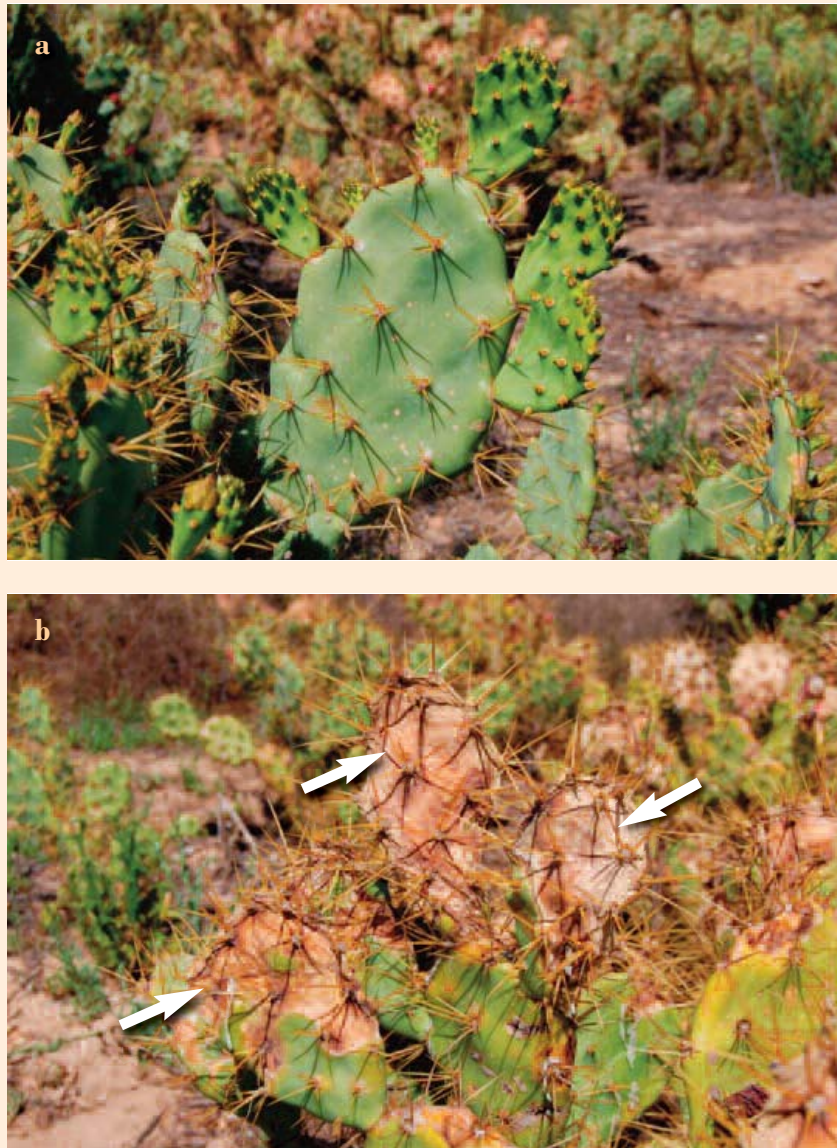


Fig. 54. Efectos del glisofato sobre *Opuntia dillenii*. a) Aspecto de pies no tratados (control). b) Pies tratados con dosis final 5% (p/v), donde se aprecia la marchitez parcial de los cladodios apicales, más jóvenes que el resto (indicados con flechas).

La concentración de ambas sustancias no se correlacionó con la dosis empleada, lo que sugiere que la aplicación foliar puede producir una acumulación muy heterogénea en el suelo que rodea cada planta tratada.

Precisamente por el escaso nivel de daño observado con los tratamientos, se corre el riesgo de que daños locales anteriores al tratamiento puedan confundir la interpretación de los resultados. La especie, de forma natural, puede presentar daños en los tejidos o síntomas de marchitez que pueden confundirse con los efectos provocados por el herbicida. Obviamente estos problemas serían menos importantes si el tratamiento es muy efectivo o si se analiza simplemente la “muerte” vs. “no muerte” de los ejemplares tratados. En cualquier caso, para realizar una valoración más precisa de la respuesta de la planta para cada dosis es recomendable hacer el seguimiento de la respuesta sobre cladodios individuales, marcados previamente (de manera no destructiva –cortes, perforaciones, etc.-).

#### **5.4.2. Desbroce y enterramiento**

##### *Metodología:*

Considerando la imposibilidad de quemar in situ los restos de *O. dillenii*, unido a los elevados costes que supondría su traslado a vertedero y canon de vertido, se optó por valorar el coste de su desbroce combinado por su enterramiento in situ mediante retroexcavadora mixta (Fig. 55). Con la maquinaria adecuada, es una técnica de rápida ejecución, aproximadamente 3 días por hectárea. Las zonas de acopio y enterramiento seleccionadas coincidieron con zonas previamente ocupadas por las especies invasoras y fueron rellenadas con la misma tierra del lugar para evitar alterar la tipología del sustrato o introducir semillas alóctonas.

##### *Resultados:*

La técnica presenta una elevada eficacia y rapidez en su ejecución. Sin embargo, dado que implica movimiento de tierras, en la zona donde se realizó el enterramiento quedaron las huellas de la maquinaria. Esta consecuencia debe preverse. Para reducir el impacto visual, una vez finalizados los trabajos deben eliminarse los rastros del paso de la maquinaria sobre el terreno. Por otro lado, los claros de vegetación que quedan tras la eliminación pueden usarse para plantar otras especies de interés que contribuyan, por ejemplo, a mejorar el ecosistema o ciertas poblaciones de especies amenazadas (enebro

costero, sabina costera, etc.). De manera ocasional, se encontraron rebrotes a partir de restos de palas de pequeño porte que habían quedado cerca de la superficie (Fig. 56). La presencia de espinas en esta especie (extrapolable a otras especies similares) supone un riesgo para la salud de las personas y los animales silvestres y es necesario que, tras los trabajos de maquinaria, se realicen rastreos encaminados a retirar cualquier fragmento de *Opuntia* del suelo, por pequeño que sea. Por otro lado, los lugares de enterramiento experimentan un leve hundimiento con el tiempo, que puede corregirse si se considera conveniente aportando una cantidad adicional de sustrato.



Fig. 55. Rodadas de la retroexcavadora tras el enterramiento de *Opuntia dillenii* y que es necesario corregir para evitar la degradación del paisaje.



Fig. 56. Rebrote de *Opuntia dillenii* a partir de fragmentos de palas que han quedado en el suelo.

## 5.5. Caña (*Arundo donax*)

### Características de la especie:

*Arundo donax* es una gramínea (Poaceae) nativa de Asia (Sanz-Elorza et al. 2004) y comúnmente conocida como caña o cañizo. Su presencia en España procede de introducciones muy antiguas (arqueófito). Es una hierba perenne de gran tamaño (Fig. 57). La parte aérea está formada por tallos que pueden llegar a los



Fig. 57. Rodal de cañas (*Arundo donax*), con algunas inflorescencias senescentes.

5-6 m de altura. Los tallos están huecos y segmentados y presentan nudos cada 20-30 cm. Estos nudos están lignificados, lo que le confiere gran estabilidad mecánica y le permite mantener un porte erecto. Las hojas tienen unas dimensiones de 60 cm de largo por 5-6 cm de anchura y son de color verde claro. Las inflorescencias son panículas grandes, de 30-60 cm de longitud, plumosas y muy ramificadas. *Arundo donax* florece de julio a diciembre. La parte subterránea está constituida por un rizoma carnoso que actúa como órgano de reserva. El rizoma puede ocupar una profundidad de entre 5-50 cm, aunque de él parten raíces fibrosas que pueden penetrar en el suelo a más de 1 metro de profundidad (Deltoro et al. 2012).

La reproducción puede ser por vía sexual a partir de semillas (especialmente en su región de origen) o bien por vía asexual a partir de sus rizomas (Fig. 58), que pueden dispersarse mediante movimientos de tierras o avenidas (en el caso de las proximidades de ríos y arroyos). Clásicamente, la caña ha sido usada con distintos fines: formación de setos vegetales, techos de viviendas, tutores en cultivos agrícolas (p.ej. barracas usadas para las tomateras). La dispersión por avenidas y por acción del hombre ha motivado que en la actualidad la caña esté ampliamente distribuida en España, especialmente en



territorios cálidos (Sanz-Elorza et al. 2004; Deltoro et al. 2012).

#### **Área de trabajo:**

Para la realización de los ensayos se seleccionaron áreas litorales de la provincia de Cádiz, donde existían áreas invadidas de diferentes dimensiones.



Fig. 58. Agregado de rizomas de cañas (*Arundo donax*) colonizando la ribera de un arroyo.

#### **5.5.1. Desbroce y cubrimiento con geotextil**

##### **Metodología:**

El método escogido, basado en Deltoro et al. (2012), consistió en desbrozar rodales de diferentes dimensiones con motodesbrozadoras de disco (3 puntas) y seguidamente cubrirlas con geotextil. Se probaron diferentes calidades de geotextil (malla antihierba, de calidad intermedia y grueso). La malla antihierba está fabricada en polipropileno tejido, color negro y gramaje 110 g/m<sup>2</sup>. El geotextil intermedio es de polipropileno termofijado de alta tenacidad, color blanco y un gramaje de 120 g/m<sup>2</sup>, mientras que el geotextil grueso es de polipropileno termofijado de alta tenacidad, color gris y gramaje 160 g/m<sup>2</sup>.

Para evitar la movilización del geotextil por viento y camuflar su presencia para reducir la posibilidad de robos, fue cubierto con los tallos desbrozados (Fig. 59).

##### **Resultados:**

Los rebrotes de *Arundo donax*, por su morfología cónica, atravesaron la malla antihierba (Fig. 60). Transcurrido un mes desde el desbroce se contabilizó una densidad (media  $\pm$  SD) de  $2 \pm 1$  rebrotes/m<sup>2</sup>, cuando se usó malla antihierba como material de recubrimiento (Fig. 61) y de  $1 \pm 2$  rebrotes/m<sup>2</sup> cuando se empleó una malla de espesor y gramaje intermedios.

Estas densidades fueron en cualquier caso significativamente menores que en zonas que se desbrozaron pero que se dejaron sin geotextil ( $5 \pm 7$  rebrotes/m<sup>2</sup>). Pese a su capacidad para atravesar los diferentes tipos de malla, su incidencia se reduce notablemente de forma temporal.

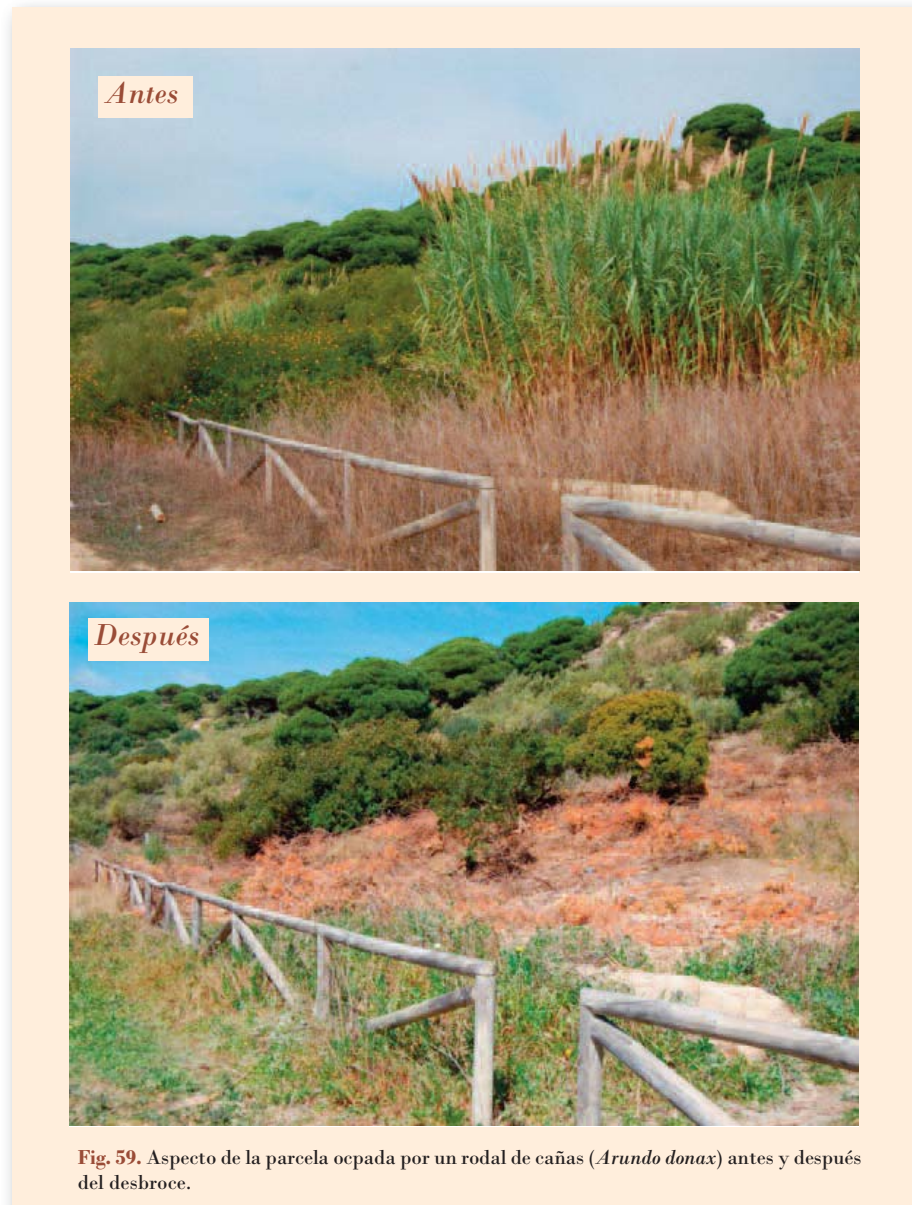
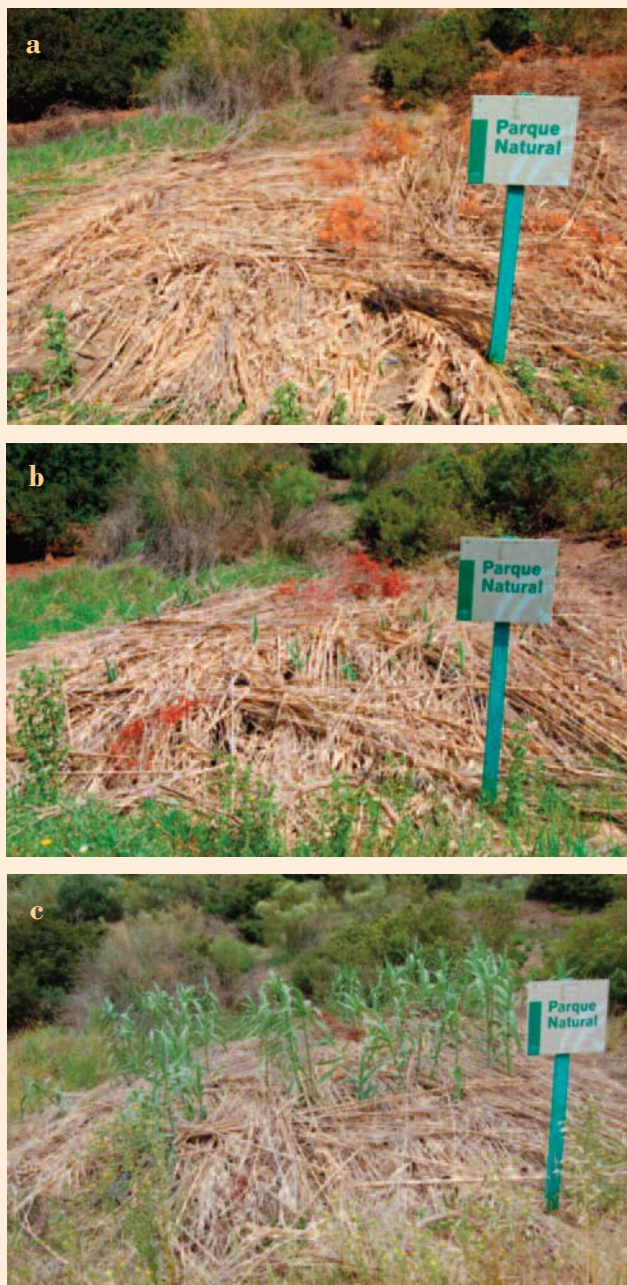


Fig. 59. Aspecto de la parcela ocupada por un rodal de cañas (*Arundo donax*) antes y después del desbroce.



Fig. 60. Rebotes de caña (*Arundo donax*) en una zona no cubierta y detalle de un rebrote atravesando la malla antihierba.



**Fig. 61.** Evolución de uno de los rodales de cañas (*Arundo donax*) desbrozados y cubiertos con malla antihierba (como en la fig. 60) y tallos del propio desbroce usados para ocultarlo. Aspecto justo después del desbroce (a) y transcurridos 1 (b) y 2 meses (c).

Para que el control fuera más duradero, se reemplazó la malla antihierba por un geotextil grueso, más resistente a la perforación. Hay que tener la precaución de cubrir completamente el rodal recién desbrozado, incluso más allá del mismo, para evitar que los rebrotes puedan salir de la zona cubierta y facilitar la reinvasión. Asimismo, otros “punto débil” pueden constituirlo las zonas de solapamiento de los paños de geotextil. Éste tiene un ancho de unos 2 m y para cubrir el rodal es preciso colocar varias tiras o paños, solapados al menos 30-40 cm para evitar que los rebrotes salgan por ellos y que estén bien anclados para que no entre luz cuando se deforma por el crecimiento de la caña. El resto del geotextil de mayor calidad en lugar de partirse u horadarse, se abomba hasta que los rebrotes mueren por falta de luz.

Los resultados indican que es imprescindible realizar un seguimiento frecuente, considerando el rápido crecimiento de los rebrotes y su capacidad para atravesar algunos materiales así como la posibilidad de que se pierdan trozos o se produzcan daños que haya que reponer.

### 5.5.2. ¿Cómo afecta *Arundo donax* a la comunidad vegetal?

*Arundo donax* provocó una drástica y significativa reducción de la riqueza (que pasó de 19 especies en la zona no invadida a solo 3 en la zona invadida) y de los índices de diversidad de plantas nativas (Tabla 12). Las áreas invadidas contienen una densidad de tallos tan elevada que prácticamente impiden el desarrollo de cualquier especie. Además de la reducción de la riqueza hay un incremento del índice de dominancia de Berger-Parker, que casi duplica los valores de las zonas no invadidas (Tabla 12). No se muestran resultados sobre la recuperación de la flora ya que mientras está colocado el geotextil tampoco se puede valorar la recuperación.

Índice	No invadida	Invadida
Riqueza	19	3
Simpson (1-D)	0,75	0,45
Brillouin	1,72	0,53
Berger-Parker	0,43	0,71

Tabla 12. Índices de riqueza, diversidad (Simpson y Brillouin) y dominancia (Berger-Parker). Los resultados se obtuvieron tras comparar la flora en un total de  $n = 44$  quadrats de 1 m<sup>2</sup> en cada zona.

Respecto a la composición de la comunidad, el análisis de similaridad mostró la total disimilaridad entre parcelas invadidas y no invadidas (similaridad = 0%), lo que da cuenta del profundo impacto producido por esta especie. El análisis Anosim (véase apdo. 3.5.3) confirmó la existencia de diferencias significativas ( $p = 0,0001$ ) en la composición de la comunidad vegetal de zonas invadidas y no invadidas.



## Eficacias, grado de dificultad y esfuerzo de cada tratamiento para cada especie

Se muestra a continuación en tablas resumidas la eficacia y grado de dificultad observados en los diferentes tratamientos ensayados. En la tabla 13, junto a la categoría de eficacia se indica el método concreto usado al que corresponde la valoración y, en el caso de herbicida, la dosis mínima de glifosato que ha resultado efectiva.

Especie	Extracción mecánica	Desbroce y cubrimiento con geotextil	Glifosato por aspersión foliar	Glifosato por inyección en tocón
<i>Agave sisalana</i>	✓ ✓	✓ ✓ (geotextil intermedio)	✗	✓ (36% p/v)
<i>Lantana camara</i>	n.p.	✓ ✓ (malla antihierba)	✓ (3,6% p/v)	n.p.
<i>Acacia saligna</i>	n.p.	n.p.	✓ (2% p/v)	✓ (36% p/v)
<i>Opuntia dillenii</i>	✓ ✓	n.p.	✗	n.p.
<i>Arundo donax</i>	n.p.	✓ (geotextil grueso)	n.p.	n.p.

Tabla 13. Eficacia de los diferentes métodos probados. Leyenda:

Eficacia muy alta: El tratamiento consigue eliminar el 100% de los pies y no se aprecian rebrotes a corto plazo.

Eficacia intermedia: El tratamiento reduce significativamente la incidencia de la planta invasora respecto a zonas no tratadas. La eliminación es incompleta o requiere repases frecuentes sobre rebrotes.

✗ Baja/nula eficacia: El tratamiento no produce un efecto claro sobre el vigor de la planta o éste es muy leve.

n.p. No probado

Especie	Extracción mecánica	Desbroce y cubrimiento con geotextil	Glifosato por aspersión foliar	Glifosato por inyección en tocón
<i>Agave sisalana</i>	medio	medio	bajo	bajo
<i>Lantana camara</i>	n.p.	alto	bajo	n.p.
<i>Acacia saligna</i>	n.p.	n.p.	bajo	bajo
<i>Opuntia dillenii</i>	medio	n.p.	bajo	n.p.
<i>Arundo donax</i>	n.p.	medio	n.p.	n.p.

Tabla 14. Nivel de dificultad en la ejecución de los métodos probados (n.p. = no probado).

### Resumen de esfuerzos necesario para cada especie y tratamiento

A continuación se resume el esfuerzo en horas/hectárea de aplicar los diferentes tratamientos probados (Fig. 62). Esta medida del esfuerzo es independiente de la dosis empleada de herbicida o el tipo de geotextil. No se ha concretado el coste concreto de cada actuación, ya que puede variar en función del coste de la estructura de funcionamiento de cada administración, y del coste de la mano de obra. No obstante, en casi todos los casos el esfuerzo en horas/hectárea está relacionado con el coste de la actuación, a excepción de las actuaciones que requieren alquiler de maquinaria (p.ej., retroexcavadora, excavadora mixta, etc.) o compra de materiales (ej., geotextil), aunque en este último caso el coste de los materiales es relativamente menor que el coste de personal.

Para realizar una valoración integral de cada tratamiento, esta gráfica debe usarse en combinación con la Tabla de eficacia mostrada más arriba, específicamente para cada dosis, tipo de material, etc., de modo que esfuerzos de elevada magnitud pueden compensarse si la técnica presenta una elevada eficacia. Dicho de otro modo, el coste de la actuación no debe ser la única variable a considerar a la hora de decidir entre uno u otro método. Por ejemplo, si bien el tratamiento de desbroce y geotextil usado en *Lantana camara* requiere el mayor esfuerzo, no debe descartarse de entrada, ya que resulta más eficaz que el repaso de rebrotes mediante aplicación foliar de herbicida.



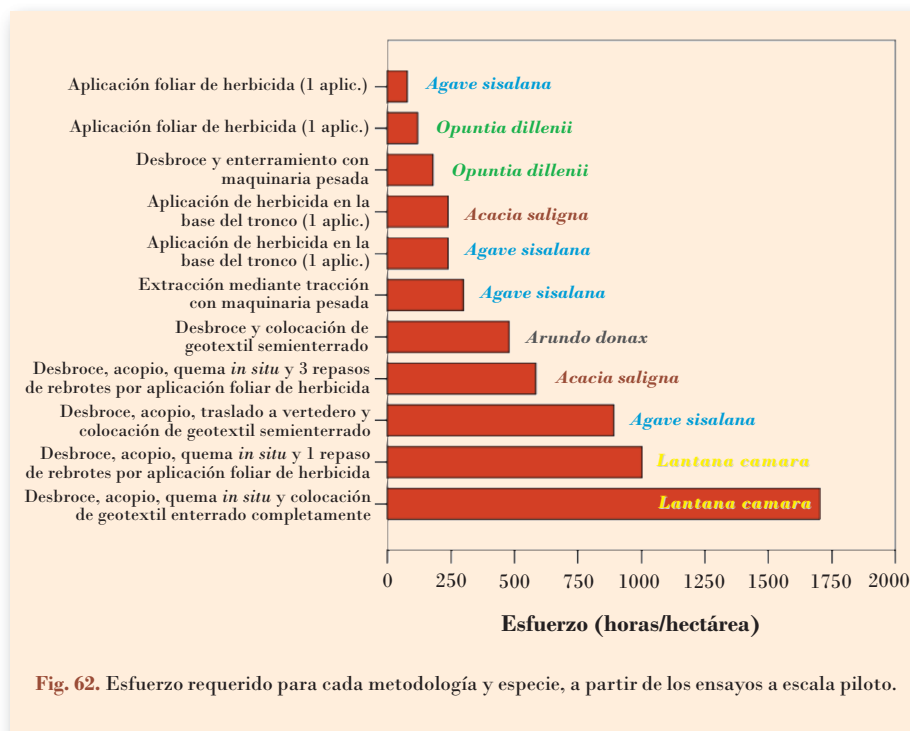


Fig. 62. Esfuerzo requerido para cada metodología y especie, a partir de los ensayos a escala piloto.



## Bibliografía

---

Achhireddy NR, Singh M, Achhireddy LL, Nigg HN, Nagy S (1985) Isolation and partial characterisation of phytotoxic compounds from Lantana (*Lantana camara* L.). *Journal of Chemical Ecology* 11: 979-988.

Ambika SR, Poornima S, Palaniraj R, Sati SC, Narwal SS (2003) Allelopathic plants. 10. *Lantana camara* L. *Allelopathy Journal* 12: 147-161.

Andreu J, Manzano-Piedras E, Bartomeus I, Dana ED, Vilà M (2010) Vegetation response after removal of the invasive *Carpobrotus* hybrid complex in Andalucía, Spain. *Ecological Restoration* 28: 440-448.

Arizaga S, Ezcurra E (1995) Insurance against reproductive failure in a semelparous plant: bulbil formation in *Agave macroacantha* flowering stalks. *Oecologia* 101: 329-334.

Arizaga S, Ezcurra E (2002) Propagation mechanisms in *Agave macroacantha* (Agavaceae), a tropical arid-land succulent rosette. *American Journal of Botany* 89: 632-641.

Badano EI, Pugnaire FI (2004) Invasion of *Agave* species (Agavaceae) in south-east Spain: invader demographic parameters and impacts on native species. *Diversity and Distributions* 10: 493-500

Bickerton DC (2006) Using herbicide control century plant (*Agave americana*): implications for management. *Proceedings of the 15th Australian Weeds Conference*, pp. 219-222.

Cabezudo B, Talavera S, Blanca G, Salazar C, Cueto M, Valdés B, Hernández-Bermejo JE, Herrera CM, Hiraldo C, Navas D (2005) Lista roja de la flora vascular de Andalucía. *Consejería de Medio Ambiente, Sevilla*, 126 pp.

Carlson A (1983) Maximizing energy delivery to dependent young: a field experiment with redbacked shrikes (*Lanius collurio*). *Journal of Animal Ecology* 52: 697-704.

Carlson A (1985) Central place foraging in the red-backed shrike (*Lanius collurio* L.): allocation of prey between forager and sedentary consumer. *Animal behavior* 33: 644-666.

Cifuentes N (2012) El jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en la cuenca del Guadiana. Experiencias de manejo. <http://www.cma.gva.es/webdoc/documento.ashx?id=156511> (acceso el 7 de mayo de 2014).

Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.

Clarke KR, Warwick RM (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Dana ED, García-de-Lomas J, Ceballos G, Ortega F (2014) Selección y priorización de actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras. Manual práctico. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Sevilla, 67 pp.

Deltoro V, Jiménez-Ruiz J, Vilán XM (2012) Bases para el manejo y control de *Arundo donax* L. (caña común). Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad, 4. Conselleria d'Infraestructures, Teritori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana, Valencia, 75 pp.

Deltoro V, Gómez MA, Laguna E, Novoa A (En prensa) Bases para el control de la cactácea invasora *Cylindropuntia*. Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad Conselleria d'Infraestructures, Teritori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana.

García-de-Lomas J, Dana ED, Ceballos G, Ortega F (2014) Análisis del riesgo de invasión de vegetales exóticos. Manual práctico. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, Sevilla, 50 pp.

Gentle CB, Duggin JA (1997) *Lantana camara* L. invasions in dry rainforest–open forest ecotones: the role of disturbances associated with fire and cattle grazing. *Australian Journal of Ecology* 22: 298-306.

González G, Alemán S, Infante D (2003) Asexual genetic variability in *Agave fourcroydes* II: selection among individuals in a clonally propagated

population. *Plant Science* 165: 595-601.

Guillot Ortiz D, Van der Meer P, Laguna-Lumbreras E, Roselló-Picornell J (2008) El género *Agave* L. en la flora alóctona valenciana. Monografías de la revista *Bouteloua* 3, 94 pp. Jose Luis Benito Alonso (editor).

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Henderson L (2001) *Alien Weeds and Invasive Plants: A Complete Guide to Declared Weeds and Invaders in South Africa*. Plant Protection Research Institute, Pretoria, 300 pp.

Hernández A (1993) Almacenamiento de alimento por el Alcaudón común *Lanius senator* en el noroeste de España. *Butlletí del Grup Català d'Anellament* 10: 67-71.

Hickman MV, Messersmith CG, Lym GR (1989) Picloram release from leafy spurge (*Euphorbia esula*) roots in the field. *Weed Science* 37:167-174 .

Infante D, González G, Peraza-Echeverría L, Keb-Llanes M (2003) Asexual genetic variability in *Agave fourcroydes*. *Plant Science* 164: 223-230.

Jain R, Singh M, Dezman DJ (1989) Qualitative and quantitative characterization of phenolic compounds from Lantana (*Lantana camara*) leaves. *Weed Sci.* 37: 302-307.

Lorenzo P, Pazos-Malvido E, González L, Reigosa MJ (2008) Allelopathic interference of invasive *Acacia dealbata*: physiological effects. *Allelopathy Journal* 22: 452-462.

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

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2004) 100 de las especies exóticas más dañinas del mundo. *Invasive Species Specialist Group, IUCN*. 12 pp.

Magurran AE (2004) Measuring biological diversity. Blackwell Publishing Company, Victoria, Australia.

Martín-Galindo JL (1988) Almería, paisajes agrarios, espacio y sociedad. Universidad de Valladolid, Valladolid, Spain.

May BM, Attiwill PM (2003) Nitrogen-fixation by *Acacia dealbata* and changes in soil properties 5 years after mechanical disturbance or slash-burning following timber harvest. *Forest Ecology and Management* 181: 339–355.

McGranahan G, Balk D, Anderson B (2007) The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment & Urbanization* 19: 17-37

Morton JF (1994) Lantana, or red sage (*Lantana camara* L. (Verbenaceae)), notorious weed and popular garden flower; some cases of poisoning in Florida. *Economic Botany* 48: 259-270.

Navarro LC (2005) Una experiencia frustrada de desarrollo agrario. El Servicio de Explotación y Mejora de Zonas Áridas del Sudeste Español (SEM-ZASE). II Congreso Internacional Historia de la Transición en España: Los inicios del proceso democratizador. Universidad de Almería. Accesible en: <http://www.historiadeltiempopresente.com/web/DocumentosDescargables/Aportaciones/AT53.pdf>

Nobel PS (1988) Environmental biology of agaves and cacti. Cambridge University Press, New York, 284 pp.

Parsons WT, Cuthbertson EG (2001) Common *Lantana*. In: Noxious Weeds of Australia. CSIRO, Melbourne, pp. 627-632.

Provansal D, Molina P (1989) Campo de Níjar: cortijeros y areneros. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, 451 pp.

Rama Devi S, Prasad MNV (1991) Tannins and related polyphenols from ten common *Acacia* species of India. *Bioresource Technology* 36: 189-192.

Sanz-Elorza M, Dana ED, Sobrino E (2004) Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp.

Sharma GP, Raghubanshi AS, Singh JS (2005) *Lantana* invasion: an overview. *Weed Biology and Management* 5: 157-165.

Small C, Nicholls RJ (2003) A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research* 19: 584-599.

Valdés B, Talavera S, Fernández-Galiano E (1987) Flora vascular de Andalucía Occidental, Vol. 2. p. 206. Ed. Ketres, Barcelona, 640 pp.

Viciano A (1999) Las extracciones de áridos en el litoral de Almería para su utilización en la agricultura intensiva (1956-1997). *Actas de las Jornadas sobre el litoral de Almería: caracterización, ordenación y gestión de un espacio geográfico (Almería, 20 a 24 de Mayo de 1997)*, pp. 83-110. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, 247 pp.

Warwick RM (1988) Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series* 46: 167-170.

Wearne LJ, Morgan JW (2004) Community-level changes in Australian sub-alpine vegetation following invasion by the non-native shrub *Cytisus scoparius*. *Journal of Vegetation Science* 15: 595-604.

Wells MJ, Stirton CH (1988) *Lantana camara* a poisonous declared weed. *Farm. South Afr. – Weeds* A27: 1-4.

Yelenik SG, Stock WD, Richardson DM (2004) Ecosystem level impacts of invasive *Acacia saligna* in the South African fynbos. *Restoration Ecology* 12: 44-51.



## Anexo: Fichas de tratamientos probados para cada especie

**S**e incluyen a continuación fichas-resumen de los tratamientos ensayados. Se presentan únicamente la síntesis de los tratamientos que han tenido una eficacia muy alta o intermedia.

### 8.1. Sisal (*Agave sisalana*)

Especie: *AGAVE SISALANA*

Método: *Extracción mecánica*

**Escenarios idóneos para su aplicación:**

- Rodales aislados o continuos, próximos a un camino o carretera por el que pueda trabajar la maquinaria sin alterar la superficie natural.
- Frente de invasión.

**Época de ejecución:** Otoño-invierno

**Materiales necesarios:**

- Excavadora mixta con cuchara bivalva.
- Camión volquete.

**Pasos a seguir:**

- Aislar y señalizar la zona de trabajo.
- Extracción de sisales mediante tracción mecánica.
- Acopio de restos directamente en el camión que lleva a vertedero o bien – recomendable- acopiarlos para su deshidratación (aprox. 1 mes).
- Retirada manual de bulbillos del suelo.

**Precauciones:**

- Evitar que la maquinaria circule por la superficie natural, ya que podría eliminar especies no objetivo y compactar el suelo.
- Mantener una estrecha supervisión del personal encargado del manejo de la maquinaria para asegurar una extracción selectiva.

**Inconvenientes:**

- Elevado coste de canon de vertido, que puede reducirse tras la deshidratación de los pies arrancados.

**Ventajas:**

- Reducción de superficie invadida en tiempo reducido.
- Tratamiento altamente selectivo.

**Efectividad:** Alta.

### 8.1. Sisal (*Agave sisalana*) (Cont.)

Especie: *AGAVE SISALANA*

Método: *Desbroce y cubrimiento con geotextil*

**Escenarios idóneos para su aplicación:**

- Rodales aislados o continuos de tamaño variado.

**Época de ejecución:** Otoño

**Materiales necesarios:**

- Desbrozadora de disco (3 puntas)
- Geotextil (calidad media-alta; espesores intermedios-gruesos)
- Equipos de protección individual adecuados.

**Pasos a seguir:**

- Aislar y señalar la zona de trabajo.
- Desbroce de rodales a ras de suelo.
- Acopio de restos y deshidratación (al menos 1 semana).
- Cubrimiento con geotextil.

**Precauciones:**

- Hay que tener cuidado a la hora de escoger el tipo de disco de desbroce. *Agave sisalana* y *A. fourcroydes* tienen un contenido en fibras muy elevado, lo que imposibilita su corte con los discos de 2 puntas (adaptados a triturar) o circulares. El disco adecuado para esta función es el de 3 puntas.
- Una vez completado el desbroce hay que retirar los restos del medio, que como otras plantas crasas podrían agarrar. Conviene acopiar temporalmente los restos para que se deshidraten y pierdan peso, haciendo más sencillo su traslado. Solo si la zona de actuación está muy próxima a un camino los pesados pies pueden ser arrastrados hasta el punto de carga y traslado a un vertedero.
- Para la correcta colocación del geotextil, conviene solapar las tiras (aprox. 20-30 cm) para evitar que se vuele el geotextil, que los rebrotes puedan crecer en las bandas de solapamiento y que entre luz.
- Cubrir un radio al menos 2 m superior al ocupado por el rodal.
- Fijar al suelo (p.ej., grapas) y tapar parcial o totalmente el geotextil con tierra del lugar para evitar que se lo lleve el viento y reducir el riesgo de sustracción.

**Inconvenientes:**

- Alto coste para amplias superficies invadidas debido al coste del geotextil.
- Resulta complicado salvar las plantas autóctonas que hayan quedado atrapadas en el interior de los rodales de *Agave* spp.
- Riesgo de robo del geotextil, una vez colocado.

**Ventajas:**

- Reducción de superficie invadida en muy poco tiempo.
- Previene el desarrollo de rebrotes de raíz.
- Tratamiento altamente selectivo.

**Efectividad:** Alta.



## 8.2. Lantana o bandera española (*Lantana camara*)

Especie: *LANTANA CAMARA*  
Método: *Desbroce y control de rebrotes mediante aplicación foliar de herbicida por aspersión*

**Escenarios idóneos para su aplicación:**

- Pies adultos; cualquier superficie invadida.

**Época de aplicación:**

- Desbroces en otoño-invierno.
- La aplicación de herbicida durante la floración incipiente de los rebrotes, antes de que completen su fructificación.

**Pasos a seguir:**

- Aislar y señalar la zona de trabajo.
- Desbroce de rodales.
- Acopio de restos y deshidratación (al menos 1 semana).
- Quema de residuos.
- Control de rebrotes mediante aspersión de herbicida.

**Materiales necesarios:**

- Desbrozadora de disco (3 puntas)
- Herbicida (a base de glifosato).
- Equipos de protección individual adecuados.

**Precauciones:**

- Realizar las quemas fuera de la época de riesgo de incendios.
- Realizar la aspersión de herbicida a baja presión (gota gorda) para evitar dispersión del producto.
- El herbicida debe aplicarse con precaución, evitando mojar plantas autóctonas próximas a los rebrotes (dar instrucciones precisas al aplicador).

**Inconvenientes:**

- Durante la fase de desbroce, resulta complicado salvar las plantas autóctonas que hayan quedado atrapadas en el interior de los rodales de *Lantana camara*.
- Rápida proliferación de rebrotes con capacidad de florecer y fructificar muy precoz (aprox. 1 mes).

**Ventajas:**

- Reducción de superficie invadida en poco tiempo.

**Efectividad:**

- El control de rebrotes puede requerir varios repasos.

### 8.3. Mimosa o acacia (*Acacia saligna*)

Especie: **ACACIA SALIGNA**

Método: **Control mixto mecánico-químico**

**Escenarios idóneos para su aplicación:**

- Superficies invadidas de cualquier extensión.

**Materiales necesarios:**

- Motosierra.
- Rastrillo.
- Desbrozadora de disco (3 puntas).
- Herbicida (a base de glifosato).
- Mochila aplicadora (16L).
- Equipos de protección individual adecuados.

**Pasos a seguir:**

- Aislar y señalizar la zona de trabajo.
- Talar los pies de acacia.
- Dejar deshidratar las ramas y troncos. Quema *in situ* en la época y condiciones adecuadas.
- Acopiar la hojarasca y quemar *in situ* en la época y condiciones adecuadas.
- Control de rebrotes mediante aplicación foliar por aspersión a baja presión (preparar mezcla de glifosato a concentración final 2% p/v).

**Precauciones:**

- Iniciar la tala en otoño-invierno.
- Dejar deshidratar los restos algún tiempo (aprox. 1 mes) antes de la quema.
- Antes de la quema revisar los acopios y trasladar animales amenazados.
- Realizar la aspersión de herbicida a baja presión (gota gorda) para evitar dispersión del producto.

**Inconvenientes:**

- Requiere realizar varios repasos de plantones y vigilar el desarrollo de plantones a partir del banco de semillas del suelo.

**Ventajas:**

- Método rápido para reducir el área invadida.
- Al tratarse de un herbicida sin efecto preemergencia, permite la recuperación de la flora nativa en las parcelas tratadas.

**Efectividad:**

- Son necesarios varios repasos.

### 8.3. Mimosa o acacia (*Acacia saligna*) (Cont.)

Especie: *ACACIA SALIGNA*  
Método: *Control químico mediante inyección de herbicida en tocón*

**Escenarios idóneos para su aplicación:**

- Pies adultos; cualquier superficie invadida.

**Materiales necesarios:**

- Taladro de batería y baterías de repuesto.
- Herbicida (a base de glifosato; usar producto sin diluir, 36% p/v).
- Jeringa de 30-50 mL.
- Masilla o arcilla, para sellar los orificios con herbicida.
- Equipos de protección individual adecuados.

**Pasos a seguir:**

- Aislar y señalizar la zona de trabajo.
- Realizar perforaciones oblicuas cerca de la base del tronco. El número de perforaciones dependerá del diámetro del tronco (3 o 4 pueden ser suficientes para un diámetro de 10-15 cm).
- Inyectar herbicida puro en los orificios (aprox. 10-30 mL).
- Sellar los orificios con masilla o arcilla.
- Una vez secos los pies, talar y quemar en la época y condiciones ambientales adecuadas.

**Precauciones:**

- Llevar baterías de repuesto para el taladro y cargador.

**Inconvenientes:**

- No es adecuado para acacias con troncos de pequeño o mediano, sobre los que no se pueden realizar los orificios.

**Ventajas:**

- Método rápido y económico.
- Requiere poca cantidad de herbicida.
- Método altamente selectivo.

**Efectividad:**

- Alta cuando se usa el herbicida puro (36% p/v).

#### 8.4. Chumbera brava (*Opuntia dillenii*)

Especie: **OPUNTIA DILLENII**

Método: **Control mecánico**

**Escenarios idóneos para su aplicación:**

- Grandes rodales, idealmente próximos a caminos para minimizar la alteración del suelo por el paso de maquinaria.

**Materiales necesarios:**

- Retroexcavadora mixta.
- Desbrozadora.

**Pasos a seguir:**

- Aislar y señalar la zona de trabajo.
- Desbrozar, cortar o arrancar los pies. En función del tamaño del rodal se escogerá un método más o menos selectivo: La poda de rodales pequeños o pies aislados pueden realizarse con desbrozadoras o cuchillas; rodales grandes monoespecíficos pueden retirarse con retroexcavadora mixta.
- Excavar agujeros en zonas preferiblemente degradadas.
- Enterrar los restos de chumbera.

**Precauciones:**

- Para las zonas de enterramiento y de paso de maquinaria escoger zonas sin vegetación nativa perenne o amenazada.
- Una vez completado el enterramiento revisar bien la zona y retirar restos de espinas o fragmentos de la superficie.
- Realizar seguimiento para retirar posibles rebrotes de fragmentos que hayan quedado enterrados cerca de la superficie.

**Inconvenientes:**

- Alteración del suelo por la maquinaria.

**Ventajas:**

- Método rápido y económico.

**Efectividad:** Alta.

### 8.5. Caña (*Arundo donax*)

Especie: **ARUNDO DONAX**

Método: **Desbroce y cubrimiento con geotextil**

**Escenarios idóneos para su aplicación:**

- Rodales aislados y franjas monoespecíficas (o en mezcla con pocas especies leñosas).
- Zonas invadidas en riberas de río en las que no está permitido el uso de productos fitosanitarios.

**Materiales necesarios:**

- Retroexcavadora mixta.
- Desbrozadora.

**Pasos a seguir:**

- Aislar y señalizar la zona de trabajo.
- Desbrozar los tallos de caña lo más cerca del suelo posible.
- Colocar tiras de geotextil hasta cubrir completamente la zona invadida.
- Fijar los bordes del geotextil con grapas o piedras del lugar.
- Cubrir y disimular el geotextil con los tallos desbrozados para aumentar la sustentación y prevenir posibles sustracciones.

**Precauciones:**

- Colocar el geotextil cubriendo un radio de 2-4 m por fuera del límite exterior del área invadida, para evitar el desarrollo de los rebrotes.
- Realizar seguimientos periódicos para retirar rebrotes o reponer roturas o robos del geotextil.

**Inconvenientes:**


- El geotextil debe permanecer colocado varios meses, lo que retarda la recuperación de la comunidad nativa.

**Ventajas:**

- Evita el uso de herbicidas.

**Efectividad:**

- Es necesario realizar seguimientos periódicos para controlar rebrotes que hayan podido atravesar el geotextil.



Esta publicación expone experiencias y métodos de control de especies vegetales exóticas presentes en el litoral andaluz, realizadas a escala piloto durante el desarrollo del proyecto de cooperación transfronteriza POCTEFEX TRANSHABITAT\_0087 (Andalucía - Marruecos) de la Unión Europea, dentro de la acción "Desarrollo de técnicas de control de flora invasora del litoral". Las especies seleccionadas representan una variedad de tipos funcionales, incluyendo árboles como Acacia o mimosa (*Acacia saligna*), arbustos leñosos como la Lantana o Bandera española (*Lantana camara*) y suculentos como el Sisal (*Agave sisalana*) y la Chumbera brava (*Opuntia dillenii*) y hierbas leñosas perennes como la Caña (*Arundo donax*). Entre los métodos probados se incluyen tratamientos físicos y mecánicos (cubrimiento con geotextil, desbroce, extracción con maquinaria), químicos selectivos, realizados por aplicación foliar o por inyección en la base del tallo y combinaciones de ambos. Para cada método ensayado se han valorado y comparado indicadores del coste y esfuerzo, efectividad del método e indicadores de recuperación de la comunidad nativa. Estas experiencias a escala piloto resultan de gran utilidad para abordar en el futuro experiencias de control de plantas invasoras con mayor probabilidad de éxito.