

# EJEMPLOS DE GESTIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Juan García-de-Lomas<sup>1\*</sup>, Elías D. Dana<sup>1</sup>, Rubén González<sup>1</sup>, Guillermo Ceballos<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras, Agencia de Medio Ambiente y Agua, Consejería de Medio Ambiente, C/Johan G. Gutenberg 1, E-41092 Sevilla, Spain

<sup>2</sup>Dirección General de Gestión del Medio Natural, Consejería de Medio Ambiente, Avda, Manuel Siurot 50, E-41013 Sevilla, Spain

Recibido: 7 de marzo de 2012. Aceptado (versión revisada): 14 de marzo de 2012. Publicado en línea: 14 de mayo de 2012

**Palabras claves:** invasión, eliminación, control, Cádiz, Andalucía, dunas, humedales.

**Keywords:** invasion, management, control, Cádiz, Andalusia, coastal dunes, wetlands

## Resumen

Las invasiones biológicas constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y un problema de creciente magnitud que demanda una gestión cada vez más eficaz. Se presentan algunos ejemplos de gestión de especies exóticas invasoras llevados a cabo en la provincia de Cádiz entre 2009-2011 por parte de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Los casos representan diferentes estrategias de gestión, incluyendo actuaciones de detección precoz, erradicación, contención y control poblacional de especies invasoras reconocidas (p.ej., *Carpobrotus* spp, *Asparagus asparagoides*, *Arctotheca calendula*, *Oenothera drummondii*, *Tradescantia fluminensis*, *Procambarus clarkii* y *Gambusia holbrooki*). Los hábitats escogidos (preferentemente dunas y acantilados costeros y humedales) constituyen espacios protegidos, hábitats de interés comunitario, están amenazados o escasamente representados en el territorio. Se apuntan los métodos utilizados en cada caso y la valoración del grado de éxito y eficacia de las actuaciones en base a la medición de indicadores durante seguimientos periódicos. Con carácter general, la eliminación de flora invasora ha motivado un incremento de la diversidad y cobertura de la flora nativa en las parcelas tratadas respecto a las invadidas, siendo la uña de león (*Carpobrotus* spp.) la que ha mostrado mejores resultados de recuperación tras las actuaciones. Respecto a la fauna, el uso novedoso de rejones (en el caso de cangrejos) y de redes horizontales (para la gambusia) se han mostrado útiles y eficaces para maximizar las capturas por unidad de esfuerzo. Estos ejemplos pueden servir de guía para planificar futuros trabajos de gestión de invasoras.

## Abstract

Biological invasions are a major cause of biodiversity loss and a problem of increasing magnitude that demands effective and efficient management actions. Some examples of invasive alien species management conducted in the province of Cadiz in 2009-2011 by the Ministry of Environment are presented here. The cases represent different management strategies, including early detection, eradication, containment and control of well-known invasive species such as *Carpobrotus* spp, *Asparagus asparagoides*, *Arctotheca calendula*, *Oenothera drummondii*, *Tradescantia fluminensis*, *Procambarus clarkii* and *Gambusia holbrooki*. The selected habitats (preferably coastal dunes and cliffs, and wetlands) are protected areas, habitats of EU interest, threatened or scarce environments. We here describe the methods used, the assessment of the degree of success and e-

ffectiveness of actions based on the analysis of indicators measured during monitoring. In general, removal of invasive plants led to increased diversity and the returned coverage of native vegetation in the treated plots compared to the invaded ones. Elimination of *Carpobrotus* spp. showed the best recovery results. Regarding the fauna, the novel use of keepnets (in the case of crayfish) and horizontal nets (for mosquitofish) have been proved to be useful and effective to maximize the catch-per-unit effort. These examples may guide future actions concerning invasive species management.

## Introducción

Las invasiones biológicas constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y un problema creciente como consecuencia del intercambio de personas y mercancías a escala global. Casos paradigmáticos como la invasión del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en la Cuenca del Ebro (p.ej. Durán y Anadón 2008), el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en el río Guadiana (Ruiz-Téllez et al. 2008) o el mosquito tigre (*Aedes albopictus*) en Cataluña (Aranda et al. 2006) han puesto de manifiesto la repercusión ambiental, social, económica o sanitaria de las invasiones biológicas y la necesidad de una gestión adecuada. Desde 2004, la Consejería de Medio Ambiente lleva trabajando en la gestión de invasiones biológicas a través del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Se han realizado trabajos de diversa índole, incluyendo actuaciones de diagnóstico, prevención y gestión poblacional en campo. La problemática creciente ha exigido la puesta en marcha de herramientas de ayuda a la toma de decisiones y optimización en el uso de los recursos públicos. Esto incluye, por ejemplo, el análisis del riesgo de invasión de nuevas especies exóticas, la evaluación del coste-ecobeneficio de actuaciones nuevas o en marcha y un enfoque de gestión adaptativa que incluye el seguimiento de las actuaciones y análisis de indicadores para evaluar el grado de éxito o fracaso en la consecución de los objetivos planteados (Dana et al. 2010a).

Los escenarios de invasión en Andalucía son numerosos. La Consejería de Medio Ambiente recibe avisos y propuestas de distintas fuentes (particulares, agentes de medio ambiente, administraciones locales, prospección en campo, etc.) y recopila esta información como base para priorizar la gestión en

los casos más graves. La decisión de actuar o no hacerlo y con qué prioridad es el resultado de una valoración previa en base a criterios técnico-científicos objetivos y medibles. Factores como la presencia de especies amenazadas en las zonas invadidas, su inclusión en espacios protegidos o en hábitats de interés comunitario o la viabilidad técnica y económica de diferentes alternativas son criterios útiles en la selección y priorización de las actuaciones.

La provincia de Cádiz, con aproximadamente el 30% de su territorio protegido y una nutrida presencia de endemismos, especies amenazadas y hábitats de interés comunitario, ha sido objeto de varias actuaciones de gestión de especies invasoras (tanto plantas como animales). El objetivo de este artículo es dar a conocer algunos casos paradigmáticos de gestión de especies invasoras en la provincia de Cádiz, valorar la eficacia de los métodos empleados y poner de manifiesto las limitaciones observadas durante el desarrollo de los trabajos. Las actuaciones seleccionadas representan diferentes estrategias de gestión, incluyendo detección precoz, erradicación, contención y control poblacional. Estos ejemplos pueden servir de guía para la puesta en marcha en el futuro de trabajos similares por parte de diferentes entidades.

## Material y métodos

### Detección precoz de focos potenciales de invasión

La Consejería de Medio Ambiente lleva a cabo el diagnóstico y la detección precoz de nuevos focos de invasión a través de tres vías complementarias. En primer lugar, se reciben y evalúan los avisos realizados por parte de diferentes sectores de la población. Entre otras vías para facilitar la recepción de información por parte de los sectores implicados o afectados por las especies exóticas invasoras, se ha puesto a disposición del público un correo electrónico: [exoticas.invasoras.cma@juntadeandalucia.es](mailto:exoticas.invasoras.cma@juntadeandalucia.es). En segundo lugar, se recopilan las nuevas citas de flora y fauna exóticas presentes en la provincia a través de la consulta de diversas fuentes, como revistas especializadas (p.ej., *Acta Botanica Malacitana*, *Lagascalia*, *Biological Invasions*, *Bouteloua*, *Revista*

de la Sociedad Gaditana de Historia Natural, Almoraima,...), bases de datos o informes oficiales de entidades o asociaciones. Adicionalmente, la Consejería de Medio Ambiente realiza trabajos específicos de prospección en campo, que suelen concentrarse en hábitats especialmente sensibles como el litoral o los humedales, con mayor grado de amenaza y menor representación en el territorio. Los registros procedentes de las tres vías mencionadas son georreferenciados (idealmente coordenadas exactas o cuadrículas UTM en su defecto) y almacenados en el sistema de referencia ED-50 y huso 30 extendido para su posterior valoración y priorización por parte de los técnicos del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras.

### Trabajos de gestión de poblaciones en campo: flora

En la provincia de Cádiz se han atendido varios escenarios de invasión, principalmente en arenales y acantilados costeros de los municipios de Tarifa (Isla de Tarifa y Cabo Camarinal), Chiclana (Coto de San José) y Rota (Punta Candor), afectados por, entre otras plantas, uña de león (*Carpobrotus* spp, Aizoaceae), margarita africana (*Arctotheca calendula*, Asteraceae), esparaguera africana (*Asparagus asparagoides*, Asparagaceae), galenia (*Galenia pubescens*, Aizoaceae) (todas ellas de origen sudafricano) y onagra costera (*Oenothera drummondii*, Onagraceae), de origen norteamericano (Fig. 1). También se han realizado labores de control de amor de hombre (*Tradescantia fluminensis*, Commelinaceae), de origen sudamericano, en los arroyos Guadalmesí y Marchenilla (El Pelayo, Algeciras). Todas estas especies, a excepción de *G. pubescens* y *O. drummondii*, están incluidas en el Real Decreto 1628/2011, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras, en vigor desde el 13 de diciembre de 2011. No obstante, las evidencias del potencial invasor de estas dos últimas (Campos et al. 2004; Sánchez-Gullón et al. 2006; García de Lomas et al. 2009, 2010) antes de la entrada en vigor del RD 1628/2011, recomendaron la realización de trabajos encaminados a su contención (en el caso de *G. pubescens*) o erradicación local (en el caso de *O. drummondii*).

En todos los casos se priorizó la eliminación manual, acompañada en el caso de *Galenia pubescens* de un empleo local y

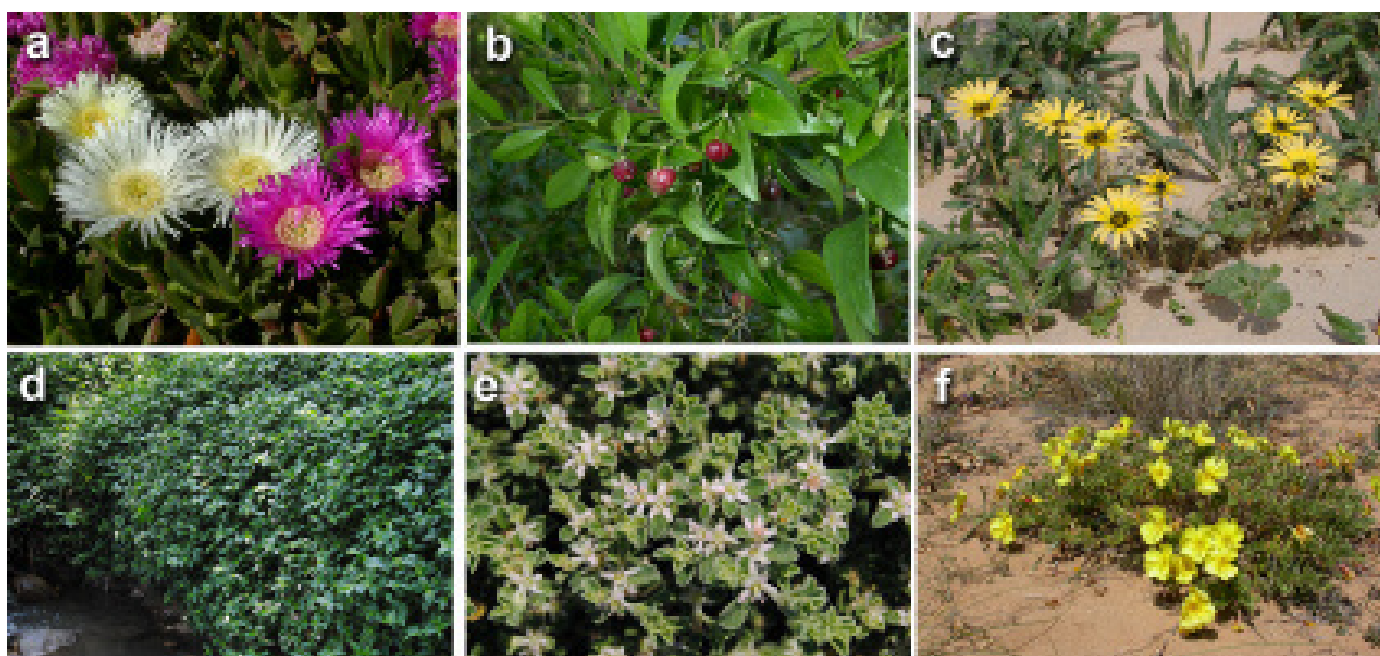


Figura 1. Algunas de las especies invasoras objeto de trabajos de gestión poblacional en campo: *Carpobrotus* spp (a), *Asparagus asparagoides* (b), *Arctotheca calendula* (c), *Tradescantia fluminensis* (d), *Galenia pubescens* (e) y *Oenothera drummondii* (f).

y selectivo de herbicida (glifosato, 36% p/v, Roundup plus®), cuyos tallos tienen capacidad de rebrote (García-de-Lomas et al. 2010). La biomasa vegetal se retiró del medio natural en sacos de basura o contenedores, trasladándose posteriormente a vertedero. En el caso de uña de león, para favorecer la reducción del peso y volumen, los restos se dejaron acopiados durante aproximadamente 1 mes antes de su traslado. No se abandonaron indefinidamente en el medio para evitar su agarre o la eutrofización de los suelos.

Para evaluar el grado de recuperación de la comunidad vegetal en las zonas tratadas y responder ante una eventual reinvasión, se realizaron seguimientos anuales, analizando varios indicadores de manera comparada entre parcelas invadidas (I), control (C, sin presencia de la invasora) y tratadas (T) a diferentes tiempos (Andreu et al. 2010). Las parcelas (n = entre 3 y 5 para cada tipo) tenían un tamaño de 5 m × 5 m, en base a un análisis previo del área mínima para la que se asintotizaba la curva especies-área (Knapp 1984). Entre estos indicadores, se midió la riqueza y el índice de diversidad de Shannon (Shannon-Weaver 1949) de plantas nativas, la cobertura de plantas nativas e invasoras, los tipos funcionales (anual/bianual/perenne), el porcentaje de especies ruderales y la similaridad (SIMPER) de la composición de especies, tanto en base a la presencia/ausencia (índice de Jaccard) como de la abundancia (índice de Morisita-Horn) (Magurran 2004). La comparación de indicadores entre parcelas control y tratadas, por su parte, permite evaluar las consecuencias de la retirada de la especie invasora sobre la comunidad vegetal y detectar precozmente una posible reinvasión. Este seguimiento es muy útil para planificar los repasos, ajustando su frecuencia en base a los datos observados y se ha mostrado como una pieza clave de la gestión adaptativa (Groom et al. 2006).

#### Trabajos de control de fauna exótica invasora

Se ha realizado una campaña de control poblacional de cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*) y gambusia (*Gambusia holbrooki*) (Fig. 2) en un arroyo mediterráneo discontinuo en Conil de la Frontera. Los trabajos duraron dos semanas en septiembre de 2011. Estas especies están incluidas en el RD 1628/2011 y amenazan directa o indirectamente a la conservación de los hábitats y la comunidad acuática en general provocando, por ejemplo, la desaparición de macrófitos, invertebrados y peces autóctonos (p.ej., García-Berthou 1999; Meiro et al. 2001; Rincón et al. 2002; Caiola y De Sostoa 2005; Geiger et al. 2005). A pesar de que estas especies invasoras se encuentran ampliamente extendidas en el territorio, hay un escaso conocimiento de métodos eficaces para abordar su erradicación o control en diferentes escenarios. Con carácter general, las posibilidades de erradicación o control eficaz son mayores en medios confinados (balsas, lagunas pequeñas), siendo la desecación (en el caso de peces) (Such-Sanz et al. 2009) o la aplicación de biocidas (en ambos) los métodos más eficaces para erradicar poblaciones aisladas (Holdich et al. 1999; Peay 2001; Peay et al. 2006). En ríos y arroyos la erradicación es realmente complicada, habiéndose desarrollado experiencias de contención mediante la instalación de barreras artificiales (Dana et al. 2011). Una estrategia alternativa consiste en controlar poblaciones de manera mantenida en el tiempo, manteniendo a la población por debajo de un umbral de daño y al mismo tiempo reducir el riesgo de detección y traslocación por parte de particulares. Sin embargo, esta estrategia conlleva una inversión de tiempo y recursos elevada (Dana et al. 2010b). En el caso que nos ocupa, y para salvar la limitación que supone mantener los trabajos de control en el tiempo, se valoró la eficacia de varios métodos aplicados de manera puntual (una o dos campañas intensivas anuales) en un arroyo que, en ausencia de lluvias, forma pozas aisladas, y

por tanto se comporta (aunque sea temporalmente) como una secuencia de ambientes confinados. La hipótesis de partida es que la realización de campañas intensivas de captura podría

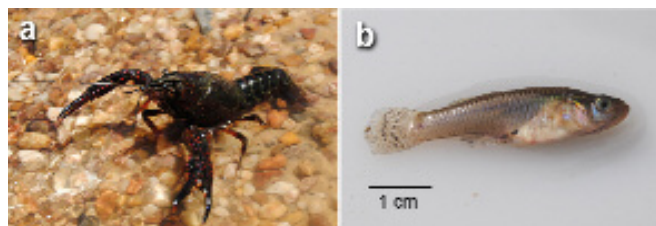


Figura 2. Fauna invasora objeto de trabajos de control: *Procambarus clarkii* (a) y *Gambusia holbrooki* (b).

resultar eficaz para reducir las poblaciones invasoras respecto a otros arroyos permanentes.

Para la captura de cangrejo rojo se emplearon nasas cangrejeras y anguileras (Fig. 3a-c). Las nasas cangrejeras tienen una longitud de 0,6 m, un diámetro de 0,3 m, con 2 embudos opuestos de 0,1 m de diámetro. La luz de malla es de 5 mm. Por su parte, las nasas anguileras cuentan con un paño de 1,5 m de longitud, dos muertes con embudos de 0,15 m de diámetro. Considerando que las nasas pueden atrapar especies no objetivo, se dejó una cámara de aire y se revisaron cada 24 h, retirándose en cualquier caso durante el fin de semana. Adicionalmente, se realizaron pasadas sucesivas mediante rejoncillo (Fig. 3d) de 0,45 m de diámetro de boca, 5 m de largo y 2 × 3 mm de luz de malla. Las capturas se transportaron en frío y se sacrificaron siguiendo protocolos establecidos para minimizar el sufrimiento de los animales (RSCPA 2003).



Fig. 3. Artes de pesca utilizadas en la captura de cangrejo rojo y gambusia: nasas cangrejeras antes (a) y después de la colocación en una poza (b, flechas blancas), rejón (c), nasa anguilera (d), minnow trap (e) y red horizontal (f). Nótese en las fotografías b y d que se ha dejado una cámara de aire para mantener con vida eventuales capturas de especies autóctonas hasta la revisión de las nasas (cada 24 h). Nótese en (a) que las artes utilizadas están debidamente identificadas mediante una placa plastificada para evitar la confusión con artes ilegales por parte de la guardería ambiental.



Para la captura de gambusia, se utilizaron nasas tipo minnow traps, sacaderas y redes horizontales (Fig. 3e-f). Las minnow traps eran de 0,43 m de largo x 0,22 m de ancho y 2 embudos opuestos de entrada con una boca de 2,25 cm de diámetro. La sacadera tenía una sección prácticamente cuadrada de 0,6 m de lado. La red horizontal tenía 5 m de longitud y 2 m de anchura. Ambas tenían una luz de malla de 1 mm, que permitía la captura de juveniles. Se anotó el tiempo dedicado con cada tipo de arte, comparando posteriormente las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE;  $n^{\circ}$  indiv  $h^{-1}$ ) como estimador de la eficiencia. Todos los peces capturados eran volcados en bandejas blancas, lo que permitía reconocer y devolver inmediatamente al medio las especies autóctonas que eventualmente caían en las diferentes artes de pesca. Dado el alto número de ejemplares de gambusia capturados, se estimó el número de ejemplares a partir de una recta de calibración, pesando (resolución = 1 g) un número conocido de gambusias tomadas al azar (mezclando diferentes tallas) a intervalos de 50 individuos. Ambas variables mostraron una correlación lineal significativa:  $n^{\circ}$  indiv. =  $4,2319 + 5,8771 \times \text{peso (g)}$  ( $R^2 = 0,997$ ,  $P < 0,001$ ).

Finalmente, para valorar la incidencia de los trabajos de control en la población invasora, se estimó en tamaño de la población de cangrejo rojo y gambusia mediante el método de capturas sucesivas (Junge y Libosvářský 1965; Zamora et al. 2009). Posteriormente, se comparó el número de capturas con el tamaño de la población estimado.

#### Análisis estadístico

En cuanto a los trabajos de flora, se exploró la existencia de diferencias significativas en los diferentes indicadores medidos (riqueza, índice de diversidad, cobertura...) entre parcelas invadidas, tratadas y control mediante el test de Mann-Whitney. Previamente se comprobó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov que los datos no eran paramétricos. Las comparaciones se realizaron para cada año por separado. En el caso de la fauna, para comparar la eficacia de las diferentes artes de pesca en base a las CPUE, se utilizó el test de Kruskal-Wallis. Se asumieron diferencias significativas con valores de  $P < 0,05$ .

## Resultados y discusión

### Detección precoz de focos potenciales de invasión

Se han recibido más de 25 correos con información relacionada a las especies invasoras por parte de particulares y administraciones locales o provinciales. Se han documentado nuevas citas de flora y fauna, siendo destacable la detección de nuevas poblaciones de galápagos exóticos en humedales litorales.

Adicionalmente, la revisión bibliográfica ha permitido reunir, por el momento, 112 citas nuevas correspondientes a un total de 56 especies (Apéndice 1), que se añaden a los 274 rodales de 37 especies invasoras reconocidas cartografiadas en el litoral (Fig. 4). En total, se tiene constancia en el medio natural y seminatural de la provincia de un total de 91 plantas exóticas diferentes con poblaciones espontáneas, naturalizadas o invasoras (sensu Richardson et al. 2000). Por su parte, se ha iniciado la recopilación de citas de fauna exótica, encontrándose referencias a invasoras reconocidas (p.ej. Artemia americana *Artemia franciscana*, o Malvasía canela *Oxyura jamaicensis*) (Green et al. 2005), y de otras de status incierto (p. ej. Cisne negro *Cygnus atratus*, Marabú africano *Leptoptilos crumeniferus*) (Noticario de aves exóticas de la SEO 2003-

2008). Considerando que muchas de las especies registradas han llegado recientemente al territorio (o al menos se tiene constancia de su presencia desde hace poco tiempo), son casuales o naturalizadas y se desconoce su potencial de invasión para el medio natural, el paso siguiente es valorar el riesgo de invasión de estas especies y priorizar la gestión en los casos que puedan suponer una mayor amenaza por sus impactos y dispersión potencial.

Como puede observarse en la fig. 4, la distribución de nuevas citas está relativamente concentrada en el litoral, especialmente en los municipios de El Puerto de Santa María (9 especies de flora y 5 de fauna exóticas), Tarifa (12 especies de flora y 4 de fauna) y Algeciras (13 especies de flora exótica). En el interior, Jerez registra la mayor densidad de especies exóticas (16 especies de flora y 2 de fauna) (Fig. 4). Este sesgo en la distribución de especies exóticas (sin considerar el sesgo evidente en el esfuerzo de muestreo por la prospección del litoral) puede responder a varios factores. Por un lado, las zonas litorales han experimentado una mayor tasa de urbanización respecto a las zonas interiores, lo que supone una mayor presión de propágulos (a través, por ejemplo, de la jardinería en áreas urbanizadas) (Lonsdale 1999; Pyšek et al. 2002; Rouget y Richardson 2003) y un efecto negativo sobre las comunidades nativas que puede favorecer a las invasoras (Fraver 1994; Hobbs y Yates 2003; Parendes y Jones 2000). También puede responder a sesgos en el esfuerzo de muestreo en las distintas áreas del territorio por parte de naturalistas e investigadores.

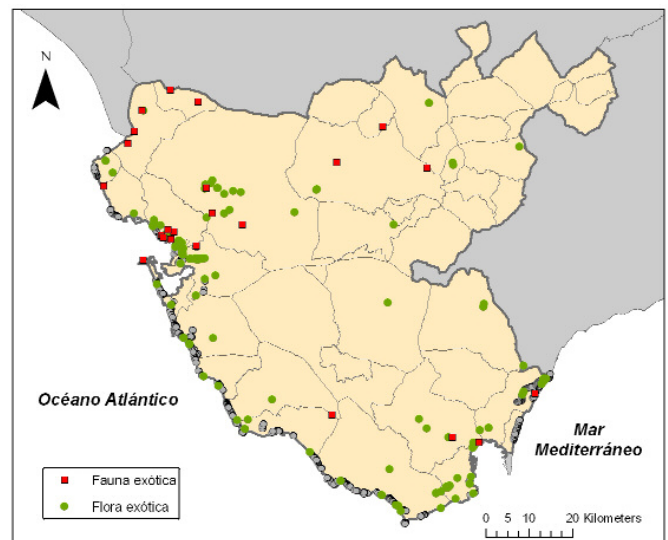


Fig. 4. Distribución de nuevas citas de flora (círculos verdes) y algunas preliminares de fauna (cuadrados rojos) exóticas en la provincia de Cádiz recogidas de la bibliografía entre 1998-2010 (sólo se incluyen los registros que han podido ser georreferenciados con exactitud). En gris se muestran los registros de especies invasoras reconocidas obtenidos durante trabajos de prospección en campo realizados por la Consejería de Medio Ambiente.

### Trabajos de gestión de poblaciones en campo: flora

En total se han tratado más de 6,39 ha, retirando más de 970 Tm de biomasa vegetal entre 2008-2011. La uña de león concentra la mayor proporción de superficie tratada (>90%) y de la biomasa eliminada (99%). Esto está en consonancia con la mayor extensión de las superficies invadidas por *Carpobrotus* y de las características de la planta. La mayor parte de las actuaciones, a excepción de *Tradescantia fluminensis*, se ejecu-

taron sobre arenales y acantilados costeros. La gestión de *Galenia pubescens* (734 kg eliminados entre 2008 y 2011) y *Oenothera drummondii* (29 kg en 2011) se corresponden con trabajos a menor escala y dirigidos a la contención o erradicación, respectivamente, de poblaciones locales aisladas. Los trabajos de *A. asparagoides* en Chiclana (15 Tm eliminadas en 2010), inicialmente planteados para erradicar la población, están en fase de replanificación debido a la complejidad que supone eliminar físicamente la espesa capa de bulbos que ocupa todo el horizonte superior del suelo, en una superficie creciente (en noviembre de 2011 se determinó una extensión de ocurrencia (sensu IUCN 2001) de 46.700 m<sup>2</sup>, con una cobertura media del 10%). Respecto a *T. fluminensis*, sólo en 2011 se retiraron 29 m<sup>3</sup> (ca. 2,17 Tm), aunque la repetida reactivación de la invasión observada puede deberse a: (i) el agarre de restos de tallos, (ii) la germinación de semillas acumuladas o (iii) el escape repetido de propágulos desde viviendas particulares que usan esta planta como ornamental.

cobertura de especies nativas respecto a las invadidas (Fig. 5), lo que apoya que las plantas invasoras estaban desplazando a las autóctonas. La recuperación de la flora nativa en la Isla de Tarifa tras la eliminación de uña de león mostró los resultados más espectaculares (Fig. 5d-f), llegándose a duplicar los porcentajes de similitud (referidos a la abundancia) en 2011 respecto a años anteriores (Tabla 1). En el caso de la margarita africana, los porcentajes de similitud entre parcelas T-C descendieron respecto a los valores inicialmente obtenidos entre I-C (Tabla 1). Esto puede explicarse por la alteración del suelo acaecida como consecuencia de las obras de encauzamiento del arroyo Alcántara, la instalación de pasarelas y el paso de maquinaria, ya que esta especie parece verse favorecida por las perturbaciones (Hobbs y Atkins 1988). En el caso de galenia, que colonizaba una porción de duna primaria próxima a la carretera, también mostró una recaída de los porcentajes de similitud entre T-C (Tabla 1). Además de posibles efectos de borde, este resultado se puede explicar por la reactivación de

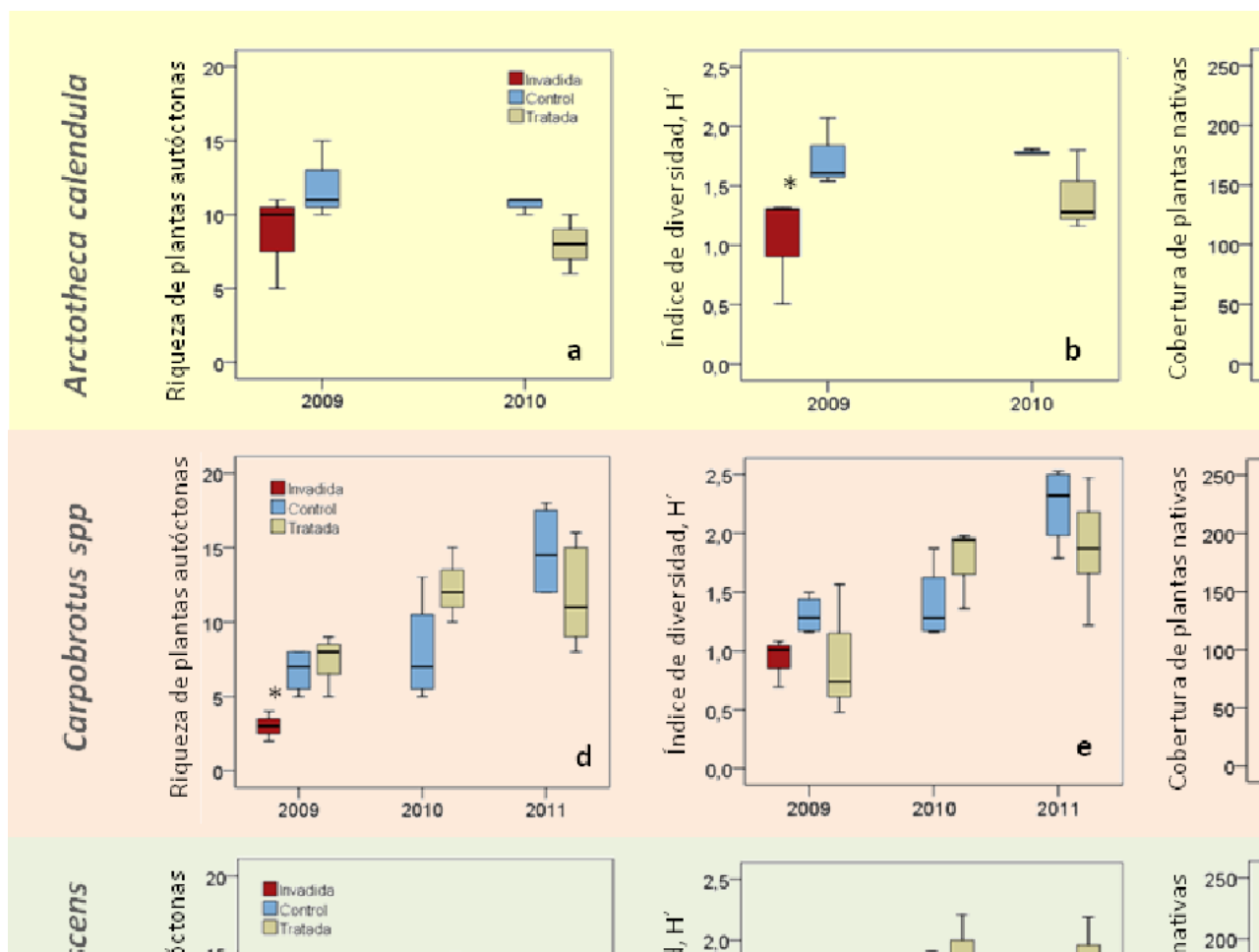


Figura 5. Riqueza, índice de diversidad y cobertura de plantas autóctonas en parcelas invadidas, control y tratadas en diferentes años, medidas en localidades invadidas por *Arctotheca calendula* en Rota (a-c), *Carpobrotus spp* en la Isla de Tarifa (d-f) y *Galenia pubescens* en Rota (g-i). Con el símbolo "\*" se indican diferencias significativas.

Los trabajos de eliminación de flora han mostrado diferentes grados de eficacia en función de la especie. En casi todos los casos, las parcelas invadidas mostraron valores de la riqueza, índice de diversidad y tipos funcionales significativamente menores ( $p < 0,05$ , Mann-Whitney) que las parcelas control. Esto sugiere que la especie invasora podía estar afectando negativamente al desarrollo de la flora nativa, aunque no se puede demostrar la causalidad (Andreu et al. 2010). Las parcelas tratadas mostraron un incremento de la riqueza, diversidad y

la invasión durante 2010, lo que llevó a realizar repases en 2011. Las parcelas tratadas también mostraron un porcentaje de especies ruderales significativamente mayor que en las control (datos no mostrados) lo que sugiere que, además de colonizar zonas relativamente alteradas (García-de-Lomas et al. 2009), esta planta invasora podría provocar algún tipo de modificación del hábitat (p.ej., incremento de la humedad o los nutrientes) que retardara la recuperación del sistema.

Tabla 1. Porcentajes de similitud en la composición de la flora nativa entre parcelas invadidas y Control -no invadidas- (IvsC) y entre parcelas tratadas y control (TvsC) en tres de las localidades trabajadas. Se muestran los porcentajes de similitud en función de la presencia/ausencia y de la abundancia de especies nativas en las diferentes parcelas. En estos análisis se excluyó la especie invasora para evaluar los parámetros con independencia de la abundancia de la especie invasora (Wearne y Morgan 2004).

Año	<i>Arctotheca calendula</i> (Rota)		<i>Galenia pubescens</i> (Rota)		Carpobrotus spp (Tarifa)	
	Pres/Aus	Abund.	Pres/Aus	Abund.	Pres/Aus	Abund.
2009	IvsC: 43	IvsC: 22	IvsC: 25	IvsC: 5	IvsC: 49	IvsC: 14
2010	TvsC: 34	TvsC: 14	TvsC: 43	TvsC: 27	TvsC: 52	TvsC: 16
2011	-	-	TvsC: 28	TvsC: 9	TvsC: 47	TvsC: 30

Nota: Pres.=presencia; Aus.= ausencia

### Control de cangrejo rojo y gambusia

Durante las dos semanas de actuación, se retiraron un total de 25.348 gambusias (4,3 kg) y 1.546 cangrejos. En el caso de cangrejo rojo, las capturas son similares a las estimas del tamaño poblacional (1.542 cangrejos), lo que sugiere que la combinación de artes ha propiciado un fuerte impacto sobre la población. Las nasas capturaron una mayor proporción de adultos, de acuerdo a su mayor luz de malla (Paillison et al. 2011) mientras que los rejones recogieron una mayor proporción de juveniles del año (Fig. 6a), que llegaron a representar un 59% del total de capturas. Este dato resulta altamente interesante desde el punto de vista de la gestión, ya que las nasas (el método más frecuentemente usado y relativamente selectivas para adultos) infraestiman tanto la población capturable como el tamaño de la población real (Peay 2001; Krzywosz et al. 2006). Por ello, el uso del rejón en este tipo de ambientes confinados y someros se presenta como una alternativa útil para el control de cangrejos exóticos, complementaria al uso de nasas.

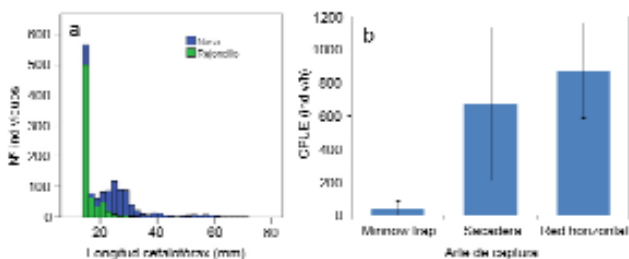


Fig. 6. a) Frecuencia de tallas de cangrejos rojos capturados en Conil con nasas y rejones. b) Capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de las artes utilizadas para capturar gambusias. Las barras representan la media  $\pm$  SD de n = 3 datos obtenidos en diferentes pozas.

En el caso de gambusia, la estimación del tamaño poblacional no resultó realista, ya que no se cumplieron los requerimientos del método (p.ej., el número de individuos capturados en la segunda pasada fue muy superior al 20% de los capturados en la primera pasada) (Zamora et al. 2009), por lo que no se puede asegurar el impacto real que las capturas han tenido sobre el grueso de la población invasora. Sin embargo, la comparación de métodos en base a las CPUE, reveló que tanto sacaderas de malla fina como redes horizontales mostraron una eficacia significativamente mayor (más de un orden de magnitud) que las nasas tipo minnow trap (Fig. 6b). Especial-

mente interesantes fueron los datos obtenidos con las redes horizontales (CPUE media  $\pm$  SD = 873  $\pm$  285 indiv h<sup>-1</sup>), que además requieren muy poco personal y tiempos de inmersión muy cortos (se realizan extracciones cada 5-10 min). Las sacaderas (con luz de malla fina, adaptada a la captura de gambusias de cualquier tamaño) también han mostrado una CPUE relativamente elevada (679  $\pm$  462 indiv h<sup>-1</sup>) pero tienen una aplicabilidad más limitada (cuerpos de agua muy someros y de pequeño tamaño). Por tanto, las nasas tipo minnow, si bien han sido ampliamente utilizadas para fines científicos o de investigación (p.ej., Peck y Walton 2008), nuestros resultados sugieren que resultan relativamente ineficaces para trabajos de control encaminados a retirar el mayor número posible de ejemplares.

No obstante, el efecto que los trabajos de control han tenido en las poblaciones invasoras debe ser valorado con cautela, ya que a las posibles desviaciones derivadas del método de pasadas sucesivas hay que sumar las fluctuaciones en las poblaciones debidas a la variabilidad intra- e interanual en el régimen de avenidas, sequías, etc. (Labbe y Faush 2000; Magalhães et al. 2003) y que reduce a este tipo de arroyos mediterráneos a pequeñas pozas durante un periodo variable (Clavero et al. 2002). Por ello, es preciso repetir las capturas y estimas del tamaño poblacional para comprobar el efecto que el control de cangrejo y gambusia ha tenido sobre las propias especies invasoras y algunas autóctonas que sirvan como indicadoras.

### Conclusiones

- Tanto la detección precoz de nuevos focos como el uso de herramientas de ayuda a la toma de decisiones (basadas en el análisis de riesgo y el coste-eficacia) son pilares fundamentales para poder priorizar la gestión ante un problema de creciente magnitud.
- Se tiene constancia en la provincia de Cádiz de 91 plantas exóticas, en distintos grados de asilvestramiento (espontáneos, naturalizados o invasores), que sugieren la necesidad de aplicar criterios científico-técnicos objetivos que permitan al gestor el establecimiento de prioridades.
- Los trabajos de gestión en campo llevados a cabo en el litoral y arroyos mediterráneos de la provincia de Cádiz se han realizado en un marco de gestión adaptativa que ha permitido evaluar la eficacia de las metodologías empleadas, analizar la respuesta de la comunidad vegetal tras las actuaciones y medir el grado de éxito en la consecución de los objetivos inicialmente perseguidos. Este enfoque, basado en el seguimiento y análisis de indicadores, permite también planificar los repases y controlar a tiempo eventuales focos de reinvasión.
- La eliminación de flora invasora ha permitido, con carácter general, la recuperación de la flora nativa, siendo especialmente favorable en el caso de uña de león.
- Respecto a la fauna, la combinación de métodos en el caso del cangrejo rojo ha mostrado gran eficacia para abarcar a todas las tallas de la población, lo que permite a su vez, mejorar la estima del tamaño de la población invasora. En el caso de gambusia, el uso de redes horizontales resulta más efectivo que otras artes más comunes. En esencia, estas experiencias ofrecen al gestor medioambiental una información valiosa sobre la gestión de invasoras que resultan útiles en la planificación y diseño de futuras actuaciones.

### Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, a través del Programa Andaluz

para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Los autores agradecen a J.M. López, D. Gimeno y J. García-Morilla su incansable apoyo en los trabajos de campo. Asimismo, queremos agradecer la labor de todos aquellos naturalistas y profesionales que documentan sus observaciones de campo a través de diferentes vías (publicaciones, avisos a la administración, correo electrónico, etc.). Esto resulta clave para la detección y gestión tempranas de las invasiones biológicas.

## Bibliografía

Altamirano M, Roman A, De la Rosa J, Barrajon-Minguez A, Barrajon-Domenech A, Moreno-Robledo C, Arroyo C. 2008. The invasive species *Asparagopsis taxiformis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) on Andalusian coasts (Southern Spain): reproductive stages, new records and invaded communities. *Acta Botanica Malacitana* 33: 5-15.

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.

Aranda C, Eritja R, Roiz D. 2006. First record and establishment of the mosquito *Aedes albopictus* in Spain. *Medical and Veterinary Entomology* 20: 150-152.

Caiola N, de Sostoa A. 2005. Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: Evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 358-363.

Campos JA, Herrera M, Biurrun I, Loidi J. 2004. The role of alien plants in the natural coastal vegetation in central-northern Spain. *Biodiversity and Conservation* 13: 2275-2293.

Clavero M, Rebollo A, Valle J, Blanco-Garrido F, Narváez M, Prenda J. 2002. Distribución y conservación de la ictiofauna continental en pequeñas cuencas costeras del Campo de Gibraltar. *Almoraima* 27: 335-342.

Dana ED, García-de-Lomas J, González R, Ortega F. 2011. Effectiveness of dam construction to contain the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in a Mediterranean mountain stream. *Ecological Engineering* 37: 1607-1613.

Dana ED, Sanz-Elorza M. 2008. Localizaciones de especies alóctonas ornamentales asilvestradas en Andalucía. *Bouteloua* 3: 14-22.

Dana ED, Ortega F, García-de-Lomas J, Ceballos G, Vivas S. 2010a. El Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras: Hacia una gestión proactiva, adaptativa y basada en la evidencia. En: Ortega F (ed) *Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006*, pp 394-403.

Dana ED, López-Santiago J, García-de-Lomas J, García-Ocaña DM, Gámez V, Ortega F. 2010b. Long-term management of the invasive *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in a small mountain stream. *Aquatic Invasions* 5: 317-322.

Durán C, Anadón A. 2008. The zebra mussel invasion in Spain and navigation rules. *Aquatic Invasions* 3: 315-324.

Fraver S. 1994. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conservation Biology* 8: 822-832.

García-Berthou E. 1999. Food of introduced mosquitofish: ontogenetic diet shift and prey selection. *Journal of Fish Biology* 55: 135-147.

García-de-Lomas J, Hernández I, Sánchez-García I. 2009. Incipient invasion of *Galenia secunda* Sond. (Aizoaceae) in Southern Spain. *Biological Invasions* 11: 467-472

García-de-Lomas J, Cózar A, Dana ED, Hernández I, Sánchez-García I, García CM. 2010. Invasiveness of *Galenia pubescens* (Aizoaceae): A new threat to Mediterranean-climate coastal ecosystems. *Acta Oecologia* 36: 39-45.

Geiger W, Alcorlo P, Baltanás A, Montes C. 2005. Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Biological Invasions* 7: 49-73.

Green AJ, Sánchez MI, Amat F, Figuerola J, Hontoria F, Ruiz O, Hortas F. 2005. Dispersal of Invasive and Native Brine Shrimps *Artemia* (Anostraca) via Waterbirds. *Limnology and Oceanography* 50: 737-742.

Groom MJ, Meffe GK, Carroll CR (eds). 2006. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates.

Hobbs RJ, Atkins L. 1988. Effect of disturbance and nutrient addition on native and introduced annuals in plant communities in the Western Australian wheatbelt. *Australian Journal of Ecology* 13: 171-179.

Hobbs RJ, Yates CJ. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalizing the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany* 51: 471-488.

Holdich DM, Gydemo R, Roger WD. 1999. A review of possible methods for controlling alien crayfish populations. En: Gherardi F, Holdich DM (eds) *Crayfish in Europe as Alien Species: how to make the best of a bad situation*. A.A. Balkema, Rotterdam, pp 245-270.

IUCN, 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido 30 pp.

Junge CO, Libosvářský J. 1965. Effects of size selectivity on populations estimates based on successive removals with electrical fishing gear. *Zoologické Listy* 14: 171-178.

Kapp R. 1984. *Handbook of vegetation science: Sampling methods and taxon analysis in vegetation science: relevé surveys, "Vegetationsaufnahmen" floristic analysis of plant communities*. Dr. W. Junk Publishers, Springer, 388 pp.

Krzywosw T, Ulikowski D, Traczk P. 2006. Estimated population abundance of catchable signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana) and spiny-cheek crayfish (*Ornonyctes limosus* Raf.) in lake Pobledzie (Northeastern Poland). *Archives of Polish Fisheries* 14: 141-146.

Labbe TR, Fausch KD. 2000. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. *Ecological Applications* 10: 1774-1791.

Lonsdale WM. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 50: 1522-1536.

Macías Fuentes FJ. 2002. Nueva amenaza para los canutos del P.N. Los Alcornocales: el neófito invasor "*Tradescantia fluminensis* Velloso" (F. Commelinaceae). *Almoraima* 27: 93-102.

Magalhães MF, Schlosser IJ, Collares-Pereira MJ. 2003. The role of life history in the relationship between population dynamics and environmental variability in two Mediterranean stream fishes. *Journal of Fish Biology* 63: 300-317.

Magurran AE. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford.



Meiro CL, Cabral JA, Marqués JC. 2001. Predation pressure of introduced mosquitofish (*Gambusia holbrooki* Girard), on the native zooplankton community. A case-study from representative habitats in the lower Mondego river Valley (Portugal). *Limnetica* 20: 279-292.

Nieva FJJ, Figueroa ME. 2001. Estado de la invasión de *Spartina densiflora* en el litoral de la provincia de Cádiz. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 2: 23-29.

Paillisson JM, Soudieux A, Damien JP. 2011. Capture efficiency and size selectivity of sampling gears targeting red-swamp crayfish in several freshwater habitats. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401: 06.

Parendes LA, Jones JA. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H.J. Andrews experimental forest, Oregon. *Conservation Biology* 14: 64-75.

Peck GW, Walton W. 2008. Effect of mosquitofish (*Gambusia affinis*) and sestonic food abundance on the invertebrate community within a constructed treatment wetland. *Freshwater Biology* 53: 2220-2233.

Peay S. 2001. Eradication of alien crayfish populations. Environment Agency and English Nature, R&D Technical Report W1-037/TR1.

Peay S, Hiley PD, Collen P, Martin I. 2006. Biocide treatment of ponds in Scotland to eradicate signal crayfish. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 380-381: 1363-1379.

Pyšek P, Jarosík V, Kucera T. 2002. Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation* 104: 13-24.

Richardson DM, Pysek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.

Rouget M, Richardson DM. 2003. Inferring process from pattern in plant invasions: a semimechanistic model incorporating propagule pressure and environmental factors. *The American Naturalist* 162: 713-724.

Rincón PA, Correas AM, Morcillo F, Risueño P, Lobón-Cervía J. 2002. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61: 1560-1585.

Romero-Zarco C. 2004. Sobre algunos neófitos y otras citas interesantes para la flora de Andalucía occidental. *Acta Botanica Malacitana* 29: 305-310

RSCPA. 2003. Humane killing and processing of crustaceans. [http://kb.rspca.org.au/What-is-the-most-humane-way-to-kill-lobsters-and-other-crustaceans\\_79.html](http://kb.rspca.org.au/What-is-the-most-humane-way-to-kill-lobsters-and-other-crustaceans_79.html). (Acceso el 02/06/2011).

Ruiz-Téllez T, Martín E, Lorenzo G, Albano E, Morán R, Sánchez-Guzmán JM. 2008. The Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions* 3: 42-53.

Sánchez I. 1998. Notas sobre algunas especies nuevas para la flora gaditana. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 1: 108-110.

Sánchez I, Clares A. 2001. Nota sobre algunas especies nuevas para la Flora Gaditana. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 2: noticiario.

Sánchez I, García-de-Lomas J, Dana E. 2009. Aportaciones al conocimiento de la xenoflora gaditana. *Lagascalia* 29: 298-315.

Sánchez-Gullón E, Verloove F. 2009. New records of interesting xenophytes in Spain. II. *Lagascalia* 29: 281-291

Sánchez-Gullón E, Macías-Fuentes FJ, Weickert P. 2006. Algunas especies adventicias o naturalizadas en la provincia de Huelva (SO de España). *Lagascalia* 26: 180-187.

Shannon CE, Weaver W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University Illinois Press, Urbana.

Such-Sanz A, Martínez-Martínez D, Malo C, Alas J, Guinart E. 2009. Control de fauna exótica invasora en balsas de Terres de L'Ebre (Tarragona, Catalunya) con presencia de gallipato (*Pleurodeles waltl*). En: GEIB. Libro de Actas del 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras, p 112.

Wearne, L.J., Morgan, J.W., 2004. Community-level changes in Australian subalpine vegetation following invasion by the non-native shrub *Cytisus scoparius*. *Journal of Vegetation Sciences* 15: 595-604.

Zamora L, Vila A, Naspledo J. 2009. La biota de los ríos: los peces. En: Elosegui A, Sabater S. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*, pp 271-291.



Apéndice 1. Especies de flora exótica registradas en la provincia de Cádiz como nuevas citas recientes (1998-2011). Se incluyen entre paréntesis el código del municipio donde se ha detectado: Alcalá de los Gazules (AGAZ), Algeciras (ALG), Arcos de la Frontera (ARC), Barbate (BARB), Los Barrios (BARR), Bornos (BOR), El Bosque (BOSQ), Cádiz (CA), Castellar (CAST), Chiclana (CHIC), Conil (CONI), El Puerto de Santa María (EPTO), Grazalema (GRAZ), Jerez de la Frontera (JF), Jimena de la Frontera (JIM), Puerto Real (PRE), Rota (ROTA), San Fernando (SFDO), San José del Valle (SJOV), Sanlúcar de Barrameda (SLU), San Roque (SROQ), Tarifa (TAR), Trebujena (TRE), Vejer (VEJ), Villamartín (VILL). Fuentes: Sánchez 1998; Nieva y Figueroa 2001; Sánchez y Clares 2001; Macías 2002; Romero-Zarco 2004; Altamirano et al. 2008; Dana y Sanz-Elorza 2008; Sánchez et al. 2009; Sánchez-Gullón y Verloove 2009.

Especie	Familia	Municipio
<i>Agave sisalana</i>	Agavaceae	EPTO
<i>Agave tequilana</i>	Agavaceae	EPTO
<i>Ageratina adenophora</i>	Asteraceae	VEJ
<i>Albizia lophanta</i>	Fabaceae	TAR
<i>Amaryllis belladonna</i>	Amaryllidaceae	AGAZ, BARR
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Asteraceae	JF
<i>Asclepias curassavica</i>	Asclepidaceae	ALG
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	Rhodophyta	TAR
<i>Asparagus asparagoides</i>	Liliaceae	EPTO
<i>Bothriochloa bladhii</i>	Poaceae	PRE
<i>Boussingaultia cordifolia</i>	Basellaceae	SJOV, JF, BARR
<i>Calendula officinalis</i>	Asteraceae	JF
<i>Canna indica</i>	Cannaceae	ALG, TAR
<i>Cardiospermum halicacabum</i>	Sapindaceae	SROQ
<i>Chasmanthe floribunda</i>	Iridaceae	CHIC, JF
<i>Cortaderia selloana</i>	Poaceae	SROQ
<i>Cuscuta campestris</i>	Cuscutaceae	CA
<i>Cyclosporum leptophyllum</i>	Apiaceae	CHIP
<i>Cyperus alternifolius</i>	Cyperaceae	ALG, CAST, JF
<i>Desmanthus illinoensis</i>	Fabaceae	ARC
<i>Dichondra micrantha</i>	Convolvulaceae	JIM, JF
<i>Eragrostis virescens</i>	Borraginaceae	CAST
<i>Eschscholzia californica</i>	Papaveraceae	SROQ
<i>Fagopyrum sculentum</i>	Poaceae	JF
<i>Fallopia baldschuanica</i>	Polygonaceae	JF
<i>Hydrocotyle verticillata</i>	Apiaceae	CHIP
<i>Ipomoea acuminata = I. indica</i>	Convolvulaceae	GRAZ, BOSQ, CHIC, BARB, ALG, SROQ, JF, VEJ, BARR, EPTO
<i>Lonicera japonica</i>	Caprifoliaceae	JF, BARB, ROTA
<i>Malephora crocea</i>	Aizoaceae	CHIC
<i>Melianthus major</i>	Meliantaceae	SROQ, TAR
<i>Muehlenbeckia sagittifolia</i>	Polygonaceae	JF, TAR
<i>Nephrolepis cordifolia</i>	Lomariopsidaceae	ALG
<i>Nicandra physaloides</i>	Solanaceae	SROQ
<i>Oenothera glazioviana</i>	Onagraceae	ALG, TAR, EPTO
<i>Oenothera speciosa</i>	Onagraceae	EPTO
<i>Opuntia dilenii</i>	Cactaceae	BARB, CHIC, EPTO, PRE, ROTA, SFDO, TAR
<i>Opuntia subulata</i>	Cactaceae	CHIP, CHIC, ALG, SROQ, PRE
<i>Oxalis latifolia</i>	Oxalidaceae	PRE
<i>Parkinsonia aculeata</i>	Fabaceae	JF, EPTO
<i>Pennisetum setaceum</i>	Poaceae	CHIC, BARB, VILL, JIM, SROQ, EPTO, PRE
<i>Persicaria capitata</i>	Polygonaceae	ALG
<i>Phlox drummondii</i>	Polemoniaceae	JF
<i>Phyllostachys aurea</i>	Poaceae	ALG, ARC
<i>Phytolacca americana</i>	Phytolaccaceae	ALG, TAR

Especie	Familia	Municipio
<i>Salvia microphylla</i>	Lamiaceae	CAS
<i>Senecio angulatus</i>	Asteraceae	PRE, ALG, EPTO
<i>Silene pendula</i>	Caryophyllaceae	JF
<i>Solanum cornutum</i>	Solanaceae	BOSQ
<i>Spartina densiflora</i>	Poaceae	CONI, BARR, TAR
<i>Sporobolus indicus</i>	Poaceae	TAR
<i>Taraxacum vulgare</i>	Asteraceae	JF, TAR, PRE, CHIC
<i>Tetragonia tetragonoides</i>	Aizoaceae	ROTA
<i>Tradescantia fluminensis</i>	Commelinaceae	ALG
<i>Tropaeolum majus</i>	Tropaeolaceae	TAR
<i>Veronica peregrina</i>	Plantaginaceae	JF
<i>Vicia villosa</i>	Fabaceae	CHIC
<i>Yucca aloifolia</i>	Agavaceae	SLU
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Araceae	CONI, BARB, ALG, ROTA, BARR, TAR