

# CONTROL DE UÑA DE LEÓN (*Carpobrotus* spp.; AIZOACEAE) EN LA ISLA DE TARIFA

Juan García-de-Lomas<sup>1\*</sup>, Elías D. Dana<sup>1</sup>, David Gimeno<sup>2</sup>, José García-Morilla<sup>2</sup> y Guillermo Ceballos<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Agencia de Medio Ambiente y Agua, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. C/Johan G. Gutenberg 1, 2<sup>a</sup>B, 41092 – Sevilla.

<sup>2</sup>Agencia de Medio Ambiente y Agua, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Plaza Madrid s/n, Estadio Ramón de Carranza, Fondo Sur – Planta 1<sup>a</sup> Local 11, 11010 – Cádiz.

<sup>3</sup>Dirección General de Gestión del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Avda. Manuel Siurot 50, 41013 – Sevilla.

Recibido: 28 de noviembre de 2014. Aceptado (versión revisada): 4 de diciembre de 2014. Publicado en línea: 18 de diciembre de 2014.

**Palabras claves:** flora invasora, gestión, eliminación, *Carpobrotus*, seguimiento, Cádiz, recuperación.

**Keywords:** invasive plants, management, removal, *Carpobrotus*, monitoring, Cadiz, recovery.

## Resumen

Se expone el resultado de los trabajos de control de uña de león (*Carpobrotus* spp.) realizados en la Isla de Tarifa por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, entre 2008-2013. El análisis de fotografías aéreas reveló un incremento exponencial de la superficie invadida por uña de león entre 1977-2004. Esta proliferación suponía una grave amenaza para la flora y fauna de la isla que, además de estar incluida en el Parque Natural del Estrecho, alberga la mayor población mundial de *Limonium emarginatum* (VU), catalogada como vulnerable. Esto llevó a la Consejería a priorizar actuaciones dirigidas al control. Los trabajos, realizados de manera manual selectiva, han supuesto la retirada de 556 Tm de uña de león, con la consiguiente recuperación de aprox. 2 ha netas de superficie invadida, consiguiéndose la práctica erradicación de la uña de león en la Isla de Tarifa. El seguimiento de indicadores de la comunidad vegetal confirmó la recuperación de las parcelas tratadas y pone de manifiesto la importancia del seguimiento periódico para lograr un control eficaz de esta especie invasora.

## Abstract

In this study, the results of management of the ice plant (*Carpobrotus* spp.) carried out by the Regional Environmental Council of Andalucía on Tarifa Island between 2008-2013 are presented. Aerial photographic analysis showed an exponential increase of the surface area invaded by the ice plant between 1977-2004. This increase posed a serious threat to the wildlife of the island, which is included in the Strait of Gibraltar Natural Park and houses the world's largest population of *Limonium emarginatum* (VU), which is listed as vulnerable. This scenario prompted the Environmental Council to prioritize actions aimed at controlling the ice plant. Hand-pulling of ice plant led to the elimination of 556 tonnes and the recovery of a net area of approx. 2 hectares. As a consequence, the eradication of the ice plant on the island was achieved. The monitoring of biological indicators of the native plant community confirmed the recovery of the treated areas and highlights the importance of regular monitoring for effective control of this invasive species.

## Introducción

El litoral es, junto a los ríos y lagos, uno de los ambientes más sensibles a las invasiones biológicas. En esta estrecha franja de territorio vive al menos el 10% de la población mundial (McGranahan et al. 2007; Small y Nichols 2003). Por ello concentra numerosas actividades humanas que tienen repercusión económica (turismo de sol y playa, urbanizaciones costeras, puertos comerciales y deportivos, industrias, etc.) lo que provoca la destrucción de estos frágiles y escasos ecosistemas. La afluencia de personas y actividades provoca, además, la entrada de propágulos de especies exóticas, introducidas de manera voluntaria (ej., especies ornamentales, alimentación, mascotas, caza y pesca, etc.) o bien accidental (comercio de mercancías, aguas de lastre, etc.), y sus impactos se superponen a los que ya venían sufriendo estos ecosistemas y las especies que los componen. El litoral es, por tanto, una de las zonas más propensas a sufrir invasiones biológicas, que constituyen en la actualidad una de las principales amenazas para la biodiversidad.

Las invasiones biológicas son un fenómeno de importancia creciente, tanto por la entrada de nuevas especies como por la expansión de las ya residentes. Así, en Europa existen unas 11.000 especies alóctonas (Hulme et al. 2009). Puesto que los presupuestos de conservación son limitados –y en ocasiones, comparativamente, insuficientes para garantizar la conservación de los ecosistemas naturales a medio plazo–, es necesario plantear la gestión de las invasiones desde una óptica de riesgo de invasión y coste-eco-beneficio (Dana et al. 2014; García-de-Lomas et al. 2014). Poco después de la puesta en marcha del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras por parte de la Consejería de Medio Ambiente en 2004 y tras una fase de diagnóstico inicial de la problemática a nivel regional, se seleccionó como actuación prioritaria el control de uña de león en varios espacios protegidos de Andalucía. De entre ellos, la Isla de Tarifa presentaba las principales condiciones de un caso de invasión para que su



Figura 1. Aspecto de la isla en marzo de 2008, con zonas completamente cubiertas por uña de león (*Carpobrotus* spp.) (Foto: J. García de Lomas).

gestión fuese considerada óptima. Entre ellos, implicar a una población de la especie invasora aislada no conectada físicamente con otras de la región, tratarse de un espacio protegido y concurrir especies amenazadas.

En este trabajo se presentan los resultados del control de uña de león (*Carpobrotus edulis* y *C. acinaciformis*) en la Isla de Tarifa, llevados a cabo entre 2008 y 2013. Se evalúa cuál ha sido la respuesta de la comunidad vegetal tras la eliminación de uña de león, en base al seguimiento anual de indicadores biológicos.

## Material y métodos

### Área de estudio

La Isla de Tarifa o Isla de las Palomas (36° 0' 11'' N; 5° 36' 34'' O), bañada por el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico, constituye el punto más meridional de Europa, a tan solo 14 Km del continente africano. Tiene una superficie de 22 Ha (0,58 km largo, 0,48 km de ancho), una elevación máxima de 9 m.s.n.m. y un contorno de 2 Km de costa. El sustrato está constituido por calcarenitas biogénicas del cretácico (Gutiérrez-Mas 1991) y dunas cementadas del pleistoceno superior (Zazo et al. 1999). El acceso desde la costa a la isla se realiza a través de una carretera construida sobre la superficie de un tómbolo arenoso y está cerrado al público. Desde 2003, la isla forma parte del Parque Natural del Estrecho en virtud del Decreto 57/2003, de 4 de marzo, de declaración del Parque Natural del Estrecho. La isla está considerada como Espacio

Natural costero de extraordinario interés según Decreto 308/2002, de 23 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de Recursos Naturales del Frente Litoral Algeciras-Tarifa. En la actualidad la isla está casi completamente deshabitada. Ha sido utilizada por el Ministerio de Defensa desde años atrás, pero en los últimos años, los usos militares han desaparecido, quedando una reducida guarnición en tareas de vigilancia y protección de las instalaciones, en avanzado estado de deterioro por la falta de uso y mantenimiento.

Hasta 2008, una parte importante de la isla (> 2 ha) estaba ocupada por densos tapetes de uña de león (Fig. 1), lo que suponía una clara amenaza para la conservación de la flora nativa, representada por algunas especies amenazadas como *Limonium emarginatum* (Willd.) O. Kuntze (VU), *Lavatera mauritanica* Durieu (DD), *Silene obtusifolia* Willd. (DD) (Cabezudo et al. 2005) (Fig. 2), que cuenta en la Isla con la mayor población del mundo y también la de mayor diversidad genética (Garzón et al. 2007; Figueroa et al. 2010), además de otros taxones propios de acantilados costeros como *Asplenium marinum* L., *Asteriscus maritimus* (L.) Less., *Frankenia boissieri* Reuter ex Boiss., *Spergularia* sp., *Crithmum maritimum* L. o *Lobularia maritima* (L.) Desv. La zona interior de la isla presenta una comunidad pratense con especies como *Hyoseris radiata* L., *Limonium sinuatum* (L.) Mill., *Paronychia argentea* Lam., *Sonchus* aff. *tenerimus* L., etc.

### Especies invasoras objetivo

En la isla existían 4 especies exóticas diferentes: *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br. y *C. acinaciformis* (L.) Bolus, *Aloe maculata*



Figura 2. Ejemplar de *Limonium emarginatum*, especie “Vulnerable” que cuenta en la isla con la mayor población del mundo (Foto: J. García de Lomas).

Allioni = Syn. *Aloe saponaria* (Aiton) Haw. y *Agave americana* L. Todas ellas son especies ampliamente usadas en jardinería (Guillot et al. 2009) y con toda seguridad se introdujeron en la isla con este fin. No obstante, *Carpobrotus* spp. constituía el 99% de la abundancia total de plantas invasoras y fue la especie sobre la que se han centrado los esfuerzos dirigidos a la erradicación.

El género *Carpobrotus* integra unas 25 especies, la mayoría nativas de Sudáfrica. En España, hay abundantes registros tanto de *C. edulis*, de flores blancas o amarillas, como de *C. acinaciformis*, de flores purpúreas o magentas (Suehs et al. 2005). También hay algunos registros en las Islas Baleares de *C. chilensis* (Molina) N. E. Brown, nativa de Chile y caracterizada por pequeñas flores (2-4 cm), generalmente purpúreas. Este género ha sido introducido con fines ornamentales, encontrándose los primeros registros a principios del siglo XX (Sanz-Elorza et al. 2004). También ha sido utilizado para la fijación de dunas y taludes (García 1999; D’Antonio 1993).

Entre los impactos asociados a la proliferación de esta planta en el medio natural, *Carpobrotus* (i) forma densos tapetes rascadores, lo que reduce la luz incidente a la superficie del suelo y desplaza a las especies nativas, reduciendo así la riqueza y diversidad; (ii) provoca cambios en la composición del suelo

(p.ej., pH, carbono, nitrógeno, C/N) y (iii) altera las frecuencias de visitas de algunos polinizadores a especies nativas que florecen al mismo tiempo que *Carpobrotus* (D’Antonio 1990, 1993; D’Antonio y Mahall 1991; García 1999; Moragues y Traveset 2005; Suehs et al. 2005; Conser y Connor 2009). Todo ello otorga a *Carpobrotus* una gran capacidad competitiva sobre las demás especies autóctonas del litoral, lo que ha llevado a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio a ejecutar diversos trabajos de control en la costa andaluza sobre esta especie.

De forma complementaria a estos trabajos, se eliminaron la mayoría de los rodales de las especies invasoras acompañantes.

*Priorización de la eliminación de uña de león*

Se valoró la viabilidad e idoneidad de la actuación de control de uña de león en la Isla de Tarifa de acuerdo al protocolo de selección de actuaciones de gestión de especies invasoras (Dana et al. 2014). Este protocolo tiene como objetivo recoger todas aquellas variables (relacionadas con los beneficios de la actuación sobre el ecosistema o la población, los posibles impactos generados, criterios de eficacia de los métodos, accesibilidad o viabilidad técnica de la actuación, trámites administrativos necesarios, etc.) que pueden intervenir en el éxito o fracaso de una actuación y que normalmente son tenidos en cuenta de una manera heterogénea o subjetiva. El protocolo consta de 39 preguntas y su valoración protocolizada ayuda a la administración a valorar, primero, el grado de idoneidad de la propuesta, y en segundo lugar, a valorar el grado de prioridad que supone la actuación de entre otros muchos escenarios de invasión en Andalucía. El resultado de la toma de decisiones se adjunta en el Anexo 1.

*Aproximación al avance de la uña de león*

Se estimó la evolución de la superficie invadida mediante fotointerpretación de ortofotografías aéreas de los vuelos de 1956-57, 1977-83, 1984-85, 1998, 2004 y 2011 (Fig. 3). Las características de los vuelos se aportan en la Tabla 1. Para ello, se localizaron los rodales existentes en 2004 que por su tamaño claramente mostraban una reflectividad oscura y homogénea diferenciable del resto de la superficie de la isla. Se mapeó la superficie ocupada por *Carpobrotus* en orden cronológico inverso, es decir, partiendo de los rodales en 2004 que habían

Tabla 1. Características de las ortofotografías aéreas utilizadas. Fuente: Rediam, Junta de Andalucía.

Vuelo	Alias	Año pasada por Tarifa	Realización	Escala	Resolución	Color
1956-57	Vuelo “americano” (serie B)	1957	Ejércitos estadounidense y español	1:33.000	1 m	Blanco y negro
1977-83	Vuelo Fotogramétrico Interministerial o “IRYDA”	1977	Varios Ministerios (Agricultura, Pesca y Alimentación, Fomento, Defensa, Economía y Hacienda)	1:18.000	1 m	Blanco y negro
1984-85	Vuelo Fotogramétrico Nacional	1985	Instituto Geográfico Nacional y Servicio Geográfico del Ejército	1:30.000	1 m	Blanco y negro
1998	-	1998	Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía	1:10.000	1 m	Color
2004-05	-	2004	Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía	1:10.000	0,5 m	Color
2010-11	-	2010	Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía	1:30.000	0,5 m	Color

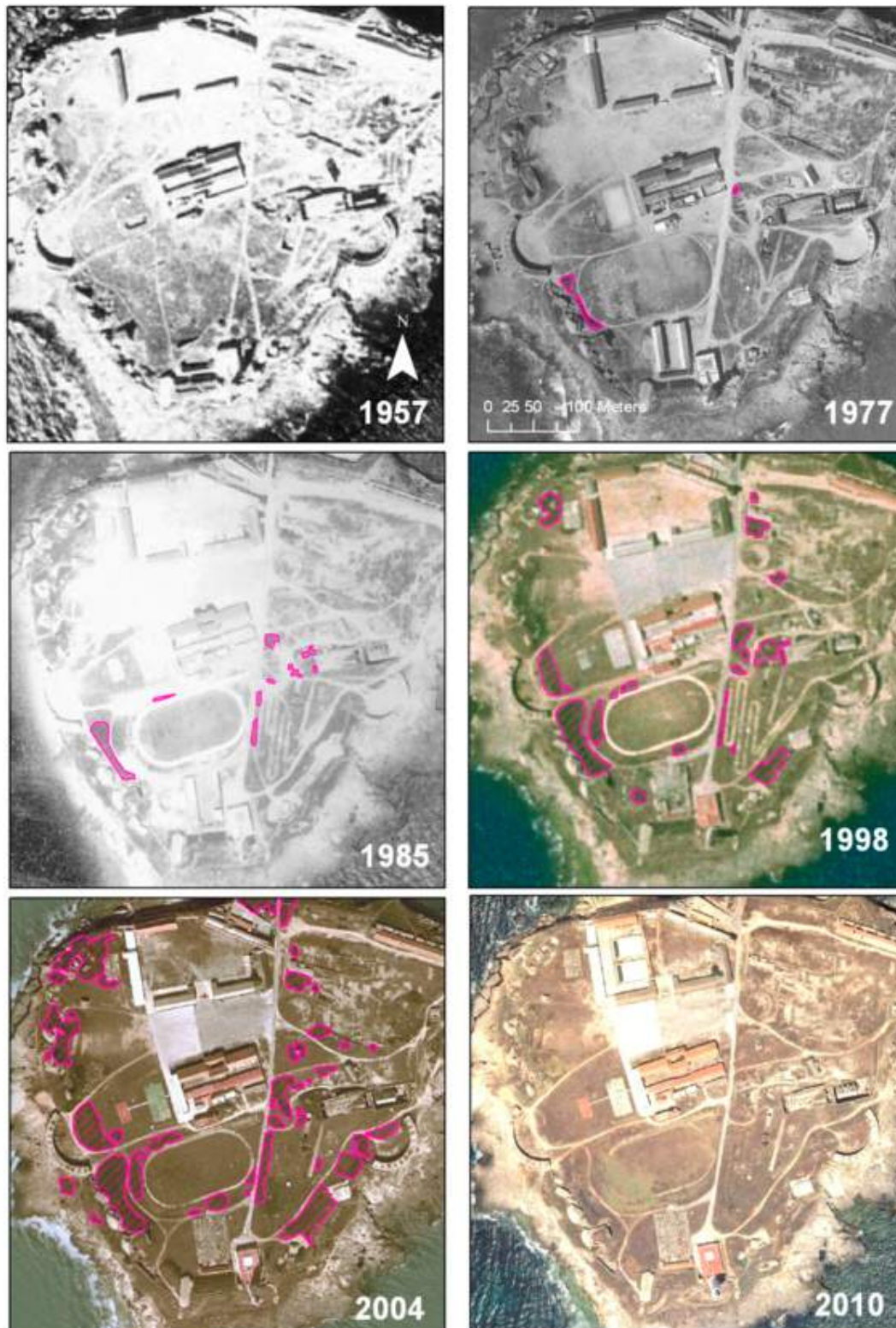


Figura 3. Rodales de uña de león presentes en ortofotografías aéreas de los vuelos de 1957, 1977, 1985, 1998, 2004 y 2010.

sido validados en campo y mapeando la superficie de estos mismos rodales en años anteriores. El levantamiento de información de los rodales en los diferentes años se realizó a una escala de 1:2.500. Este método re-lativamente tosco pasa por alto rodales de pequeño tamaño, situados en pendientes acusadas (p.ej., en las laderas de las instalaciones militares), pero permite realizar una estimación aproximada de la evolución del área invadida.

#### Trabajos de control

La eliminación de uña de león se realizó mediante arranque manual, lo que minimiza los efectos de los trabajos sobre especies nativas no objetivo. Se eliminó la especie invasora en toda la isla, tanto en hábitats artificiales (paredes de los búnkeres, alrededores del campo de fútbol) como en medios naturales. Esto incrementa el coste, pero se consideró indispensable para evitar la existencia de focos de invasión que pudieran generar propágulos y recolonizar zonas tratadas. En las zonas de mayor pendiente fue necesario el uso de líneas de vida (Fig. 4a). En las zonas de pendiente que presentaban cobertura del 100% de *Carpobrotus* spp. se evitó el arranque en amplias extensiones. En estos casos, se optó por abrir, a lo largo de los años, sucesivas tandas de claros de  $3 \times 5 \text{ m}^2$  dentro de los rodales invadidos, siguiendo un planteamiento que presentamos aquí como “eliminación secuencial en ventanas” (Fig. 4b). De este modo, se reducen posibles efectos adversos debido a la erosión de los materiales superficiales y su influencia sobre el posible banco de semillas remanente, y se evita exponer de forma repentina grandes áreas de terreno. Este último aspecto resulta crucial, ya que al desconocerse la densidad y composición del banco de semillas podría ocurrir que, en caso de ser escaso, se provocaría la aparición de amplias fajas de terrenos denudados, lo que dificultaría la recolonización por especies nativas. Para reducir los costes de la gestión de los residuos, los restos retirados fueron acopiados y deshidratados parcialmente durante un mes antes de su traslado definitivo a vertedero. En las áreas con grandes superficies continuas invadidas, los acopios se realizaron de manera ordenada formando muretes a fin de reducir el riesgo de pérdida del banco de semillas del suelo por los fuertes vientos de la zona (Fig. 4b). De este modo, mantener los acopios de uña de león no solo reducía su contenido en agua (lo que ahorra costes de vertedero), sino también servía de protección frente

a los vientos, lo que pudo favorecer la etapas iniciales de recuperación. Los trabajos se desarrollaron mayoritariamente entre octubre y febrero, con el objetivo de reducir los impactos sobre otras especies (de desarrollo primaveral).

#### Seguimiento de indicadores y análisis estadístico

Para evaluar en qué medida se recuperó la comunidad vegetal se establecieron a priori tres tipos de parcelas: invadidas (con una presencia de uña de león  $>70\%$ ), no invadidas (control o parcelas de referencia, sin presencia histórica conocida de la planta invasora) y parcelas tratadas, en las que se eliminó completamente la uña de león. La comparación entre parcelas invadidas y no invadidas permite una valoración potencial de los impactos provocados por la planta invasora; la comparación entre parcelas tratadas y no invadidas, evalúa la recuperación de la comunidad nativa tras la eliminación de la planta invasora; mientras que la comparación entre parcelas invadidas y tratadas aporta una evaluación causal de los impactos (Díaz et al. 2003; Andreu 2011).

Se establecieron 5 parcelas de cada tipo (cada una de  $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ , en base a estudios previos de área mínima), de características similares (pendiente del terreno, substrato, orientación, etc.) para permitir una comparación coherente. Tras un primer análisis comparado entre la comunidad de los 3 tipos de parcelas, se retiraron las parcelas invadidas para evitar que pudieran constituir focos de invasión. Cada parcela se separó entre 10 y 50 m de otras adyacentes. En cada una de las parcelas se anotó la presencia de cada especie presente usando quadrats de 1 m de lado ( $n = 10$  quadrats por parcela). Puesto que se analizó la evolución de la comunidad nativa en respuesta al tratamiento de eliminación de *Carpobrotus* spp., la abundancia de la especie invasora se excluyó de los análisis (Wearne y Morgan 2004). En base a los resultados, se calculó la riqueza (número de especies), el índice de diversidad de Brillouin ( $HB$ ) y el índice de dominancia de Berger-Parker (Magurran 2004).  $HB$  presenta algunas ventajas respecto a otros índices más populares (ej., índice de Shannon,  $H'$ ). Valora mejor el número total de individuos que  $H'$  (p.ej., si un sitio tiene 10 especies, con 5 individuos cada una y otro sitio tiene 10 especies con 10 individuos cada una,  $H'$  da el mismo valor en ambos casos,  $H' = 2,30$ , mientras que  $HB$  da 2,01 en el sitio con 50 individuos y 2,13 en el sitio con 100 individuos). Ade-



Figura 4. a) Eliminación de uña de león en zonas de elevada pendiente junto a la entrada de la isla, que requirieron el uso de líneas de vida. (b) “Ventanas” o parches de eliminación de uña de león para minimizar la erosión del suelo y la pérdida del banco de semillas (Fotos: José García Morilla).

más, al estar basado en una colección (todas las especies del sistema son conocidas) y no en muestras, *HB* no requiere ensayos estadísticos para demostrar diferencias significativas (Magurran 2004). Como estos índices ofrecen una información parcial, ya que no consideran la identidad de las especies, se completó la caracterización mediante las pruebas multivariantes de análisis de similitud ANOSIM (Analysis of Similarities) y SIMPER (Similarity Percentages (SIMPER) (Warwick 1988; Magurran 2004). El análisis SIMPER ofrece como salida el porcentaje de similitud (o disimilitud) entre los grupos considerados, mientras que el test Anosim sirve para probar la existencia de diferencias significativas entre grupos predeterminados (Clarke 1993). Ambos análisis se ejecutaron tanto para los datos de abundancia de cada una de las especies, como para datos de presencia/ausencia. Para realizar estos análisis, se usó el software libre Past (Hammer et al. 2001; disponible en: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>).

## Resultados y discusión

### Evolución de la invasión

El análisis retrospectivo de las fotografías aéreas (Fig. 3) reveló un incremento exponencial del área invadida entre 1977-2004 ( $y = 3 \cdot 10^{-11} \cdot e^{0,1307 \cdot x}$ ;  $R^2 = 0,99$ ) (Fig. 5). Esto sugiere, en primer lugar, que la introducción de uña de león seguramente se remonte a los años 1960-1970, ya que en la fotografía de 1977 se distinguen ya algunos núcleos de cierto tamaño. En segundo lugar, estos datos sugieren que, de no haber interve-

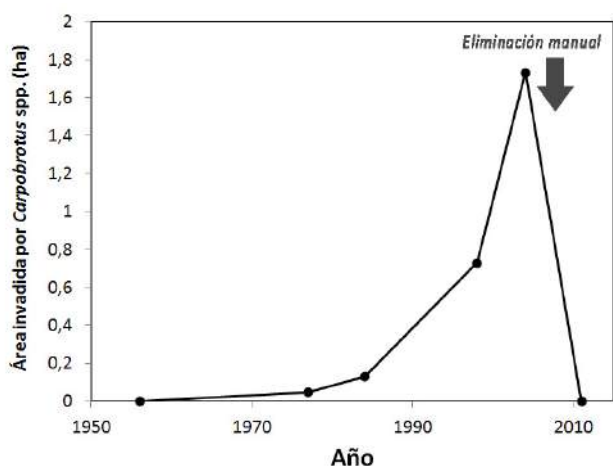


Figura 5. Evolución estimada de la superficie invadida por uña de león (*Carpobrotus* spp.) en la isla de Tarifa, en base a la fotointerpretación de las fotografías aéreas de los vuelos de 1957, 1977, 1985, 1998, 2004 y 2010.

nido, la invasión hubiera seguido extendiéndose, comprometiéndose gravemente la conservación de los valores naturales terrestres de la isla. Por último, los trabajos de control selectivo (arranque manual) llevados a cabo por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía a partir de 2008, han permitido la práctica erradicación de la uña de león, retornando a los niveles de 1957 (Fig. 3).

A pesar de ello, hasta ahora se han mantenido seguimientos anuales, controlándose cualquier nuevo foco incipiente que se detecte (plantones o rebrotes). No obstante, puesto que probablemente aún existe una cierta cantidad de semillas en el suelo, es recomendable continuar con los seguimientos y repasos anuales para evitar la reinvasión de la isla. Los valores absolutos de superficie invadida presentados en la Fig. 5 infraestiman la superficie total afectada, ya que el análisis fotográfico no permite diferenciar rodales de pequeño tamaño y, al tratarse de una proyección 2D, infravalora aquéllos localizados en zonas de alta pendiente. No obstante, el uso de fotos aéreas permite estimar una tasa de avance de manera relativamente fiable para *Carpobrotus* spp., dadas sus características de crecimiento compacto a modo de tapetes rastreros.

### Recuperación de la flora nativa tras la eliminación

El análisis comparativo de la composición de la comunidad entre parcelas invadidas y no invadidas llevado a cabo en 2009 muestra un descenso significativo de la riqueza y la diversidad en las parcelas invadidas por *Carpobrotus* spp. (Tabla 1). El incremento en el número de especies en las parcelas tratadas respecto a las invadidas pone de manifiesto que la uña de león en efecto altera la comunidad nativa, reduciendo su riqueza y diversidad, en concordancia con estudios previos (D'Antonio y Mahall 1991; Suehs et al. 2004, 2005; Vilà et al. 2006; Traveset et al. 2008; Andreu et al. 2010).

Una vez eliminada la uña de león, la comparación periódica de la composición vegetal entre parcelas no invadidas y tratadas mostró un sensible incremento de la similitud a lo largo del tiempo (Tabla 2). Se encontraron diferencias significativas en la composición de especies entre ambas parcelas en 2009 y 2010, desapareciendo a partir de 2011. Esto sugiere que existía un abundante banco de semillas viables de especies nativas de las comunidades típicas de estos hábitats, y que en estas condiciones y en espacios reducidos, el impacto provocado por *Carpobrotus* spp. sobre la flora nativa durante más de dos décadas puede revertirse en aproximadamente 3 años, lo que implica una respuesta rápida y sorprendentemente positiva de esta facies del ecosistema costero mediterráneo-atlántico a la eliminación de esta planta invasora. Estos resultados se hacen patentes al realizar el seguimiento anual, apreciándose cambios llamativos los dos primeros años tras la eliminación y manteniéndose una elevada cobertura en los años posterior-

Tabla 1. Riqueza (nº de especies), índice de diversidad de Brillouin e índice de dominancia de Berger-Parker. Los resultados se obtuvieron tras comparar la flora en un total de 5 parcelas de cada tipo. Las siglas "C", "T" e "I" hacen alusión a las parcelas "Control", "Tratadas" e "invadidas", respectivamente.

Indicador	2009			2010		2011		2012		2013	
	C	T	I	C	T	C	T	C	T	C	T
Riqueza	13 ± 2	7 ± 3	3 ± 1	11 ± 1	10 ± 3	15 ± 3	12 ± 4	11 ± 4	9 ± 3	13 ± 3	11 ± 3
Brillouin	1,70 ± 0,03	0,82 ± 0,56	0,71 ± 0,08	1,47 ± 0,12	1,32 ± 0,58	2,09 ± 0,31	1,76 ± 0,45	1,74 ± 0,72	1,62 ± 0,24	1,30 ± 0,02	1,05 ± 0,26
Berger-Parker	0,40 ± 0,09	0,69 ± 0,30	0,50 ± 0,13	0,48 ± 0,12	0,49 ± 0,26	0,26 ± 0,09	0,35 ± 0,14	0,35 ± 0,30	0,38 ± 0,10	0,16 ± 0,01	0,23 ± 0,07

res (Fig. 6). Estos resultados favorables son, en general, escasos en lo que a gestión de plantas exóticas invasoras se refiere (Mack y Lonsdale 2002), y son más probables de alcanzar cuando se trata de pequeñas islas –como es el caso– o cuando las plantas objetivo forman poblaciones incipientes que pueden ser fácilmente localizadas y eliminadas (Mack y Lonsdale 2002, Cacho et al. 2006). El seguimiento (con repasos) anual mantenido (Ruffino et al. 2014) ha contribuido al éxito de la erradicación.

No obstante, en trabajos realizados con esta misma especie en otros puntos del litoral andaluz, los resultados son similares y sugieren que la eliminación de *Carpobrotus* spp. permite una rápida recuperación de las especies nativas (Andreu et al. 2010). Respecto a la planificación de los trabajos, la mayor parte de la biomasa se eliminó entre 2008-2010, tratándose precozmente pequeños focos de reinvasión (entre 10-50 m<sup>2</sup>) entre 2011-2013. Este esfuerzo perseverante de seguimiento-repaso es clave para un control eficaz (Manchester y Bullock 2000). En el caso que nos ocupa, una vez retirado el grueso de la invasión, los seguimientos permitieron detectar y controlar rebrotes y plantones nuevos. De este modo, se puede lograr un control exitoso con una frecuencia de repasos (uno al año) y unos costes asociados muy reducidos (pocos jornales). De otro modo, la ausencia de seguimientos conlleva la reinvasión del sistema y la pérdida de la inversión realizada.

**Tabla 2.** Porcentaje de similaridad en la composición florística de parcelas no invadidas (control) y tratadas en función de la abundancia o de la presencia/ausencia, obtenido mediante análisis SIMPER. El símbolo \* indica la existencia de diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) obtenidas con el análisis multivariante ANOSIM.

Año	Abundancia	Presencia/ausencia
2009	20*	54*
2010	18*	44*
2011	30	47
2012	25	47
2013	33	41

Los resultados positivos obtenidos en la Isla de Tarifa, que mostraba un elevado grado de invasión por uña de león (*Carpobrotus* spp.) en 2004, animan a desarrollar actuaciones similares sobre esta especie en otros puntos del litoral andaluz, siempre y cuando se cumplan una serie de condicionantes que garanticen la viabilidad de la actuación y optimicen el coste-eco-beneficio. Entre estos condicionantes destaca el garantizar el mantenimiento futuro de la supervisión y de los repasos (Dana et al. 2014). Por otro lado, aunque no se ha realizado una comparación sistemática de la idoneidad del método, los resultados obtenidos sugieren que el método utilizado es adecuado para minimizar el efecto erosivo que los fuertes vientos reinantes en la zona podrían tener sobre el banco de semillas del suelo.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a todas las personas que han apoyado el diseño, planificación y ejecución de los trabajos: José Manuel López, Rubén González y todo el personal involucrado en la eliminación manual. A la Comandancia de la Guardia Civil,

por permitir el acceso a la isla durante los trabajos de eliminación y seguimiento.

## Bibliografía

Andreu J. 2011. Management of alien plants in Spain: from prevention to restoration. PhD Thesis. Universitat Autònoma de Barcelona.

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.

Cabezudo B, Talavera S, Blanca G, Salazar C, Cueto M, Valdés B, Hernández-Bermejo JE, Herrera CM, Rodríguez-Hiraldo C, Navas D. 2005. Lista roja de la flora vascular de Andalucía. *Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla*, p. 61.

Cacho JO, Spring D, Pheloung P, Hester S. 2006. Evaluating the feasibility of eradicating an invasion. *Biological Invasions* 8: 903-917.

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

Conser C, Connor EF. 2009. Assessing the residual effects of *Carpobrotus edulis* invasion, implications for restoration. *Biological Invasions* 11: 349-358.

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.

D'Antonio CM. 1990. Seed production and dispersal in the non-native, invasive succulent *Carpobrotus edulis* (Aizoaceae) in coastal strand communities of central California. *Journal of Applied Ecology* 27: 693-702.

D'Antonio CM. 1993. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology* 74: 83-95.

D'Antonio CM, Mahall BE. 1991. Root profiles and competition between the invasive, exotic perennial, *Carpobrotus edulis*, and two native shrub species in California coastal scrub. *American Journal of Botany* 78: 885-894.

Díaz S, Symstad AJ, Chapin FS, Wardle DA, Huenneke LF. 2003. Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 140-146.

Figueroa ME, Castillo JM, Garzón O. 2010. Diversidad genética de *Limonium emarginatum* en el Estrecho de Gibraltar. *Almoraima* 40: 133-145.

García O. 1999. *Carpobrotus edulis*, una amenaza para la flora endémica de Menorca. *Quercus* 158: 50-51.

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.



Figura 5. Evolución estimada de la superficie invadida por uña de león (*Carpobrotus* spp.) en la isla de Tarifa, en base a la fotointerpretación de las fotografías aéreas de los vuelos de 1957, 1977, 1985, 1998, 2004 y 2010 (Fotos: J. García de Lomas).



- Garzón O, Castillo JM, Figueroa EM. 2007. Creación de una nueva población de la especie protegida *Limonium emarginatum* en el litoral del Estrecho de Gibraltar. *Almoraima* 35: 255-263.
- Guillot D, Laguna E, Rosselló JA. 2009. La familia Aloaceae en la flora alóctona valenciana. *Monografías de la revista Bouteloua* 6. Valencia, 58 pp.
- Gutiérrez-Mas JM. 1991. Introducción a la geología de la provincia de Cádiz. Servicio de publicaciones de la Universidad de Cádiz, 315 pp.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Hulme PE, Roy DB, Cunha T, Larsson T-B. 2009. A pan-European Inventory of Alien Species: Rationale, Implementation and Implications for Managing Biological Invasions. En: Drake JA (ed.) *DAISIE. Handbook of Alien Species in Europe*, Springer, pp. 1-14.
- Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing Company, Victoria, Australia, 215 pp.
- Mack RN, Lonsdale WM. 2002. Eradications of invasive plants: hard-won lessons for islands, in *Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species*. Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives, ed. by Veitch CR and Clout MN. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland, pp. 162-172.
- Manchester SJ, Bullock JM. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology* 37: 845-864.
- 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
- Moragues E, Traveset A. 2005. Effect of *Carpobrotus* spp. on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. *Biological Conservation* 122: 611-619.
- Ruffino L, Krebs E, Passetti A, Aboucaya A, Affre L, Fourcy D, Lorvelec O, Barcelo A, Berville L, Bigeard N, Brousset L, De Méringo H, Gillet P, Le Quilliec P, Limouzin Y, Médail F, Meunier J-Y, Pascal M, Pascal M, Ponel P, Rifflet F, Santelli C, Buisson E, Vidal E. 2014. Eradications as scientific experiments: progress in simultaneous eradications of two major invasive taxa from a Mediterranean island. *Pest Management Science* DOI 10.1002/ps.3786.
- Sanz-Elorza M, Dana ED, Sobrino E. 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid, 384 pp.
- Small C, Nicholls RJ. 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research* 19: 584-599.
- Suehs CM, Affre L, Médail F. 2004. Invasion dynamics of two alien *Carpobrotus* (Aizoaceae) taxa on a Mediterranean island: II. Reproductive strategies. *Heredity* 92: 550-556.
- Suehs CM, Affre L, Médail F. 2005. Unexpected insularity effects in invasive plant mating systems: the case of *Carpobrotus* (Aizoaceae) taxa in the Mediterranean Basin. *Biological Journal of the Linnean Society* 85: 65-79.
- Traveset A, Moragues E, Valladartes F. 2008. Spreading of the invasive *Carpobrotus* aff. *acinaciformis* in Mediterranean ecosystems: the advantage of performing in different light environments. *Applied Vegetation Science* 11: 45-54.
- Vila M, Tessier M, Suehs CM, Brundu G, Carta L, Galanidis A, Lambdon P, Manca M, Médail F, Moragues E, Traveset A, Troumbis AY, Hulme PE. 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography* 33: 853-861.
- 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 subalpine vegetation following invasion by the non-native shrub *Cytisus scoparius*. *Journal of Vegetation Science* 15: 595-604.
- Zazo C, Silva PG, Goy JL, Hillaire-Marcel C, Ghaleb B, Lario J, Bardají T, González A. 1999. Coastal uplift in continental collision plate boundaries: data from the last interglacial marine terraces of the Gibraltar Strait area (south Spain). *Tectonophysics* 301: 95-109.

**Anexo 1. Resultado de la valoración de la idoneidad de controlar uña de león en la Isla de Tarifa**

1) ¿La especie representa un Riesgo Alto tras analizarla con la Herramienta de Análisis de Riesgo?  
Sí.

2) ¿La especie invasora afecta o tiene potencial afección a medio natural (hábitat/especies/proceso)?  
Sí.

3) ¿La especie representa la principal amenaza o la única amenaza sobre la que se puede influir para preservar la especie/hábitat/ecosistema o proceso de interés?  
Sí.

4) ¿La actuación es legal? (ej. Metodología permitida en el ámbito de actuación, uso de productos permitidos...)  
Sí.

5) ¿La actuación resulta inocua para usos, actividades o infraestructuras? (ej. Contaminación de acuíferos o abrevaderos, intoxicación de personas o animales domésticos, afección a pantanos, canales, etc.)  
Sí.

6) ¿La actuación conlleva un seguimiento de indicadores ecológicos y de eficacia recabados regularmente durante al menos un año?  
Sí.

7) ¿Cuál es el objetivo viable de la actuación?  
Control.

8) ¿La especie invasora va a desaparecer por mecanismos naturales (p.ej., la desecación natural de un humedal provoca la muerte de los peces) o artificiales (se prevé la desaparición del espacio por urbanización) a corto-medio plazo (< 5-10 años)?  
No.

9) De las especies afectadas o potencialmente afectadas por la EEI, ¿cuál es la mayor categoría de amenaza asignada según la IUCN? (consultar listas y libros rojos; nuevas especies descritas; Catálogo y Listado de Especies Amenazadas; catálogos de flora/fauna provinciales). Aclaración: para la afección potencial a flora terrestre considérese un radio de acción máximo de 500 m si la especie amenazada ocupa hábitats propicios para la invasora. Para el resto de casos (flora acuática, hongos, insectos, vertebrados o aves) no considerar rangos. Hay alguna especie bajo la categoría de "Vulnerable".

10) ¿Qué tipo de hábitats están o pueden verse afectados por la EEI?  
Hábitats incluidos en el Anexo I de la Directiva Hábitat.

11) ¿El ámbito de actuación tiene algún tipo de protección legal?  
Es un Espacio Natural Protegido: Parque Nacional, Reserva Biosfera, Parque Natural, Humedales Ramsar, ZEPA, LIC, Monumento Natural, etc.

12) La especie sobre la que se quiere actuar ¿está provocando o puede provocar daños socio-económicos en la zona? (Se excluyen de esta consideración los daños/costes asociados al control de la población)  
No provoca daños económicos.

13) ¿Qué grado de conectividad tiene la población sobre la que se quiere actuar con otros hábitats vulnerables de ser invadidos en la región de trabajo, teniendo en cuenta únicamente la capacidad de dispersión natural de la especie? En caso de duda escoger la opción de mayor conexión.

La población no tiene vías de conexión física pero sí cercanas con otros hábitats vulnerables de ser invadidos.

14) La especie exótica objeto de actuación es una especie "ingeniera" con capacidad para alterar el hábitat (p.ej., calidad del agua, perturbaciones naturales, turbidez...) en la localidad que invade  
Sí.

15) Los efectos de la actuación (prevención, erradicación, control, contención) sobre la situación de la EEI (en cuanto a área de distribución, tamaño poblacional total, etc.) en la región de trabajo ¿a qué nivel territorial serán significativos?

A nivel de localidad, entendiendo como tal el espacio delimitado por la toponimia (playa de...; lago de...; arroyo...).

16) Indicar la administración responsable de la gestión del ámbito de actuación:

Público, gestionado por otras Administraciones.

17) Indicar las características el hábitat de actuación:

Espacio cerrado (en medio acuático: lagunas, balsas, ...; en medio terrestres, se consideran cerrados los núcleos de población de límites claros: rodales de vegetación no dispersos o poblaciones de animales concentrados en un espacio de limitado)

18) ¿La población está conectada con otras poblaciones de la EEI?

La población está aislada geográficamente (lago endorreico, hábitats separados por accidentes geográficos...), sin vías de conexión (naturales o artificiales) con otras poblaciones de la EEI.

19) ¿Cuál es la posibilidad de que la especie exótica sea reintroducida de nuevo y de manera intencionada en la zona de actuación?

Muy poco probables.

20) a) Para actuaciones de prevención/detección precoz: ¿puede mantenerse en el tiempo la actuación? b) Para actuaciones de erradicación: en el caso de reinvasión o reintroducción de la especie invasora, ¿se podría volver a ejecutar la actuación? c) Para actuaciones de control/contención: ¿el control o la contención es la única opción posible?

Sí, siempre y cuando se mantengan los seguimientos.

21) Valorar la facilidad de acceso y de movimiento de los operarios, a partir de las características del medio (vegetación, pendiente, visibilidad,...) y de las necesidades que implica la metodología prevista.

La metodología se podrá aplicar sin problemas.

22) ¿Existe o es previsible oposición social total o parcial al proyecto (propietarios, vecinos lindantes, paseantes, asociaciones ecologistas o de amigos de la naturaleza, asociaciones profesionales, colectivos de aficionados (caza, pesca, senderismo, etc.) que usen habitualmente el espacio o la especie? No existe oposición social sino que la realización del proyecto es valorada por las poblaciones locales.

23) ¿Se dispone de personal capacitado, con experiencia repetida y demostrable y los medios materiales para poder llevar a cabo la actuación con éxito?

Sí.

24) ¿Se dispone de la información previa necesaria para la correcta ejecución de la actuación y para poder obtener el objetivo deseado (características del medio, de la EEI, de la población de la EEI -tamaño, hábitos, extensión...-, de las especies autóctonas acompañantes que se puedan ver afectadas...)?

Se dispone de toda la información necesaria.

25) ¿El personal que diseñará y ejecutará los trabajos tiene experiencia en el tipo de actuación que se valora?

Sí, el personal que llevará a cabo la actuación ha participado directamente en experiencias similares (se considera "similar" realizar la eliminación del mismo taxón con la misma metodología y en un hábitat o espacio comparables).

26) ¿Cuál es el grado de efectividad de la metodología, teniendo en cuenta el objetivo esperado (prevención, detección precoz, erradicación, control o contención) y la evolución de los indicadores a lo largo de un año? Cuando se carezca de la experiencia directa o información bibliográfica concreta debe indicarse "no se sabe"

Alta: se consigue el objetivo deseado y puede evidenciarse con indicadores (p.ej.; ausencia de la especie invasora; recuperación completa de la comunidad o las características del hábitat,...).

27) ¿Se trataría de una experiencia pionera en la región de trabajo?

No.

28) Valorar la importancia de los posibles impactos de la actuación sobre la flora/fauna/hábitat, o algún otro elemento del medio.

La actuación provoca pequeñas alteraciones (p.ej., bajas ocasionales de especies silvestres no protegidas; alteración leve de la superficie del suelo o la calidad del agua...).

29) Valorar la reversibilidad de los posibles impactos de la actuación sobre la flora/fauna/hábitat, o algún otro elemento del medio.

No provoca daños o son reversibles a corto plazo (< 1 año).

30) ¿Qué duración tendrá el efecto beneficioso de la actuación? Deben tenerse en cuenta aspectos como la biología de la EEI, el tipo de gestión del espacio y la eficacia de la metodología. (No se debe incluir la posibilidad de que haya reintroducciones por parte de algunos ciudadanos. En caso de duda seleccionar la opción más conservadora, es decir, el peor escenario posible)

a) Los efectos beneficiosos perdurarán más de 5 años.

31) ¿La actuación puede ser mantenida en el tiempo a nivel local por los recursos del espacio responsable de su gestión?

Sí, o bien no es necesario que intervengan.

32) ¿La ejecución de la actuación puede ser una oportunidad para otras acciones o proyectos dirigidos a la conservación de la biodiversidad?. Se refiere a acciones concretas.

No.

33) Cuando se ejecute la actuación, se dará a conocer en medios (TV, periódico, publicaciones especializadas, congreso) de ámbito:

Provincial o autonómico.

34) La recogida de información sobre el hábitat (ej. batimetría, características del sustrato, agua, etc.) y la comunidad de la zona de actuación supone un % de tiempo:

Claramente inferior al tiempo necesario para la ejecución de los trabajos.

35) ¿La duración de los trámites (permisos, contrataciones externas, localización de propietarios de fincas...) puede comprometer la eficacia de la actuación (ej., por expiración de expedientes o convenios, dispersión de animales avistados, expansión de la población, inicio de la reproducción,...)?

No, o bien no son necesarios estos trámites.

36) ¿Qué nivel de complejidad técnica requieren los trabajos? (Indicar el nivel más alto. Se puede asumir que aquellas actuaciones que duran varios años tendrán mayor complejidad técnica durante el primer y segundo año, en la que debe diseñar la estrategia, los métodos, planificar la campaña y analizar los resultados en profundidad. El resto de años es esperable que los trabajos se centren en tareas de menor complejidad técnica).

Medio: producción de materiales, trabajo de campo especializado como manejo de artes específicas, conocimiento del medio, toma de datos básicos de la especie o el medio, aplicación de biocidas, utilización de instrumentos de campo (pesca eléctrica, sondas, etc.).

37) ¿El proyecto requiere hacerse cargo de la gestión de los residuos?

Sí, y suponen un porcentaje superior al 25% del coste total de la actuación.

38) ¿Los gastos económicos de la actuación se reparten de manera equitativa entre los organismos que participan?

No, pero es asumible.

39) ¿Qué tipo de riesgos laborales supone la ejecución de la actuación?

Supone riesgos laborales que requiere medidas especiales de protección (trabajos en altura o altas pendientes, manejo de animales peligrosos, trabajos en embarcaciones en mar abierto, con corrientes o tráfico naval, uso de maquinaria pesada).

**Resultados del análisis** (véase cálculos en Dana et al. 2014)

Suma Transformada: 67,5

Índice Costeacobeneficio: 0,25

**Resultado OPTIMO**