

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE

BIODIVERSIDAD
DE ANDALUCÍA: GARANTÍA DE
SOSTENIBILIDAD PARA EL MAÑANA



ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN ANDALUCÍA

TALLERES PROVINCIALES 2004-2006

Europa

invierte en las zonas rurales



Unión Europea



Fondo Europeo Agrícola
de Desarrollo Rural



JUNTA DE ANDALUCÍA

ÍNDICE

01 PRESENTACIÓN

02 CRÉDITOS

03 RESUMEN EJECUTIVO

- 1 Justificación, Alcance y Contenidos
 - 2 Proceso de elaboración y Revisión de las Líneas de Acción para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras
 - 3 Propuesta de Líneas de Acción para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras en Andalucía
 - 4 Situación de las Especies Exóticas Invasoras
-

Artículos

CONSIDERACIONES GENERALES

ESPECIES INVASORAS: UN PROBLEMA POR RESOLVER
Clemente Muñoz, M.

PLANTAS EXÓTICAS EN ANDALUCÍA
Muñoz Alvarez, J.M.

PROBLEMÁTICA DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN LA PROVINCIA DE HUELVA: ENTRE EL RECHAZO Y LA INTEGRACIÓN.
Rubio García, J.C. y Fernández Mora, V.J.

PLANTAS ALÓCTONAS. ¿DÓNDE?. ¿CÓMO?.
Valdés, B.

LA INVESTIGACIÓN SOBRE INVASIONES POR ESPECIES VEGETALES EN LA ACTUALIDAD
Vilà, M.

ESPECIES EXÓTICAS, ECOLOGÍA, DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS

DATOS PRELIMINARES SOBRE LA PRESENCIA DE INVERTEBRADOS EXÓTICOS INVASORES EN LA PROVINCIA DE ALMERÍA (AMBIENTES TERRESTRE Y DULCEACUÍCOLA)
Aguirre Segura, A.

ESPECIES EXÓTICAS EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA: SITUACIÓN DE LAS AVES.
Cabello de Alba Jurado, F.

LAS POBLACIONES AUTÓCTONAS DE TRUCHA COMÚN EN SIERRA NEVADA

Cano-Manuel León, F.J.

EL MOSQUITO TIGRE (AEDES ALBOPICTUS): UNA ESPECIE EN EXPANSIÓN.
IMPLICACIONES EN SALUD PÚBLICA Y AMBIENTAL

Cáceres, F.; Ruiz, S y Gálvez, J.C.

HORMIGAS EXÓTICAS INVASORAS: EL CASO DE LA HORMIGA ARGENTINA

Carpintero Ortega, S. y Reyes López, J.

ESPECIES VEGETALES EXÓTICAS INVASORAS EN ANDALUCÍA

Dana Sánchez, E

IMPLICACIONES ECOLÓGICAS DE LA PRESENCIA DE FLORA EXÓTICA INVASORA
EN ECOSISTEMAS DE MARISMAS. ESTUDIO DE UN CASO: SPARTINA DENSIFLORA

Castellanos, E.M.; Luque, C.J.; Mateos Naranjo, E.; Redondo, S; Castillo, J.M.; Figueroa, M.E. y Green, A.J.

ESPECIES INTRODUCIDAS EN ANDALUCÍA: EL CASO DE LOS PECES

Fernández Delgado, C.

AVIFAUNA EXÓTICA NIDIFICANTE EN EL PARAJE NATURAL BRAZO DEL ESTE

Fernández Mejías, J.; Barragán Marín, A. y Plata Ortiz, A.

IMPACTO DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DE CANGREJO DE RÍO SOBRE
LAS POBLACIONES DE ASTROPOTAMOBIOS PALLIPES (LEREBoullet, 1858) EN ANDALUCÍA

Galindo Parrilla, J.; Nebot Sanz, B. y Delgado Santabárbara, J.C.

LAS PLANTAS ACUÁTICAS INVASORAS. EL CASO DE AZOLLA EN DOÑANA

García Murillo, P.

BIODIVERSIDAD AGRÍCOLA Y EROSIÓN GENÉTICA

González Gutiérrez, J.M.

INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN DEL CAMARÓN ORIENTAL, PALAEMON
MACRODACTYLUS, EN LA COSTA ATLÁNTICA ANDALUZA

González Ortigón, E.; Cuesta, J.A. y Drake, P.

ESPECIES EXÓTICAS DE INVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN VETA LA PALMA Y EN LAS
SALINAS ANDALUZAS

Green, A.J.; Rodríguez-Pérez, H y Frisch, D.

ARTEMIA FRANCISCANA EN EL MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL: LA INVASIÓN DE
UNA ESPECIE EXÓTICA

Hortas, F.; Amat, F.; Green, A.J.; Sánchez, M. y Figuerola, J.

LAS COTORRAS ASILVESTRADAS Y NÓCTULOS GIGANTES EN LOS PARQUES
URBANOS DE SEVILLA

Ibáñez Ulargui, C.; Migens Maqueda, E. y García Popa-Lisseanu, A.

EL MURCIÉLAGO FRUGÍVORO EGIPCIO (ROUSETTUS AEGYPTIACUS) COMO POSIBLE
ESPECIE INVASORA EXÓTICA EN ANDALUCÍA

Ibáñez Ulargui, C. y Migens Maqueda, E.

SITUACIÓN DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS (EEI) EN EL HERBARIO COA
-JARDÍN BOTÁNICO DE CÓRDOBA

López, M.; Estrada, M.C. y Martín-Consuegra, E.

DISTRIBUCIÓN Y OCUPACIÓN DE SPARTINA DENSIFLORA EN EL LITORAL DE LA
PROVINCIA DE HUELVA

Luque, C.J.; Castellanos, E.M.; Mateos-Naranjo, E.; Álvarez-López, A.A.; Rubio-Casal, A.E.; Redondo, S. y Figueroa, M.E.

ESTADO DE LA INVASIÓN DE SPARTINA DESIFLORA EN LA PROVINCIA DE SEVILLA

Mateos-Naranjo, E.; Castillo, J.M. y Figueroa, M.E.

INVASIONES BIOLÓGICAS Y ECOSISTEMAS COSTEROS. SITUACIÓN DE SPARTINA DENSIFLORA EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Mateos-Naranjo, E.; Redondo-Gómez, S.; Castillo, J.M.; Nieva, F.J.J.; Castellanos, E.M.; Luque, C.J.; Álvarez, A.A.; Rubio-Casal, A.; Muñoz, J. y Figueroa, M.E.

FLORA Y FAUNA ALÓCTONA DEL MEDIO MARINO ANDALUZ

Moreno Lampreave, D.

SPARTINA DENSIFLORA BRONG. EN LOS HUMEDALES DE LA PROVINCIA DE SEVILLA

Nieva, F.J.J.; Castillo, J.M.; Luque, C.J.; Castellanos, E.M. y Figueroa, M.E.

LA APICULTURA Y LA “MUNDIALIZACIÓN” DE LOS PARÁSITOS APÍCOLAS

Orantes Bermejo, F.J.

LA CAZA MAYOR Y LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

Pérez, J.M.; Granados, J.E.; Moço, G.M. y Serrano, E.

LOS ANFIBIOS Y REPTILES INTRODUCIDOS EN ESPAÑA

Pleguezuelos, J.M.

IMPACTO DE LOS PECES EXÓTICOS EN LOS RÍOS DE LA PROVINCIA DE HUELVA

Prenda, J.; Blanco-Garrido, F. y Hermoso, V.

PECES EXÓTICOS EN EL PN SIERRA NORTE DE SEVILLA Y SU ÁREA DE INFLUENCIA

Prenda, J.; Blanco-Garrido, F.; Clavero, M.; Menor, A.; Álvarez-Robles, J.A. y Hermoso, V.

HORMIGAS ALÓCTONAS PRESENTES EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

Reyes López, J. y Carpintero Ortega, S.

FLORA ALÓCTONA DE CÁDIZ

Sánchez García, I.

LA PRESENCIA DE AMMOTRAGUS LERVIA EN EL SUDESTE PENINSULAR: POTENCIAL BIOLÓGICO Y DIMENSIONES HUMANAS

Serrano, E.; Moço, G. y Pérez Jiménez, J.M.

ESTADO ACTUAL DE LA FAUNA EXÓTICA EN EL LITORAL GRANADINO

Tarragona Gómez, F. y Arellano Ferrer, M.

ANILLAMIENTO DE PASERIFORMES EXÓTICOS EN EL ENTORNO DE DOÑANA

Vázquez, M. y Varo, N.

EXPERIENCIAS DE CONTROL

EXPERIENCIAS DE CONTROL DEL EUCALIPTO EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

Arenas Cabello, J.M. y Carrascal Moreno, F.

CONTROL DE UNA ESPECIE INVASORA: LA RATA NEGRA (*Rattus rattus*) EN LAS ISLAS CÍES (PARQUE NACIONAL DAS ILLAS ATLÁNTICAS)

Carro, F.; Schmalenberger, H.P.; Rodríguez, A. y Soriguer, R.C.

GESTION DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA (ANDALUCIA, ESPAÑA)

Cobo García, M.D.

EXPERIENCIAS DE CONTROL DE GALÁPAGOS EXÓTICOS

Díaz-Paniagua, C.; Pérez-Santigosa, N.; Hidalgo-Vila, J.; Portheault, A.; Ruiz, X; Marco, A. y Andreu, A.C.

INVASIÓN DE GALENIA SECUNDA (AIZOACEAE) EN EL PARQUE NATURAL BAHÍA DE CÁDIZ. UNA PROPUESTA INTEGRADA DE CONTROL

García de Lomas, J.; Hernández, I. y Ramírez, C.

EXPERIENCIAS PARA EL CONTROL DE LA UÑA DE LEÓN (CARPOBROTUS EDULIS) EN LA PLAYA DE LA CORTADURA (CÁDIZ)

Hernández, I.; García de Lomas, J. y García, C.M.

GALÁPAGOS EXÓTICOS: EL CASO DE LA LAGUNA DEL PORTIL

Vivas

EXPERIENCIAS DE CONTROL Y SEGUIMIENTO

PROSPECCIÓN PARA LA DETERMINACIÓN Y ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE LA ESPECIE INVASORA CANGREJO CHINO (ERIOCHEIR SINENSIS) EN EL BAJO GUADALQUIVIR

Ferrero Rodríguez, J.L. y Algarín Vélez, S.

ESTUDIO Y GESTIÓN DE GALÁPAGOS EN LAS LAGUNAS DEL PARQUE DEL ALAMILLO (SEVILLA)

Gacio Iovino, H.; Yanes Pérez, A.; Gacio Almeida, H. y Hernández García, C.

PROPUESTAS DE PREVENCIÓN

¿QUÉ HACER CON LOS EJEMPLARES DE ESPECIES EXÓTICAS ENTREGADOS POR PARTICULARES?: NUESTRA EXPERIENCIA EN EL ZOOBOTÁNICO DE JEREZ

Cuadrado, M.; Sánchez, I.; Quevedo, M.A. Y Flores, L.

USO DE PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS EN LA JARDINERÍA Y EL PAISAJISMO DEL MEDITERRÁNEO ANDALUZ. CONSECUENCIA Y PROPUESTAS DE SOLUCIONES

García Cruz, A.

EL CONTROL DE AVES EXÓTICAS A NIVEL CIUDADANO Y DESDE PUNTOS DE VENTA

López Muñoz, R.V. y Ponce Romero, J.M.

CONCIENCIACIÓN SOCIAL Y ALTERNATIVAS A LA LIBERACIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS ANIMALES

Morillas Pérez, V. y Carreño Gallego, E.

VÍAS DE ENTRADA

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA COMO VÍA DE ENTRADA DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS: SPARTINA DENSIFLORA EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA Y SU ENTORNO

Castellanos, E.M.; Luque, C.J.; Castillo, J.M.; Figueroa, M.E. y Green, A.J.

ESPECIES CINEGÉTICAS INTRODUCIDAS Y TRASLADOS CON FINES CINEGÉTICOS: RIESGOS SANITARIOS

Martín-Hernando, M.P.

EL PROGRAMA ANDALUZ PARA EL CONTROL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS: HACIA UNA GESTIÓN PROACTIVA, ADAPTATIVA Y BASADA EN LA EVIDENCIA

Elías D. Dana, Fernando Ortega, Juan García de Lomas, Guillermo Ceballos y Soledad Vivas.

Anexos fotográficos

Lista de Especies

01. PRESENTACIÓN

- Importancia de la Biodiversidad: Valoración de la diversidad de especies y hábitats andaluces para el equilibrio ecológico y de su sociedad.
- EEI: Problema global e histórico.
- ¿Cómo enfrentarse?:
 - Iniciativas internacionales (Convenios internacionales y europeos)
 - Iniciativas nacionales y andaluzas
 - Enfoque: La Consideración integral por su naturaleza requiere: coordinación, cooperación intercambio de información y divulgación
- Papel pionero de Andalucía. ¿Qué estamos haciendo?
- Fecha de inicio
 - Fases y proceso de elaboración:
 - Destacar importancia de colaboración de científicos técnicos y participación (¿consenso?)
- Valor divulgativo y de valoración de lo propio
- Valor de la Biodiversidad: especies hábitats endémicos ecosistemas
- Actuaciones futuras
- Conclusión: Frase final

02. CRÉDITOS

Este documento ha sido elaborado por la Consejería de Medio Ambiente bajo la Coordinación de Francisco Javier Cobos Aguirre, Coordinador de la Red de Espacios Protegidos de Andalucía (RENPA), Fernando Ortega, Jefe de Servicios de Gestión del Medio Natural, y los técnicos de Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras.

Como representantes de Servicios Centrales de la Consejería de Medio Ambiente han intervenido, M^o del Carmen Rodríguez Hiraldo, Jefa del Departamento de Conservación de Flora, Antonio Franco Ruiz, Jefe del Departamento de Conservación de Fauna, Rafael Barba Salcedo, Jefe del Departamento de Caza y Pesca Continental y los Técnicos de la Dirección General de Gestión del Medio Natural Guillermo Ceballos Watling, y Fran Romero.

El desarrollo y organización de los talleres provinciales ha contado con la participación de los técnicos del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras.

Como representantes de las Delegaciones Provinciales de la Consejería de Medio Ambiente han intervenido: Antonio Rodríguez Sierra, por la Delegación Provincial de Sevilla, José María Irurita Fernández, Juan Rodríguez de Velasco Vega y Borja Nebot Sanz por la Delegación Provincial de Granada, Agustín Madero Montero y Juan Amate por la Delegación Provincial de Jaén, Rafael María Arenas González, José Antonio Torres Esquivias y Jose Manuel Quero Fernández de Molina por la Delegación Provincial de Córdoba, Federico Fernández Ruiz-Henestrosa, por la Delegación Provincial de Cádiz, Ramón Lorenzo Huesa Gallardo, Carlos Nevado Ariza y Eloisa García Espinosa, por la Delegación Provincial de Almería, Francisco Javier Toimil Crespo, por la Delegación Provincial de Huelva, y Manuel Romero González, por la Delegación Provincial de Málaga.

En el Grupo Científico-Técnico, formado por los ponentes/moderadores de los talleres provinciales y revisores del documento propuesta de las Líneas de acción, han participado:

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE		
<p>Jose María Arenas Cabello Oficina Técnica Corredor Verde del Guadamar, Delegación Provincial de Sevilla.</p> <p>Mari Carmen Arroyo Tenorio Seguimiento de Biodiversidad Marina</p> <p>Francisco Carrascal Monsoo Oficina Técnica Corredor Verde del Guadamar, Delegación Provincial en Sevilla</p> <p>Guillermo Walting Ceballos Dirección de Gestión del Medio Natural, Servicios Centrales</p> <p>Elias D. Dana Sánchez Plan Andaluz para el Control de las EEI</p> <p>Juan Ramón Fernández Cardenero Plan Andaluz de Aves Acuáticas</p> <p>Manuel Fernández Casado Seguimiento de Biodiversidad Marina</p> <p>Francisco Javier Gallido Parrilla Dirección General de Gestión del Medio Natural, Delegación Provincial de Granada.</p>	<p>Francisco Gómez Millán Dirección de Gestión del Medio Natural, Delegación Provincial de Almería.</p> <p>Jose María Martínez Pérez Dirección de Biodiversidad</p> <p>Rosa María Mendoza Castellón Dirección de Gestión del Medio Natural, Delegación Provincial de Almería.</p> <p>Arturo Menor Campillo Parque Natural Sierra Norte.</p> <p>Pedro A. Moreno Jerez Dirección de Gestión del Medio Natural, Delegación Provincial de Granada</p> <p>Diego Moreno Lempreave Seguimiento de Biodiversidad Marina</p> <p>Mariano Paracuellos Rodríguez Plan Andaluz de Aves Acuáticas</p> <p>Jose Manuel Quero Fernandez de Molina P.N. Sierra Cardena y Montoro</p> <p>Juan Carlos Rubio Paraje Natural Marismas del Odiel</p>	<p>Enrique Sánchez Guillón Paraje Natural Marismas del Odiel</p> <p>José Antonio Torres Esquivias Dirección de Gestión del Medio Natural, Delegación Provincial de Córdoba</p> <p>Soledad Vivas Plan Andaluz para el Control de las EEI</p> <p>DIPUTACIÓN Francisco Cáceres Servicio de Control de Mosquitos Diputación de Huelva</p> <p>Santiago Ruiz López Servicio de Control de Mosquitos Diputación de Huelva</p>
		MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE
		<p>Juan José Arces Maqueda Subdirección General de Vida Silvestre</p> <p>Fco. Javier Cano-Manuel León O.A. Parques Nacionales</p> <p>Mª Dolores Cobo O.A. Nacional de Doñana</p>
CENTROS DE INVESTIGACIÓN	ORGANIZACIONES NO GUBERNAMENTALES	
<p>Javier Bustamante Estación Biológica de Doñana-CSIC</p> <p>Francisco Alberto Carro Estación Biológica de Doñana-CSIC</p> <p>Mª del Carmen Díaz Paniagua Estación Biológica de Doñana-CSIC</p> <p>Pilar Drake Moyano Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía CSIC</p> <p>Héctor Garrido Guil Estación Biológica de Doñana-CSIC</p> <p>Enrique González Ortega Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía CSIC</p> <p>Andrew Green Estación Biológica de Doñana-CSIC</p> <p>Elena Migena Maqueda Estación Biológica de Doñana-CSIC</p> <p>José Luis Tella Estación Biológica de Doñana-CSIC</p> <p>Manuel Vázquez Estación Biológica de Doñana-CSIC</p>	<p>Manuel Arellano Ferrer Asociación Buxus</p> <p>Antonio Augusto Arebola Educación Ambiental SEO</p> <p>Alfonso Barragán Marín Grupo Ornitológico del Sur SEO</p> <p>Jesus Fernández Mejías Grupo Ornitológico del Sur SEO</p> <p>Jorge Garzón Grupo de aves exóticas(GAE) SEO</p> <p>Alejandro Ramos Garrido Asociación Conservacionista Pescadores del Sur (ACPES)</p> <p>Juan Manuel González Gutiérrez Coordinación Técnica Red de Semillas "Resembrando e Intercambiando"</p>	<p>Fco. José Orantes Bermejo Consejo Regulador de la D. O. P. Miel de Granada</p> <p>Francisco Puerta Puerta Centro Andaluz de Apicultura Ecológica</p> <p>Manuel Saavedra Martín CIFPA El Toruño. IFAPA</p> <p>Mª Paz Martín Hernando Sanidad Animal IREC</p> <p>Íñigo Sánchez García Conservador Zoo botánico Jerez</p>
		SECTOR PRIVADO
		<p>Salvador Algarín Vélez CONEI</p> <p>Carmelo Escot Muñoz Investigación y Medio Ambiente EMASESA</p> <p>Gunner Persson InterAgro AB Svevia</p>

UNIVERSIDADES			
Blanca Vilà Planella Universidad Autónoma de Barcelona	Francisco Horta Rodríguez-Pascual Dpto. de Biología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz	Juan Lortte Universidad de Granada	Emmanuel Soriano Ferrón Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología Universidad de Jaén
Antonio Aguirre Segura Grupo de Investigación de Ecología en Zonas Áridas Universidad de Almería	Gonzalo Oliva Gómez Millán Oficina Verde Universidad de Cádiz	Juan Manuel Plaguezuelos Dpto. de Zoología Universidad de Granada	Maria Altamirano Dpto. de Biología Vegetal Universidad de Málaga
Tomás Cabello García Dpto. Biología Aplicada, Escuela Politécnica Superior Universidad de Almería	Soledad Carpintero Ortega Universidad de Córdoba	Eloy Manuel Castellanos Verdugo Área de Ecología, Dpto. de Biología Ambiental y Salud Pública, Universidad de Huelva	Jesús Manuel Castillo Segura Dpto. Biología Vegetal y Ecología Universidad de Sevilla
Amelia García Cruz Jardinería y paisajismo Universidad de Almería	Margarita Clemente Muñoz Universidad de Córdoba-Comité de Flora CITES	Carlos J. Luque Palomo Universidad de Huelva	Pablo García Murillo Universidad de Sevilla
Juan Mota Poveda Botánica Universidad de Almería	Carlos Fernández Delgado Dpto. de Biología Animal, Universidad de Córdoba	José Prenda Marín Biología Ambiental y Salud Pública Universidad de Huelva	Bonito Yeldán Florística y Recursos Naturales, Biología Vegetal y Ecología Universidad de Sevilla
Juan García de Lomas Latín Área de Ecología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz	Jesús Miguel Muñoz Álvarez Dpto. de Biología Vegetal Universidad de Córdoba	Jesús M ^o Pérez Jiménez Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología Universidad de Jaén	Modesto Lucifora García Universidad Pablo de Olavide
Ignacio Hernández Carrero Biología Universidad de Cádiz	Joaquín Reyes López Biología Vegetal y Ecología Universidad de Córdoba	Carlos Salazar Mendiles Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología Universidad de Jaén	

03. RESUMEN EJECUTIVO

1. JUSTIFICACIÓN, ALCANCE Y CONTENIDOS

El comercio internacional, que sustenta la economía mundial, aumenta a pasos agigantados. Las mercancías se transportan a todos los rincones del globo de forma continua, cada vez con medios de transporte más eficaces. En los mismos medios de transporte, también se desplazan especies de flora y fauna que voluntaria o involuntariamente se desplazan miles de kilómetros desde su lugar de origen hasta llegar así en un nuevo ambiente. Puede tratarse especies que se importan por su interés comercial, como es el caso de algunos animales exóticos que se importan para su venta en tiendas de mascotas, o plantas ornamentales para su uso en jardinería, si bien otras se introducen como polizones siendo así el caso de los parásitos o organismos que pueden venir asociados a las especies importadas, en el embalaje de la mercancía, o incluso en el mismo medio de transporte, como es el caso de las aguas de lastre.

Aunque sólo un pequeño porcentaje de éstos son capaces de sobrevivir y perpetuarse en su nuevo “hogar”, el número de especies que se descubren compitiendo con las especies locales sigue aumentando.

Son las llamadas Especies Exóticas Invasoras (EEI); especies, subespecies o taxones inferiores introducidas en ambientes distintos de su distribución normal, en el pasado o en el presente, cuya propagación amenaza en los ecosistemas, a los hábitats o a las especies, produciendo daños ambientales, económicos e incluso sanitarios.

Sus impactos ambientales son tan preocupantes que la dispersión de las EEI ha sido considerada como la 2ª causa de pérdida de biodiversidad mundial, tras la destrucción de hábitat por la UICN. Incluso se señala que, desde el siglo XV, la introducción de estas especies ha podido provocar la extinción del 39% de las especies autóctonas de animales.

Asimismo, existe bastante documentación sobre los perjuicios económicos de la introducción de estas especies. Como el conocido caso de la introducción y crecimiento desmesurado del jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en el lago Victoria. La proliferación de esta planta flotante de hermosas flores formando tapices provocó, entre otros efectos, la pérdida de millones de dólares en el sector pesquero, poniendo en peligro la subsistencia de las poblaciones humanas que dependen de éste. Esta especie se encuentra distribuida actualmente por los cinco continentes, y ya ha provocado serios problemas en tramos de la cuenca extremeña del Guadiana amenazando con extenderse hacia su curso en el territorio Andaluz.

Las implicaciones sanitarias que supone la introducción de algunas especies está igualmente documentada en especies como el mosquito tigre asiático (*Aedes albopictus*), introducido en el continente americano y más recientemente en el europeo. Su presencia en España se constató en 2004, cuando fue detectado en San Cugat del Vallés (Barcelona). Actualmente ya se ha comprobado la presencia de individuos en Orihuela (Alicante). Sus impactos sanitarios sobre la población son preocupantes, ya que este insecto puede ser vector portador de enfermedades como el dengue, la fiebre amarilla y la encefalitis equina, aunque afortunadamente sus poblaciones europeas parecen estar libre de ellas hasta el momento.

Éstos son tan sólo algunos de los muchos ejemplos que ilustran la magnitud y complejidad de la problemática asociada a la introducción de especies alóctonas y que ha obligado a los gobiernos de la mayoría de los países a tomar medidas para enfrentarse con esta situación.

Así, varios convenios internacionales ponen de manifiesto la necesidad de que los estados desarrollen iniciativas para controlar este problema. Tal es el caso del Convenio sobre Diversidad Biológica, el Convenio de Berna relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa, el Convenio de Bonn sobre la conservación de las aves migratorias de vida silvestre, el Convenio CITES sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres, el Convenio Ramsar sobre Humedales, el Convenio de Barcelona para la protección del mar Mediterráneo o el Convenio Internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques.

El Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB) destaca las EEI como un tema transversal que merece especial atención y en su artículo 8 h) determina que "las Partes Contratantes impedirán que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenazan a ecosistemas, hábitat o especies".

En 2002, la Conferencia de las Partes del CDB presenta "los principios de orientación para la prevención, introducción y mitigación de los impactos de las especies exóticas que amenazan los ecosistemas, los hábitat o las especies" e insta a las partes, gobiernos y organizaciones relevantes, priorizar el desarrollo de estrategias y planes de acción a nivel nacional y regional y la promoción e implementación de los principios de orientación de la CDB.

La Convención de Berna, va aún más lejos y en colaboración con la sección europea del grupo de expertos en especies invasoras de la UICN, la elaboración de la "estrategia Europea en EEI". Este documento, presentado en 2003, está principalmente dirigido a las instituciones y agencias con responsabilidad en las actividades relevantes a la prevención y gestión de las EEI, y trata de facilitar la implementación de los compromisos internacionales resumiendo las acciones prioritarias esenciales para el establecimiento de un plan integral de gestión de las EEI.

En Andalucía también se han desarrollado medidas dirigidas a la protección de la biodiversidad autóctona andaluza contra la introducción de EEI; éstas se basan fundamentalmente en la adaptación y aplicación de las normas que se ha venido desarrollando en el ámbito europeo, como la Directiva Hábitats, en el estatal, la ley de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, y en Andalucía como la ley de Flora y Fauna Silvestres. Todas ellas regulan y/o prohíben la introducción de especies exóticas.

Además, tanto el Ministerio de Medio Ambiente como la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, han propiciado medidas adicionales enfocadas a la prevención y control de las EEI en ecosistemas de interés. Así, por ejemplo, se han desarrollado este tipo de iniciativas en Parques Naturales y Nacionales.

Adicionalmente, tanto la Ley 42/2007, sobre Patrimonio Natural y Biodiversidad como la Estrategia Española para la Conservación y Usos sostenibles de la biodiversidad biológica del Ministerio de Medio Ambiente, destaca la necesidad de elaborar y armonizar los mecanismos jurídicos y técnicos necesarios para controlar, y en su caso impedir, la introducción de especies exóticas que amenacen sistemas, hábitats, especies o poblaciones autóctonas, para lo que actualmente se está redactando un "Plan Nacional de Acción de las Especies Exóticas Invasoras"

La Consejería de Medio Ambiente por su parte igualmente consciente de la necesidad de crear y potenciar estrategias o planes de gestión integral de las EEI, en su plan de Medio Ambiente de Andalucía 2004-2010, establece como actuación prioritaria la creación de un inventario y la elaboración de planes

y programas de control, erradicación y mitigación de las especies exóticas invasoras (Área 5, Programa 13, Medidas m7, m19).

En este contexto general se dispone la puesta en funcionamiento del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras de la Consejería de Medio Ambiente, en el que se han perfilado dos líneas de trabajo interrelacionadas:

Una primera línea, en la que se han desarrollado principalmente labores de prospección, control y erradicación de poblaciones de EEI cuyo control ha sido considerado prioritario por los perjuicios que ocasionan o pueden ocasionar a espacios protegidos o a especies catalogadas.

Una segunda línea, comprende los trabajos preliminares, presentados en este documento, dirigidos a la mejora del conocimiento de la Situación actual de las EEI en Andalucía y de elaboración de propuestas concretas de Líneas de Acción para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras. Éstos se han venido desarrollando durante los últimos dos años (2004-2006) y la metodología empleada y los resultados obtenidos hasta el momento se muestran en esta publicación. Es por tanto muy probable que desde la puesta en común de los trabajos hasta su edición se hayan producido avances en el conocimiento, fruto de prospecciones más recientes, nuevas investigaciones, el acúmulo de experiencias de gestión y la mejora de métodos de control, la detección de nuevas especies exóticas en el territorio andaluz, etc. No obstante, la información recogida en este volumen sienta las bases del conocimiento que se tiene sobre las especies exóticas invasoras en Andalucía.

Tras introducir los antecedentes y el marco legal, se establecen los objetivos del presente trabajo y la metodología empleada para su consecución. Se introduce de este modo el proceso de elaboración de la Propuesta de Líneas de Acción para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras (Sección 2), el documento resultante (Sección 3) y otra información de interés obtenida en los talleres provinciales sobre la Situación de las Especies Exóticas en Andalucía. Dicha información se encuentra contenida en los 51 artículos sobre las EEI en Andalucía (sección 5) y en la revisión de los mismos (la Sección 4) que trata de resumir y destacar las aportaciones más interesantes al conocimiento de las EEI alcanzados en estos encuentros.

2. PROCESO DE ELABORACIÓN DE LAS LÍNEAS DE ACCIÓN PARA LA GESTIÓN DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, tal y como se ha indicado en la sección anterior, manifiesta su compromiso a afrontar la problemática de las EEI en el Plan de Medio Ambiente de Andalucía 2004-2010, en el que establece como actuación prioritaria la creación de un inventario y la elaboración de planes y programas de control, erradicación y mitigación de especies exóticas invasoras.

Consecuentemente se han iniciado los trabajos necesarios para el establecimiento de unas líneas de acción y medidas que acometan la gestión de las Especies Exóticas Invasoras de un modo integral. Nos encontramos con unas dificultades básicas al enfrentarnos con esta labor. El primer lugar, la información relativa a las poblaciones de especies alóctonas que causan problemas en Andalucía, su distribución y las experiencias de control que se han experimentado, se encuentra dispersa y en ocasiones no está publicada o es de difícil acceso. En segundo lugar se hace evidente la necesidad de un enfoque multidisciplinar en el manejo de las EEI debido a la naturaleza de la problemática. Por último, existe una gran diversidad de actividades y sectores involucrados, y de administraciones que tienen competencia sobre las mismas.

Para solventar estas dificultades y en la línea de las instituciones europeas, se propone la elaboración de una propuesta de "Líneas de Acción para la Gestión de las EEI" empleando un proceso participativo en que se incluye la perspectiva de todos los sectores afectados, que de una u otra manera, tienen una relación con el estudio o gestión del medio natural, o con actividades que hacen uso, pueden ser vías de entrada, o pueden verse afectadas por estas especies.

Se plantea de este modo el proceso de elaboración de las líneas de acción, que aparece en la Figura 1, en el que intervienen un Equipo de Coordinación de la Consejería de Medio Ambiente, los participantes de los talleres provinciales (Grupo Vinculado), y una selección de investigadores y técnicos que han colaborado con la aportación de información, la moderación de los grupos de trabajo y la revisión de las diferentes versiones de la propuesta de líneas de acción (Grupo Científico-Técnico). Los sectores representados por los integrantes de estos grupos se representa en la figura 2.

El proceso de elaboración se inicia con una fase de "Análisis" de la situación en Andalucía y de los Iniciativas internacionales. De este modo, y basándose principalmente en los principios orientadores dictados en el marco de la Convención de Diversidad Biológica y en la Estrategia Europea en Especies Exóticas Invasoras elaborada por el Convenio de Berna, se plantean los objetivos que debe cumplir la propuesta de gestión integrada de las EEI y la metodología a emplear para su elaboración a partir de grupos de trabajo. Se identifican así a los sectores a los que es necesario implicar en la discusión (Lista de Invitados), la información general que es necesario tener en cuenta, los objetivos concretos de cada uno de los talleres (dossier informativo) y, para facilitar la labor de los moderadores de los grupos de trabajo, se elabora un esquema de funcionamiento de los grupos de trabajo (Guión de los grupos de trabajo).

Figura 1. Proceso de Elaboración de la Propuesta de Líneas de Acción para la Gestión de las EEI en Andalucía



Figura 2. Participantes del Proceso de Elaboración



Posteriormente (Participación), se organizan 5 talleres provinciales, en los que se solicita la colaboración a determinados técnicos y científicos, cuya experiencia se considera relevante, en la preparación de comunicaciones sobre aspectos referentes a las EEI o en la moderación de los grupo de trabajo (Grupo científico-técnico). Se invita a participar en estos talleres a representantes de los sectores vinculados con la problemática de las invasiones biológicas identificados en la fase de análisis (Lista de invitados).

Los talleres se dividen en dos sesiones; una primera sesión en la que se ofrecen las comunicaciones de los técnicos/investigadores, y una segunda sesión, en la que los participantes, repartidos en grupos de trabajo, y con la ayuda de un moderador, plantean sus perspectivas sobre determinados aspectos de la gestión de las EEI.

Se realizaron un total de 23 grupos de trabajo, y los temas tratados varían desde la identificación de vías de entrada de las EEI, hasta la detección y seguimiento de las EEI en el territorio Andaluz.

Las información expuesta en los talleres y las conclusiones de los grupo de trabajo se emplea entonces en la elaboración de un "I borrador de propuesta de líneas de acción" (Figura 1) tras una serie de revisiones vía correo electrónico de los participantes. En esta fase del proceso, se consigue la consideración de los problemas concretos de la zona y de algunas de las perspectivas y aspectos prácticos de que sólo disponen los sectores involucrados.

Un último encuentro en Málaga reúne al grupo científico-técnico y al equipo de coordinación, que en pequeños grupo de trabajo proponen las modificaciones necesarias para la finalización de la propuesta de Líneas de acción para la gestión de las EEI.

Finalmente y atendiendo a las propuestas del equipo científico técnico, el equipo de coordinación elabora la versión final de la propuesta de "Líneas de Acción para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras en Andalucía" que se presenta en la siguiente sección (Sección 3).

3. PROPUESTA DE LÍNEAS DE ACCIÓN PARA LA GESTIÓN DE LAS EEI EN ANDALUCÍA

Como resultado del proceso descrito en la sección anterior (Figura 1) se redactó una propuesta que pretende integrar las medidas necesarias para afrontar la problemática de las invasiones biológicas de una manera integral, y que se ha dividido en 7 líneas temáticas de acción con objetivos concretos que aparecen esquemáticamente en la Figura 3. A continuación se expone la propuesta de gestión detallando las acciones concretas sugeridas en los grupos de trabajo.

Las líneas de acción que se transcriben respetan íntegramente (en estructura, forma y contenido) lo que expresaron los participantes durante el transcurso de los talleres. No obstante, muchas de ellas no han podido ser asumidas por la Consejería de Medio Ambiente ni forman parte del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Esto se ha debido a numerosos factores, como los avances experimentados en el conocimiento y gestión sobre invasiones biológicas, la actualización de los datos sobre distribución de especies invasoras en Andalucía en base a prospecciones de campo y la recepción de avisos, la priorización de actuaciones en base a análisis del coste-beneficio ambiental, así como la viabilidad técnica y económica de las acciones planteadas. Por otro lado, las actuaciones consideradas viables deben respetar las normas autonómicas, nacionales o europeas en materia de gestión de especies exóticas invasoras.

No obstante, otras medidas propuestas por los participantes han sido y son objeto de un continuo desarrollo por parte del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras, como la revisión de las fuentes de información, la creación de un sistema de información, la detección precoz de nuevas invasiones, o el análisis de riesgo de nuevas introducciones. También se realizan actuaciones de control en campo en cualquiera de sus variantes (erradicación, contención, control...), así como la divulgación del problema a los colectivos implicados o la difusión de los trabajos realizados.

Figura 3. Esquema de la propuesta



LÍNEA DE ACCIÓN 1

INFORMACIÓN E INVENTARIO DE LAS EEI EN ANDALUCÍA

OBJETIVO: Mejora y accesibilidad del conocimiento sobre las Especies Exóticas Invasoras (EEI) en Andalucía, su distribución, biología y posibles impactos, para la planificación y desarrollo de una gestión eficaz.

MEDIDA 1.1

RECOPILACIÓN DE INFORMACIÓN SOBRE LAS EEI Y SU DISTRIBUCIÓN EN ANDALUCÍA:

ACCIÓN 1.1.1. REVISIÓN DE LAS FUENTES DE INFORMACIÓN:

La información necesaria se encuentra dispersa y las fuentes a las que se debe recurrir para recopilar la información necesaria son diversas.

a. Revisión del material existente:

- a. Bibliografía científica y de divulgación especializada, Internet, etc
- b. Informes técnicos aportados a la Consejería de Medio Ambiente (CMA)
 - i. Atlas de distribución de especies, etc
 - ii. Plan Técnico de Caza (PTC)
 - iii. Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA) e Informes Ambientales (IA)
 - iv. Inventarios forestales
 - v. Informes de las Confederaciones Hidrográficas
 - vi. Informes de Convenios Específicos, etc

b. Procedente de expertos o personas relacionadas con flora o fauna silvestres.

- a. Entidades (Universidades y Centros de Investigación)
- b. Consejería de Medio Ambiente (CMA)
 - i. Agentes de Medio Ambiente
 - ii. Técnicos de la CMA
 - iii. Personal de equipos de seguimiento de programas específicos de la CMA
- c. Otros organismos de la Administración autonómica (Consejería de Agricultura, y pesca, etc) o estatal (Ministerio de Obras Públicas, etc)
- d. Agentes de SEPRONA
- e. Organizaciones no gubernamentales como la Sociedad Española de Ornitología (SEO), la Sociedad Española para el Estudio y Conservación de los Mamíferos (SECEM), la Asociación Herpetológica Española (AHE), Sociedad Española de Malacología, Sociedad Andaluza de Entomología, Sociedad Andaluza de Malacología, Simposios de eventos marinos, etc.
- f. Zoológicos y Jardines botánicos
- g. Federaciones de Caza y Pesca, Asociaciones Deportivas, Sociedades Locales y Clubs de Cazadores y Pescadores, Asociaciones de agricultores, etc.
- h. Personal asociado a actividades que pueden ser fuentes de Especies Exóticas
 - i. Tiendas de animales (acuarofilia, terrarios, etc.)
 - ii. Viveros
 - iii. Colecciones botánicas y zoológicas
 - iv. Clínicas veterinarias, etc
 - v. Puertos, aeropuertos, aduanas, cuerpos de fuerzas del estado
- vi. Acuicultura
- g. Red de voluntarios

- h. Grupos de interés: naturalistas, aficionados, coleccionistas, etc.
- c. Prospección de campo para la consecución de información normalizada sobre las Especies Exóticas de Flora y Fauna de Control Prioritario en Andalucía.

ACCIÓN 1.1.2. CREACIÓN DE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN:

La información generada debería usar criterios unificados y ser integrada en la Red de Información Ambiental, que al contener gran cantidad de información gráfica y alfanumérica de interés puede asistir al diseño de una estrategia andaluza para el manejo de las EEI. Algunos de los usos más interesantes de esta tecnología podrían ser:

- a. Almacenamiento de la información normalizada disponible, en una base de datos actualizada periódicamente y generación de cartografía sobre la distribución de dichas especies**
- b. Generación de modelos espaciales de distribución potencial de EEI en función de sus requerimientos en nuestra región teniendo en cuenta sus nichos ecológicos en su área de origen**
- c. Modelización de la dispersión en el territorio de las EEI una vez que se han implantado en un lugar determinado teniendo en cuenta la variable temporal. Validación periódica de los modelos.**
- d. Aporte de la información, los métodos de análisis y los resultados necesarios para asistir a la toma de decisiones a la hora de resolver un problema ambiental determinado. En este sentido, el SIG pasaría a comportarse como un Sistema de Apoyo a la Decisión.**
- e. Catalogación de las especies exóticas que posean potencial invasor, aunque no se estén desarrollando en Andalucía en la actualidad pero presenten riesgo de ser introducidas.**

ACCIÓN 1.1.3. NORMALIZACIÓN DE LA INFORMACIÓN REQUERIDA:

Sería aconsejable desarrollar protocolos de tomas de datos y su canalización hasta Sistema de Información de Especies Exóticas Invasoras incorporado a la Red de Información Ambiental. Las fichas de campo deberían contener la siguiente información:

- a. Datos de la ficha:**
 - a. Nombre científico de la especie Exótica Invasora y nombre vulgar dado en Andalucía, si fuera posible
 - b. Nombre del que la determina
 - c. Localización de la EEI (Coordenadas GPS, Término municipal, provincia)
 - d. Localización del acceso
 - e. N° de ejemplares
 - f. Estado/Superficie/Fecha de la 1ª localización/fecha de localización en ese lugar
 - g. ¿Se reproduce?/Hábitats que ocupa/Frecuencia
 - h. Abundancia/Talla/Edad de los individuos (jóvenes maduros)
 - i. Nombre y dirección, teléfono y e-mail, empresa, asociación, organismo o entidad pública para la que trabaja el observador

b. Repercusión sobre el ecosistema:

- a. Comparación parcelas afectadas y no afectadas
- b. Espacio que ocupa (urbano, rural, natural)
- c. Presencia de especies catalogadas
- d. Presencia en Espacios Naturales Protegidos
- e. Presencia de hábitat/directiva hábitat/prioritarios
- f. Efectos erosivos
- g. Velocidad invasión previsible
- h. Depredador de fauna/flora nativa
- i. Competencia con especies nativas.
- j. Hibridación con especies autóctonas
- k. Transmisión de enfermedades

ACCIÓN 1.1.4. ESTABLECIMIENTO DE UN MECANISMO DE CANALIZACIÓN, CENTRALIZACIÓN Y DIFUSIÓN DE LA INFORMACIÓN OBTENIDA.

- a. Selección de la persona encargada de la coordinación de esta actividad
- b. Creación de un laboratorio de referencia.
- c. Organización jerárquica. Debe de llegar al director adjunto de cada provincia quien lo envía a la persona encargada de la coordinación y comunicación vía web para evitar repeticiones.

MEDIDA 1.2
INVESTIGACIÓN Y SUPERVISIÓN

ACCIÓN 1.2.1. DESARROLLO DE PROGRAMAS DE INVESTIGACIÓN:

Establecimiento y promoción, por parte de las administraciones, de convenios con Universidades y/o Centros de Investigación para el desarrollo de proyectos de investigación que fundamenten las medidas de gestión de EEI en Andalucía.

a. Líneas de investigación prioritaria que deberían tener carácter práctico y aplicado, establecidos en los Programas de Investigación:

- a. Distribución Actual de las EEI en Andalucía
- b. Detección y Análisis de los Riesgos de Introducción de EEI a través de las distintas vías de entrada y medidas de prevención (puertos, comercio, etc.)
- c. Técnicas, Sistemas21 y Protocolos de Detección Rápida de EEI y monitoreo específicos
- d. Desarrollo y evaluación de diferentes métodos de prevención, control de poblaciones invasoras y restauración (parcelas de experimentación, etc.)
- e. Ecología y Estrategias de vida de las EEI en el área invadida
- f. Reproducción y Patrones de Dispersión de las EEI
- g. Evaluación del impacto de las Especies Exóticas Invasoras sobre las Especies autóctonas, la estructura y la dinámica de los ecosistemas
- h. Desarrollo de modelos que permitan determinar el potencial invasor de Especies, sus impactos y permita la priorización de actuaciones
- i. Impactos económicos de la Introducción y Gestión de Exóticas

MEDIDA 1.3

INTERCAMBIO DE INFORMACIÓN

- a. **Colaboración e intercambio de información con organizaciones-instituciones con experiencia en la gestión de EEI, otros departamentos de la CMA, otras Consejerías, Gobiernos de Territorios colindantes, etc**
 - a. Dar a conocer el Sistema de Información de EEI de Andalucía y vinculación a otros mecanismos de información globales.
 - b. Fomentar el desarrollo de protocolos comunes.
- b. **Creación de un Grupo de Trabajo/Comité asesor/Foro de expertos nacionales y/o internacionales que pueda asesorar sobre la taxonomía, ecología y otros asuntos técnicos para especies terrestres y/acuáticas.**
- c. **Organización de Jornadas y talleres para la actualización de la información existente y avances en la gestión de EEI.**

LÍNEA DE ACCIÓN 2.

PREVENCIÓN DE NUEVAS INTRODUCCIONES EN EL TERRITORIO ANDALUZ

OBJETIVO: Desarrollo de Medidas que reduzcan el riesgo de nuevas introducciones de Especies Exóticas en el Territorio Andaluz.

MEDIDA 2.1

ELABORACIÓN DE MEDIDAS DE PREVENCIÓN DE INTRODUCCIONES INTENCIONALES

Algunas de las acciones que se pueden tomar para evitar la introducción voluntaria de EEI son:

- a. **Elaboración de “listas negras” de EEI con alto riesgo de invasión.** Las listas negras incluirían las especies cuya comercio, o tenencia estaría prohibida y la administración debe controlar/ erradicar y hacer un seguimiento las poblaciones que se detecten.
Se precisa
 - a. Definición de los criterios para la inclusión de una especie en la lista negra, que debe incluirse en un protocolo.
 - b. Evaluación de los riesgos de invasión (criterios) que supone el uso o introducción de una especie.
- b. **Elaboración de “listas blancas” de especies permitidas cuyo comercio estaría permitido.**
Igualmente se precisa:
 - a. Establecimiento de un protocolo-criterios para la inclusión de una especie en la lista blanca.
- c. **Impulso de un mayor control en las autorizaciones de las actividades de entrada, venta, explotación, distribución, etc. de Especies Exóticas (núcleos zoológicos, viveros, tiendas de mascotas regularizadas, etc).** Desarrollo de un proceso de Evaluación que incluya un Análisis de Riesgos al que deberían estar sometidas las especies de nueva introducción o

actividades que usan estas especies, con especial incidencia en los riesgos de escape, las medidas preventivas y planes de contingencia.

d. Regulación del comercio de especies alóctonas no amenazadas. (ampliación de CITES-TRAFFIC y/o desarrollo de legislación específica).

e. Desarrollo de planes de actuación o buenas prácticas para algunas de las actividades causantes de la introducción de EEI.

Algunos ejemplos podrían ser:

- a. Comercio de animales domésticos: Mascotas:
 - i. Prohibición del comercio con especies cuyo carácter invasor es conocido.
 - ii. Control sobre los establecimientos de importación y/o venta de mascotas y registro de los compradores
 - iii. Establecimiento de centros de recepción de mascotas, campañas de recogida y/o apadrinamiento de especies terrestres y marinas. Se podría hacer en colaboración de centros como el Zoobotánico de Jerez, los CREA, parques municipales, etc.
 - iv. Evitar la venta ambulante de mascotas.
 - v. Marcaje sistemático de mascotas mediante chips homologados. (registros en ayuntamientos, de mascotas, en las tiendas de mascotas y de animales de zoológicos.)
 - vi. Sensibilización, campañas informativas sobre la problemática causada por la suelta de mascotas: televisión, radio, folletos informativos sobre los riesgos ambientales que puede suponer su liberación, repartidos en las tiendas donde se comercia con ellas.
 - vii. Obligación a los vendedores de proporcionar la información adecuada para el adecuado mantenimiento de las mascotas exóticas, donde además se advierta de los riesgos de su liberación en el medio, resaltándose la prohibición de hacerlo.
 - viii. Establecimiento de normativa de las Seguridad en las instalaciones zoológicas, colecciones privadas y tiendas de mascotas
- b. Comercio y uso de plantas de jardinería: Viveros:
 - i. Aplicación de la legislación vigente en importación de especies (cuarentena, etc).
 - ii. Promoción del uso de especies (no invasoras) ornamentales autóctonas, con denominación de origen.
 - iii. Fomento y supervisión de la producción de especies autóctonas en viveros para responder a la demanda de especies alternativas ornamentales, fijadoras, setos vivos, etc.
 - iv. Control de la venta de semillas (bloomers) de plantas silvestres de otros países.
 - v. Manual buenas prácticas de comercio y uso de plantas de jardinería (Viveros, jardines...)
- c. Caza y Pesca:
 - i. Prohibición de la declaración de nuevas especies cazables o pescables no autóctonas. (decreto de caza y pesca)
 - ii. Incremento del control sobre la pureza genética en el caso de especies procedentes de granjas cinegéticas.
 - iii. Regulación del transporte o comercio de ejemplares vivos (especialmente cangrejos) para evitar la introducción en nuevos ambientes.
 - iv. Prohibición de pesca en balsas de nueva creación.
 - v. Inventario y seguimiento de las poblaciones introducidas.
 - vi. Manual de buenas prácticas e inclusión de información sobre la problemática de EEI en el examen de pescador y cazador.

MEDIDA 2.2**ESTABLECIMIENTO DE MEDIDAS DE PREVENCIÓN DE INTRODUCCIONES ACCIDENTALES**

Algunas de las acciones que sería recomendable tomar para evitar las introducciones accidentales de EEI son:

- a. Identificación y localización de las posibles vías de entrada y fuentes emisoras de EEI. Analizar y evaluar los riesgos de invasión y las medidas necesarias para reducirlos.**
- b. Habilitación de un plan con medidas específicas y protocolos de inspección, detección precoz para cada vía de entrada (terrestre y acuática)**
 - a. Control de aguas de lastre y cascos de barcos
 - b. Acuicultura, lonjas, acuarios, etc.
 - c. Comercio de plantas como vectores de enfermedades
 - d. Coordinación entre las administraciones implicadas (Local-autonómica-nacional) en las labores de inspección

MEDIDA 2.3**HABILITACIÓN DE MEDIDAS ESPECIALES DE PREVENCIÓN EN ECOSISTEMAS AISLADOS O SENSIBLES**

- a. Establecimiento de un sistema de control y detección inmediata en hábitats prioritarios.**
- b. Carteles divulgativos en las zonas de uso público que informen sobre la prohibición de la suelta de especies alóctonas en el medio natural y sus impactos adversos.**

LÍNEA DE ACCIÓN 3.**DETECCIÓN DE NUEVAS INVASIONES Y RESPUESTA RÁPIDA**

OBJETIVO: Detección y actuación sobre las invasiones incipientes cuando la erradicación es todavía posible.

MEDIDA 3.1**ESTABLECIMIENTO DE UN SISTEMA DE VIGILANCIA Y AVISO**

La información sobre la distribución de las EEI debe actualizarse y las nuevas introducciones ser detectadas lo antes posible. Para ello se debe establecer un sistema de vigilancia (red de seguimiento) coordinado por el equipo del Programa Andaluz de Control de EEI de la Consejería de Medio Ambiente. Es necesario por tanto:

- a. Creación de un dispositivo de aviso e información en Internet donde se den a conocer los pasos a seguir ante una especie “sospechosa”**
 - a. Una página Web donde se presentan fichas con caracterización de la especie y a la que se pueden incluir avistamientos.

- b. Claves de identificación taxonómica.
 - c. Ficha-formulario de avistamiento con los datos necesarios para localizar la población que puede ser entregadas a colectivos como buceadores, lonjas, veterinarios, etc
 - d. Teléfono.
 - e. Folletos con el número de teléfono, y el correo electrónico de aviso
- b. Implicación en la detección de especies exóticas, mediante acuerdos, formación o desarrollo de material informativo, de colectivos como:**
- a. ONGs (ej. SEO y su Grupo de Aves Exóticas, etc) y otros colectivos (senderistas, excursionistas, etc)
 - b. Sociedades Científicas relacionadas con el medio natural.
 - c. Voluntariados
 - d. Universidades
 - e. Profesores
 - f. Agentes Medioambientales, con cursos de formación
 - g. Otras administraciones-técnicos (Sanidad vegetal, Consejería de agricultura y pesca, Ministerio de Medio Ambiente, Minas, Ministerio de Fomento, Obras Públicas, etc)
 - h. Entidades Locales, especialmente asociaciones relacionadas con el medio natural.
 - i. Investigadores, CSIC
 - j. Personal del Espacios Naturales Protegidos, etc
 - k. Cuerpos y Fuerzas de Seguridad (SEPRONA, Policía...)
 - l. SOIVRE y Autoridades Portuarias
 - m. Colegios de veterinarios y biólogos
 - n. Cofradías de pescadores
- c. Establecimiento de un Sistema de Alerta Temprana, Organización de sistemas de vigilancia (terrestre y acuático) y de información a los visitantes de cómo alertar antes la detección de nuevas EEI en áreas de alto riesgo como:**
- a. Principales puntos de llegada de mercancías/turistas y áreas frecuentemente visitadas por turistas
 - b. Puntos de entrada por dispersión natural (costas, ríos fronterizos, puertos aeropuertos, etc.)
 - c. Áreas adyacentes a instalaciones que contienen especies autóctonas potencialmente invasoras
 - d. Áreas degradadas, recientes construcciones, zonas afectadas por incendios
 - e. Ambientes riparios/húmedos, con especies catalogadas/Espacios Naturales Protegidos/Hábitat Prioritarios.

MEDIDA 3.2 DESARROLLO DE UN PLAN DE CONTINGENCIA

Se precisa para ello:

- a. Desarrollo de un Protocolo de Gestión Inmediata (Plan de Contingencia), para especies con características similares, que detalle las actuaciones a realizar para su erradicación. Debe asumir la creación de centros que recojan las especies exóticas en animales, listas con teléfonos, contactos.**
- b. Habilitación de Presupuestos de la Administración en la medida de las necesidades que permitan realizar un seguimiento de los programas de control y erradicación, ya que éstas son actuaciones a largo plazo que requieren un sistema de vigilancia continuo.**
- c. Formación de Personal especializado**

LÍNEA DE ACCIÓN 4.

ACTUACIONES SOBRE POBLACIONES DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

OBJETIVO: Control de las poblaciones existentes, erradicándolas cuando sea posible o conteniendo su dispersión hacia zonas vulnerables.

MEDIDA 4.1

DEFINICIÓN DE UNA LISTA DE ACTUACIONES

La Consejería de Medio Ambiente debería establecer una lista de Especies Exóticas Invasoras (abierta) y jerarquizarla para actuar sobre ellas. Los posibles criterios de priorización podrían ser:

- a. Posibilidad de erradicación**
- b. Posibilidad de Control de agentes de dispersión**
- c. Impacto real sobre:**
 - i. La Conservación de Especies catalogadas
 - ii. Ecosistemas vulnerables, islas y ENP
 - iii. Sectores productivos
 - iv. Sanidad vegetal, animal o humana
 - v. Pérdida de acervo genético de poblaciones de especies silvestres.
- d. Especies incluidas en la lista de la UICN de las 100 peores especies Invasoras.**

MEDIDA 4.2

ELABORACIÓN DE PROGRAMAS DE ERRADICACIÓN/CONTROL DE AQUELLAS ESPECIES CONSIDERADAS PRIORITARIAS

Se tendrán en cuenta los siguientes criterios:

- a. Planteamiento de experiencias piloto para la comparación de métodos de control.**
- b. Tener en cuenta la información existente de métodos-experiencias de control.**
- c. Método de erradicación/control selectivo, lo más selectivos posible primando los de menor impacto ambiental.**
- d. Gestión adecuada de los residuos de las EEI.**
- e. Contemplar la integración de la información obtenida en el sistema de información.**
- f. Evaluación y seguimiento.**

MEDIDA 4.3

RESTAURACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS NATIVOS TRAS LAS ACTUACIONES DE CONTROL/ERRADICACIÓN

Tras las actuaciones de control de poblaciones exóticas es fundamental en la mayoría de los casos la restauración del ecosistema con cuidado especial del origen genético del material empleado.

LÍNEA DE ACCIÓN 5.

MEJORA DEL MARCO LEGAL DE GESTIÓN DE LAS EEI

OBJETIVO: Establecimiento y desarrollo del marco legal que asegure la prevención de la entrada de especies exóticas invasoras, su seguimiento y las actuaciones de control cuando sean necesarias.

MEDIDA 5.1

PROMOCIÓN DEL DESARROLLO DE LA LEGISLACIÓN EN MATERIAS RELATIVAS A LA PREVENCIÓN Y CONTROL DE LAS EEI

Se considera conveniente:

- a. El desarrollo jurídico con referencia a las listas blancas y negras de EEI (Medida 2.1)**
- b. El requisito de Evaluación de Impacto Ambiental a las actividades que hacen uso de EEI.**
- c. Promover la regulación de comercio y tenencia de EEI en Andalucía**
- d. Desarrollo de nuevas normas que aseguren la inspección y cuarentena adecuada en las vías de entrada.**

MEDIDA 5.2

POTENCIACIÓN DE LA UTILIZACIÓN DE LOS INSTRUMENTOS LEGALES EXISTENTES.

- a. Adecuación de los PORN/PRUG para evitar la introducción de EEI.**
- b. Introducir en los PGOU información expresa sobre la no utilización de especies exóticas incluidas en listas negras.**
- c. Añadir Planes comarcales de caza; Planes de pesca por tramos de cauces; que contemplarán la regulación del aprovechamiento y control de EE de riesgo.**

LÍNEA DE ACCIÓN 6. COORDINACIÓN Y COOPERACIÓN ENTRE LAS ADMINISTRACIONES, ORGANIZACIONES Y ENTIDADES.

OBJETIVO: Unificación de esfuerzos y medidas adoptadas por las diferentes administraciones para el desarrollo de medidas de prevención y control de EEI.

MEDIDA 6.1.

ESTABLECIMIENTO DE ACUERDOS U OTRAS FIGURAS DE COORDINACIÓN ENTRE LAS ADMINISTRACIONES EN MATERIA DE PREVENCIÓN Y CONTROL DE EEI

Se requiere coordinación, cooperación e intercambio de información entre las administraciones estatal, autonómica, y local para que las medidas adoptadas sean adecuadas y efectivas.

- a. **Coordinación con otros departamentos y administraciones para evitar la liberación de Especies Exóticas Invasoras, Prevenir su introducción accidental y control de sus poblaciones.**
- b. **Establecimiento de convenios para el desarrollo de “programas de erradicación y control” de EEI con otros países y comunidades autónomas.**
- c. **Convenios para la el intercambio de información y experiencia de mejora de la prevención de nuevas introducciones. UICN podría actuar como coordinador. (o una agencia unificada de gestión del litoral¹⁸) (ej.Colaboración e Intercambio de información entre los Estados con costa al Mediterráneo: Symposio).**
- d. **Otros mecanismos de coordinación/cooperación entre Administraciones**

LÍNEA DE ACCIÓN 7. EDUCACIÓN AMBIENTAL Y FORMACIÓN.

OBJETIVO: Concienciación y formación sobre la problemática causada por la invasión de las Especies Exóticas Invasoras.

MEDIDA 7.1

CAMPAÑAS DE SENSIBILIZACIÓN DE LOS CIUDADANOS²

Se pretende reducir la introducción o dispersión producidas por la población en general dando a conocer la problemática causada por las EEI.

Al respecto se dan las siguientes recomendaciones:

- a. **Diagnosis:** Se sugiere la necesidad de realizar un estudio sociológico (tipo ecobarómetro) por sectores (dentro y fuera de la Administración) sobre el tipo de comportamiento que tiene la población sobre las EEI.

- b. Tipo de Campañas:** Desarrollo de campañas ingeniosas y de impacto (Top50, Se busca, etc)
- c. Posibles Medios de comunicación:**
 - a. Inclusión de carteles informativos y folletos en Centros de visitantes de ENP, Jardines botánicos, Zoológicos, Clínicas Veterinarias, Viveros, Tiendas de Mascotas, exposiciones itinerantes, embalajes, etc
 - b. Internet: Información disponible y accesible vía web para consulta y comunicación. Crear una única ventana donde se informa de la problemática y se pueda avisar ante la detección de nuevas apariciones.
 - c. Televisión:
 - i. Campañas informativas en los diferentes canales televisivos sin olvidar las televisiones locales.
 - ii. Dibujos animados
 - d. Prensa general y especializada
 - e. Radio
 - f. Desarrollo de campañas implicando al Voluntariado Ambiental
 - g. Rutas guiadas sobre la problemática de EEI
- d. Elaboración de manuales didácticos adecuados a nivel de escolares, visitar escuelas y desarrollar actividades extraescolares explicando la problemática**
- e. Formación y sensibilización de grupos que realizan actividades en la naturaleza (Scouts, montañeros, buceadores, etc)**
- f. Organización de cursos para profesores de instituto o colegios**
- g. Aeropuertos, (turistas)**

MEDIDA 7.2 INCORPORACIÓN DE LA INFORMACIÓN SOBRE LAS EEI EN PROGRAMAS EDUCATIVOS EXISTENTES

Algunos de ellos son:

- a. Escuelas: Mostrar al profesorado el valor pedagógico de las EEI dentro del currículo escolar.**
- b. Universidad (biología, veterinarios, etc)**
- c. Sociedades científicas**
- d. Cursos de agentes ambientales y otro personal de la administración (áreas, servicios y delegaciones locales de medio ambiente, sanidad ambiental, cites, seprona, policía local, etc)**
- e. Cursos de formación ocupacional**
- f. Módulos profesionales**
- g. Cursos de colegios profesionales, empresas de restauración**

- h. Gestores del Medio Natural, Legisladores, Diputaciones, Ayuntamientos**
- i. Cursos de los jardines botánicos, granjas escuela, empresas de turismo, asociaciones excursionistas, senderistas, naturalistas, etc**
- j. Cursos de pescadores, buceadores, y cazadores (Orden de vedas)**
- k. Empresas relacionadas con la compra/venta , con el comercio en general, de especies exóticas.**

MEDIDA 7.3

PRODUCCIÓN Y DISEMINACIÓN DE MANUALES Y FOLLETOS DE BUENAS PRÁCTICAS PARA LOS SECTORES VINCULADOS DE ALGÚN MODO A LAS EEI

Se sugiere:

- a. Desarrollo de folletos y manuales de buenas prácticas para los sectores que puedan ser fuente de introducción o dispersión de EEI.** En ellos se darían pautas de comportamiento y se ofrecerían especies alternativas a las invasoras. Este material podría repartirse y estar disponible en la web de la Consejería de Medio Ambiente para los siguientes sectores.
 - a. Agricultura, silvicultura y horticultura: Desarrollo de códigos de buenas prácticas. (disposición de restos vegetales, evitar el uso de plantas acuáticas cerca de cursos de agua, etc)
 - b. Acuicultura y maricultura: Promover la implementación de códigos internacionales para evitar riesgos asociados a escapes de piscifactorías e introducción de parásitos exóticos y evitar las sueltas de las Artemias americanas usadas para alimentar los alevines.
 - c. Pesca deportiva:
 - d. Peces ornamentales y acuarofilia: Aplicación de standards y procedimientos en acuarios públicos que reduzcan el riesgo de escape cuando se realiza el vaciado de tanques. Trabajar con comerciantes detallistas y público en general para promover buenas prácticas.
 - e. Venta de animales y mascotas: Desarrollo de materiales de información apropiados y sistemas de recogida de animales, a través de instalaciones provinciales, una vez que sus dueños quieren deshacerse de ellos. Consideración de la prohibición de comercio con especies que son capaces de convertirse en invasoras en el caso de su suelta o escape.
 - f. Caza: Colaboración con organismos internacionales que asesoren sobre los riesgos asociados a la introducción de determinadas especies de caza. Cooperar y adoptar el código europeo de conducta en caza.
 - g. Avicultura: Colaboración con organizaciones de criadores de aves para minimizar los riesgos por escapes aves exóticas en cautividad. Cooperar en la elaboración, adopción e implementación de un código de conducta que prevenga los escapes de aves su establecimiento e hibridación.
 - h. Cetrería: Colaboración con la asociación Internacional de cetrería y conservación de las aves de presa para prevenir los escapes. Cooperar en la elaboración de un código europeo de conducta en cetrería.
 - i. Urbanismo, paisajismo, empresas forestales y restauración
 - j. Parques Zoológicos
- b. Creación de sellos de calidad: “Empresa libre de EEI”. Estos sellos serían otorgados por la Consejería de Medio Ambiente.**

MEDIDA 7.4 **ORGANIZACIÓN DE JORNADAS Y TALLERES SOBRE LAS EEI**

Se pretende dar a conocer la problemática de las Especies Exóticas y las iniciativas tomadas por el Programa Andaluz de Control de EEI a los Sectores-Instituciones relacionados con su estudio/introducción/gestión/etc. de EEI.

a. Organización de Cursos-Talleres-Jornadas. Los sectores a los que se podría dirigir:

- a. Agentes de la autoridad, SEPRONA
- b. Servicios Jurídicos
- c. Administraciones Centrados en las instituciones andaluzas, aunque considerando las administraciones estatales con vínculos definidos (Aduanas, SEPRONA).
- d. Agentes de Medio Ambiente, Agentes de Aduanas, y otro personal de la administración (área, servicios y delegaciones locales de medio ambiente, sanidad ambiental, cites, seprona, policía local, etc)
- e. Cursos de colegios profesionales, empresas de restauración
- f. Gestores del Medio Natural, Legisladores, Diputaciones, Ayuntamientos
- h. Cursos de los jardines botánicos, granjas escuela, empresas de turismo, asociaciones excursionistas, senderistas, naturalistas, etc
- i. Cursos de pescadores, buceadores, y cazadores⁸, 20 (Orden de vedas)
- k. Empresas relacionadas con la compra/venta , con el comercio en general, de especies exóticas.

04. SITUACIÓN DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS



1

CONSIDERACIONES GENERALES



1.1

[CONSIDERACIONES GENERALES]

**ESPECIES INVASORAS:
UN PROBLEMA POR RESOLVER**

ESPECIES INVASORAS: UN PROBLEMA POR RESOLVER

Margarita Clemente Muñoz

Universidad de Córdoba
cr1clmum@uco.es

INTRODUCCIÓN

A lo largo de la evolución de las especies su distribución se ha visto determinada por la presencia de barreras físicas (montañas, océanos, desiertos) o biológicas (predadores, competidores, organismos patógenos) que han limitado su presencia a ciertas zonas así como su abundancia.

Es un hecho histórico que el ser humano, a través de sus diferentes civilizaciones, ha tenido un papel muy activo en la quiebra de estas barreras naturales, transportando en sus continuos desplazamientos organismos que han logrado en muchos casos colonizar nuevos hábitats.

El problema en el siglo XXI se ha multiplicado a la par que los medios de comunicación, comercio y transporte convirtiéndose en un problema de difícil solución y uno de los impactos que mayores repercusiones está produciendo es la pérdida de biodiversidad por la introducción continuada de especies exóticas de forma accidental o intencionada. Muchas de ellas poseen un carácter potencialmente invasor y proliferan con éxito en el nuevo hábitat desplazando de forma irremediable a las especies autóctonas que de forma natural crecían en él.

Una exótica, es decir una especie, subespecie o taxón inferior, es aquel ente (individuo, parte, gameto o propágulo) que puede sobrevivir y reproducirse fuera de su espacio natural y de su dispersión potencial. Si estas especies, como resultado de introducciones realizadas por agentes humanos, persisten, colonizan ecosistemas naturales o seminaturales, proliferan y se extienden más allá de determinados límites, se puede decir que se ha producido una invasión biológica.

Su capacidad de éxito vendrá determinada por las características ambientales y el estado en el que se encuentren los nichos ecológicos del ecosistema que invade, a veces aprovechando nichos vacíos tras un largo tiempo de permanencia en forma no invasora o en otras ocasiones compitiendo de forma agresiva por nichos que ocupan especies nativas.

Un factor más de riesgo a añadir es el provocado por el cambio climático que puede hacer desaparecer a las especies autóctonas que no pudieran adaptarse a las variaciones que se empiezan a observar, en este caso los nichos ecológicos vacíos podrían ser rápidamente colonizados por exóticas con lo que además se producirían cambios profundos en los ecosistemas.

Los daños que producen son elevados desde el punto de vista económico y se cifraron en el año 2000 en una cantidad de alrededor de los 200 billones de euros referida a tan sólo cinco países (Reino Unido, Sudáfrica, Brasil, India y EE.UU.). Asumiendo costos similares y extrapolando cifras al resto del planeta se calcula que el daño directo e indirecto debido a especies invasoras sería de más de 1 trillón de euros por año, que supondría un 5% de la economía mundial. No son cifras exageradas y alarmistas para comprender su realidad sólo basta con repasar los perjuicios causados por algunas pocas invasoras en los últimos años tales como: *Caulerpa taxifolia*, mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*), visón americano (*Mustela vison*), cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), uña de gato (*Carpobrotus edulis*), tortuga de Florida (*Trachemys scripta*), taladro de los geranios (*Cacysus marshalli*), lucio (*Esox lucius*), y rana toro americana (*Rana catesbeiana*).

Existen numerosos estudios sobre identificación, control y erradicación de especies invasoras y una Base de Datos Mundial de donde se realizan selecciones de acuerdo a dos criterios: por la severidad de su impacto sobre la diversidad biológica y/o actividades humanas y por ser ejemplos ilustrativos de importantes temas relacionados con las invasiones biológicas (Tabla 1).

Formando parte del Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España (2004), editado por el Ministerio de Medio Ambiente, se encuentra el trabajo realizado por Dana et al., en el que se citan 75 especies vegetales con comportamiento invasor probado o probable en ambientes naturales y seminaturales (Tabla 2).

Por su distribución se observa que 30 de ellas se encuentran exclusivamente en la Península Ibérica, 16 en la Península, Canarias y Baleares, 15 en la Península y Canarias, 11 se encuentran sólo en Canarias, mientras que tres se distribuyen en Baleares y la Península. Los datos anteriores reflejan que 45 de ellas se encuentran en sistemas insulares (Figura 1). Así mismo los autores señalan que 45 de las especies se encuentran en una franca expansión, 3 se expanden pero muy localizadamente, sólo 1 se encuentra en regresión y de 8 se desconoce el comportamiento (Figura 2). Finalmente los biotopos más invadidos fueron los sistemas riparios a los que siguen los matorrales, los bosques, los humedales y los arenales costeros (Figura 3).

Sirvan los anteriores datos como indicador de que nos encontramos ante un problema de dimensiones considerables y que hay que atajar mediante medidas de control y erradicación cuando la invasión es irremediable y con medidas de prevención para evitar que el desastre se produzca.

Como el dicho popular señala: siempre es mejor prevenir que curar. Pero ¿de qué herramientas legales se dispone para evitar la entrada de invasoras?. Sin ser exhaustivos se pueden mencionar los siguientes instrumentos:

- Reglamento (CE) n° 338/97 del Consejo, entre otras disposiciones se ocupa de aquellas especies que suponen una amenaza ecológica para las especies autóctonas (Art. 3.2 (d)). Según el Art.4.6 (d), la Comisión puede decidir una suspensión de importaciones de especímenes vivos de las especies, tras la recomendación del Grupo de Revisión Científica, incluidas en el Anexo B y que fueran consideradas una amenaza para la fauna y flora autóctonas de Europa. Este es el caso de la Tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) y la Rana Toro Americana (*Rana catesbeiana*) de las que están suspendidas sus importaciones en la UE desde 1997.
- Art 11 de la Directiva EC sobre la Conservación de Aves silvestres (79/409/CEE).
- Art. 22 de la Directiva CE sobre la Conservación de Hábitats y Fauna y Flora Silvestres (92/43/CEE).
- Recomendación N°. R (84)14 del Comité de Ministros al Consejo de Europa.

TABLA 1. 100 de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo

MICROORGANISMOS	INVERTEBRADOS TERRESTRES
<i>Banana bunchy top virus</i> (<i>Banana bunchy top virus</i>)	<i>Afido del ciprés</i> (<i>Cinara cupressi</i>)
<i>Malaria aviar</i> (<i>Plasmodium relictum</i>)	<i>Avispa común</i> (<i>Vespula vulgaris</i>)
<i>Peste bovina</i> (<i>rinderpest virus</i>)	<i>Caracol gigante africano</i> (<i>Achatina fulica</i>)
HONGOS	<i>Caracol lobo</i> (<i>Englandina rosea</i>)
<i>Afanomicosis</i> (<i>Aphanomyces astaci</i>)	<i>Escarabajo asiático de antenas largas</i> (<i>Anoplophora glabripennis</i>)
<i>Chanero del castaño</i> (<i>Cryphonectria parasitica</i>)	<i>Escarabajo de khapra</i> (<i>Trogoderma granarium</i>)
<i>Grafitosis del olmo</i> (<i>Ophiostoma ulmi</i>)	<i>Flatworm</i> (<i>Platydemus manokwari</i>)
<i>Podredumbre de raíz</i> (<i>Phytophthora cinnamomi</i>)	<i>Hormiga de Argentina</i> (<i>Linepithema humile</i>)
<i>Quitridiomycosis cutánea</i> (<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>)	<i>Hormiga leona</i> (<i>Pheidole megacephala</i>)
PLANTAS ACUÁTICAS	<i>Hormiga loca</i> (<i>Anoplolepis gracilipes</i>)
<i>Alga wakame</i> (<i>Undaria pinnatifida</i>)	<i>Hormiga roja de fuego</i> (<i>Solenopsis invicta</i>)
<i>Caulerpa</i> (<i>Caulerpa taxifolia</i>)	<i>Lagarta peluda</i> (<i>Lymantria dispar</i>)
<i>Espartina</i> (<i>Spartina anglica</i>)	<i>Mosca blanca del tabaco</i> (<i>Bemisia tabaci</i>)
<i>Jacinto de agua</i> (<i>Eichhornia crassipes</i>)	<i>Mosquito de la malaria</i> (<i>Anopheles quadrimaculatus</i>)
PLANTAS TERRESTRES	<i>Mosquito tigre asiático</i> (<i>Aedes albopictus</i>)
<i>Acacia negra</i> (<i>Acacia mearnsii</i>)	<i>Pequeña hormiga de fuego</i> (<i>Wasmannia auropunctata</i>)
<i>Acacia pálida</i> (<i>Leucaena leucocephala</i>)	<i>Termita subterránea de Formosa</i> (<i>Coptotermes formosanus shiraki</i>)
<i>Arbol de la pimienta</i> (<i>Schinus terebinthifolius</i>)	ANFIBIOS
<i>Arbol de la quinina</i> (<i>Cinchona pubescens</i>)	<i>Coquí común</i> (<i>Eleutherodactylus coqui</i>)
<i>Arroyuela</i> (<i>Cecropia peltata</i>)	<i>Rana toro</i> (<i>Rana catesbeiana</i>)
<i>Caña común</i> (<i>Arundo donax</i>)	<i>Sapo gigante</i> (<i>Bufo marinus</i>)
<i>Carpincha</i> (<i>mimosa</i>) (<i>Mimosa pigra</i>)	PECES
<i>Carrizo marcego</i> (<i>Imperata cylindrica</i>)	<i>Carpa</i> (<i>Cyprinus carpio</i>)
<i>Cayeputi australiano</i> (<i>Melaleuca quinquenervia</i>)	<i>Gambusia</i> (<i>Gambusia affinis</i>)
<i>Chumbera</i> (<i>Opuntia stricta</i>)	<i>Perca americana</i> (<i>Micropterus salmoides</i>)
<i>Clidemia</i> (<i>Clidemia hirta</i>)	<i>Perca del Nilo</i> (<i>Lates niloticus</i>)
<i>Edichio</i> (<i>Hedychium gardnerianum</i>)	<i>Pez gato andador</i> (<i>Clarias batrachus</i>)
<i>Falopia japonesa</i> (<i>Fallopia japonica</i>)	<i>Tilapia del Mozambique</i> (<i>Oreochromis mossambicus</i>)
<i>Faya</i> (<i>Myrica faya</i>)	<i>Trucha arco iris</i> (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)
<i>Guaco</i> (<i>mikania</i>) (<i>Mikania micrantha</i>)	<i>Trucha común</i> (<i>Salmo trutta</i>)
<i>Guayabo fresero</i> (<i>Psidium cattleianum</i>)	AVES
<i>Hiptage</i> (<i>Hiptage benghalensis</i>)	<i>Bulbul café</i> (<i>Pycnonotus cafer</i>)
<i>Kudzu</i> (<i>Pueraria montana var. lobata</i>)	<i>Estornino pinto</i> (<i>Sturnus vulgaris</i>)
<i>Lantana</i> (<i>Lantana camara</i>)	<i>Miná común</i> (<i>Acridotheres tristis</i>)
<i>Lechetezña frondosa</i> (<i>Euphorbia esula</i>)	REPTILES
<i>Ligustro</i> (<i>Ligustrum robustum</i>)	<i>Culebra arbórea café</i> (<i>Boiga irregularis</i>)
<i>Mezquite</i> (<i>Prosopis glandulosa</i>)	<i>Galápagos de Florida</i> (<i>Trachemys scripta</i>)
<i>Miconia</i> (<i>Miconia calvescens</i>)	MAMÍFEROS
<i>Pino resinero</i> (<i>Pinus pinaster</i>)	<i>Ardilla gris americana</i> (<i>Sciurus carolinensis</i>)
<i>Salicaria púrpura</i> (<i>Lathrum salicaria</i>)	<i>Armiño</i> (<i>Mustela erminea</i>)
<i>Shoebuton ardisia</i> (<i>Ardisia elliptica</i>)	<i>Cabra</i> (<i>Capra hircus</i>)
<i>Siam weed</i> (<i>Chromolaena odorata</i>)	<i>Ciervo</i> (<i>Cervus elaphus</i>)
<i>Tamarisco</i> (<i>Tamarix ramosissima</i>)	<i>Coipú</i> (<i>Myocastor coypus</i>)
<i>Tojo</i> (<i>Ulex europaeus</i>)	<i>Conejo</i> (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)
<i>Tulipán africano</i> (<i>Spathodea campanulata</i>)	<i>Gato doméstico</i> (<i>Felis catus</i>)
<i>Wedelia</i> (<i>Sphagneticola trilobata</i>)	<i>Jabalí</i> (<i>Sus scrofa</i>)
<i>Yellow Himalayan raspberry</i> (<i>Rubus ellipticus</i>)	<i>Macaco cangrejero</i> (<i>Macaca fascicularis</i>)
INVERTEBRADOS ACUÁTICOS	<i>Mangosta javanés</i> (<i>Herpestes javanicus</i>)
<i>Almeja asiática</i> (<i>Potamocorbula amurensis</i>)	<i>Rata negra</i> (<i>Rattus rattus</i>)
<i>Cangrejo chino</i> (<i>Eriocheir sinensis</i>)	<i>Ratón doméstico</i> (<i>Mus musculus</i>)
<i>Cangrejo de mar común</i> (<i>Carcinus maenas</i>)	<i>Zarigüeya australiana</i> (<i>Trichosurus vulpecula</i>)
<i>Caracol manzana dorado</i> (<i>Pomacea canaliculata</i>)	<i>Zorro</i> (<i>Vulpes vulpes</i>)
<i>Ctenóforo americano</i> (<i>Mnemiopsis leidy</i>)	
<i>Estrella de mar japonesa</i> (<i>Asterias amurensis</i>)	
<i>Mejillón</i> (<i>Mytilus galloprovincialis</i>)	
<i>Mejillón cebra</i> (<i>Dreissena polymorpha</i>)	
<i>Pulga espinosa de anzuelo</i> (<i>Cercopagis pengoi</i>)	
	<i>The Global Invasive Species Database contiene información más detallada sobre estas y otras especies exóticas invasoras. www.isg.org/ database</i>

*Lowe S., Browne M., Boudjetas S., De Poorter M. (2004). 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN), 12pp. Primera edición, en inglés, número 12 de la revista Aliens, Diciembre 2000. Versión traducida y actualizada: Bernardo Zillett y Laura Capdevila-Argüelles (G. E. I. Grupo Especies Invasoras, España). Noviembre 2004.

TABLA 2. Especies vegetales con comportamiento invasor probado o probable (Dana et al., 2004)

1. <i>Acacia dealbata</i> Link.	40. <i>Eschscholzia californica</i> Cham.
2. <i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd.	41. <i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnb.
3. <i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	42. <i>Eucalyptus globules</i> Labill.
4. <i>Acacia saligna</i> (Labill.) H.L. Wendl.	43. <i>Fallopia baldschuanica</i> . (Regel) J. Holub.
5. <i>Achyranthes sicula</i> (L.) All.	44. <i>Gleditsia triacanthos</i> L.
6. <i>Acer negundo</i> L.	45. <i>Gomphocarpus fruticosus</i> (L.) Ait f.
7. <i>Agave americana</i> L.	46. <i>Ipomoea sagittata</i> Poirét.
8. <i>Agave sisalana</i> (Engelm.) Perr.	47. <i>Ipomoea stolonifera</i> (Cyr.) J.F. Gmelin.
9. <i>Ageratina adenophora</i> (Spreng.) King & H. Rob.	48. <i>Isatis tinctoria</i> L.
10. <i>Ageratina riparia</i> (Reg.) R. King & H. Rob.	49. <i>Lippia filiformis</i> Schrad.
11. <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle.	50. <i>Nicotiana glauca</i> R.C. Graham.
12. <i>Araujia sericifera</i> Brot.	51. <i>Oenothera biennis</i> (L.) Mill.
13. <i>Arctotheca calendula</i> (L.) Leryns.	52. <i>Oenothera glazioviana</i> Micheli.
14. <i>Argemone mexicana</i> L.	53. <i>Opuntia dillenii</i> (Ker-Gawlwr).
15. <i>Artemisia verlotiorum</i> Lamotte.	54. <i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.
16. <i>Arundo donax</i> L.	55. <i>Opuntia stricta</i> (Haw.) Haw.
17. <i>Aster squamatus</i> (Sprengel) Hieron.	56. <i>Opuntia subulata</i> (Münchblenpfordt) Engelm.
18. <i>Azolla filiculoides</i> Lam.	57. <i>Oxalis pes-caprae</i> L.
19. <i>Baccharis halimifolia</i> L.	58. <i>Paraserianthes lophantha</i> (Willd.) I.C. Nielsen.
20. <i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sberiff	59. <i>Paspalum paspalodes</i> (Michx) Scribner.
21. <i>Bidens frondosa</i> L.	60. <i>Paspalum vaginatum</i> Swartz.
22. <i>Bidens subalternus</i> D.C.	61. <i>Pelargonium capitatum</i> (L.) Aiton.
23. <i>Buddleja davidi</i> Francheti.	62. <i>Pelargonium zonale</i> (L.) L'Hér.
24. <i>Carpobrotus acinaciformis</i> (L.) L. Bolus.	63. <i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chion.
25. <i>Carpobrotus edulis</i> (L.) N.E. Br.	64. <i>Pittosporum undulatum</i> Vent.
26. <i>Cenchrus incertus</i> M.A. Curtis	65. <i>Reynoutria japonica</i> Houtt.
27. <i>Chamaesyce polygonifolia</i> (L.) Small.	66. <i>Robinia pseudacacia</i> L.
28. <i>Chasmanthe aethiopica</i> N.E. Br.	67. <i>Senecio mikanioides</i> Walpers.
29. <i>Cortaderia selloana</i> (Ascherson & Graebner).	68. <i>Solanum bonariense</i> L.
30. <i>Cotula coronopifolia</i> L.	69. <i>Spartina alterniflora</i> Loisel.
31. <i>Crassula lycopodioides</i> Lam.	70. <i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) O. Kuntze.
32. <i>Crassula multicava</i> Lem.	71. <i>Tradescantia fluminensis</i> Velloso.
33. <i>Cyperus alternifolius</i> L.	72. <i>Tritonia x crocosmiflora</i> (Lemoine) G. Nicholson.
34. <i>Datura stramonium</i> L.	73. <i>Tropaeolum majus</i> L.
35. <i>Eichhornia crassipes</i> (C. F. P. Mart.) Solms-Laub.	74. <i>Ulex europaeus</i> L.
36. <i>Elaeagnus angustifolia</i> L.	75. <i>Xanthium strumarium</i> subsp. <i>italicum</i> (Moretti) D. Löve.
37. <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertner.	
38. <i>Elodea canadensis</i> Michx.	
39. <i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	

Distribución

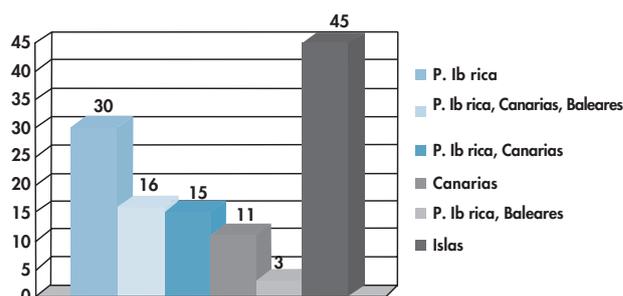


Figura 1. Distribución en España de especies invasoras vegetales a partir de los datos de Dana et al., 2004.

Tendencias

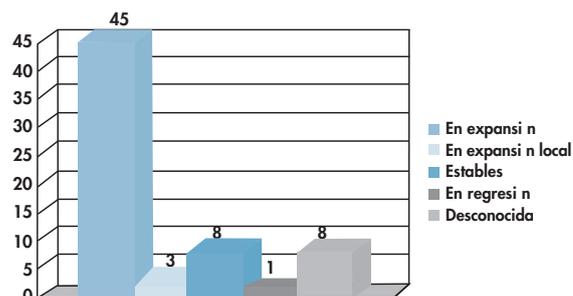


Figura 2. Tendencias observadas de las especies vegetales invasoras en España a partir de los datos de Dana et al., 2004.

Biotopos más invadidos

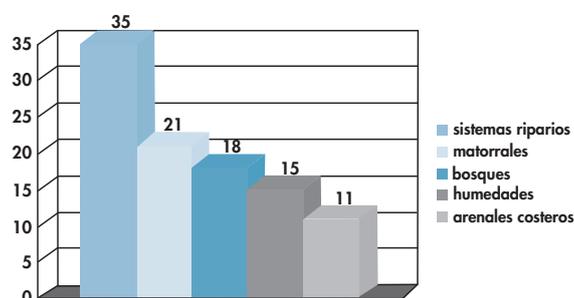


Figura 3. Biotopos más invadidos por especies vegetales invasoras en España a partir de los datos de Dana et al., 2004.

- Art. 8(h) y Decisión VII/13 de la Convención de Diversidad Biológica (CDB) y la que emane de la Octava Conferencia.
- Art. 11. 2. b de la Convención de Berna.
Recomendaciones N°. 57 (1997) y 77 (1999) de la Convención de Berna Comité Permanente
- IUCN Directrices para Prevención de la Reducción Biodiversidad causada por Especies Invasoras Externas.
- Resolución Conf. 13. 10 CITES, a través de la cual la Conferencia de las Partes encarga a la Secretaría de la CITES, en conjunción con los Comités de Fauna y de Flora, que establezca cooperación con la Secretaría del CDB y el Grupo de Especialistas de Especies Invasoras de la CSE/UICN en su importante tarea en relación con las especies exóticas invasoras.
- Finalmente hay que señalar que en la mayoría de Estados existe Legislación Nacional relativa a las especies invasoras.

Como reflexión final es necesario señalar que si bien el problema es conocido y se está dimensionando su gravedad, parece que las medidas, aunque abundantes a través de tratados internacionales y legislaciones nacionales, no son del todo suficientes para frenar las pérdidas económicas y en biodiversidad que de forma continua se producen. Los controles recíprocos entre países y el compartir información es una herramienta fundamental de trabajo que debería impulsarse. Sería asimismo necesaria una estrecha colaboración entre el gobierno central –desde la acción cooperativa de diferentes ministerios– y los gobiernos autonómicos y locales, así como el establecer planes de prevención, alerta y erradicación coordinados. Finalmente resulta imprescindible realizar una labor profunda de sensibilización y educación dirigida a diferentes sectores de la población y a la ciudadanía en su conjunto, como instrumento ineludible para evitar las introducciones inconscientes o irresponsables. Abordar “pronto” el tema de las especies invasoras, puede ser ya demasiado tarde para nuestra biodiversidad.

1.2

[CONSIDERACIONES GENERALES]

PLANTAS EXÓTICAS EN ANDALUCÍA

PALABRAS CLAVE

Especies naturalizadas, plantas introducidas, hábitats naturales, hábitats seminaturales, plantas adventicias.

RESUMEN

Un primer problema que se plantea al abordar el análisis de las especies de plantas invasoras en Andalucía es la delimitación del significado de especies invasoras. De ahí que se aborde en primer lugar cuestiones terminológicas: las relativas al significado del término "invasor" o la diferenciación entre los vocablos "invasor" y "naturalizado".

Se presenta posteriormente una relación de 38 especies de Andalucía catalogadas como invasoras en la bibliografía existente. El análisis por familias evidencia que las *Asteráceas*, *Poáceas* y *Fabáceas*, son las mejor representadas. Mientras que son los hábitats riparios los preferidos por las especies invasoras. Por último se recogen unas consideraciones generales para las plantas invasoras.

ABSTRACT

The first challenge when addressing the analysis of invasive plant species in Andalusia is a clear definition of the term "invasive species". This study starts by looking at the meaning of the term "invasive" and its differentiation from "naturalized".

The study goes on to examine 38 Andalusian species classified as invasive in the existing literature. Analysis by families shows that *Asteraceae*, *Poaceae* and *Fabaceae* are the most widely represented. Invasive species tend to prefer riparian habitats. Finally, the study offers some general remarks on invasive species.

PLANTAS EXÓTICAS EN ANDALUCÍA

Jesús M. Muñoz Álvarez

Dpto. de Biología Vegetal, Div. Botánica, Universidad de Córdoba
bv1mualj@uco.es

INTRODUCCIÓN

El interés por las especies exóticas invasoras ha experimentado un notable incremento en los últimos años, tanto a nivel internacional como nacional (Cursach, 2003; Pérez-Bedmar y Sanz, 2003).

Definiciones

Dos son las fuentes principales de confusión, desde un punto de vista terminológico, al abordar el tema de las especies invasoras:

- 1 La delimitación entre los términos "*naturalizado*" e "*invasor*". En la literatura botánica en castellano se ha usado normalmente el término "*naturalizado*" en la acepción que recoge Font Quer (1970): "*Aplícase a la planta que no siendo oriunda de un país, medra en él y se propaga como si fuese autóctona.*"

Tal sentido es el que adjudican Richardson *et al.*, (2000) a las plantas "*invasoras*": plantas naturalizadas que se expanden en las zonas introducidas. Consideran además como plantas naturalizadas no invasoras aquellas cuyas poblaciones perduran pero sin que haya asociado un proceso de incremento del área ocupada.

Tal y como Richardson *et al.*, (2000) analizan, el término "*naturalizado*" aparece en la bibliografía además con otros sentidos distintos. Parece conveniente, bien que los términos que se utilicen tengan un mismo significado, bien –si no es éste el caso– que se explicita el significado del vocablo que se esté utilizando, de tal manera que puedan establecerse correspondencias entre la terminología de los distintos autores.

- 2 Si el vocablo "*invasor*" debe restringirse o no a aquellos casos en los que la invasión supone una alteración del ecosistema. Es frecuente encontrar este significado (Castro-Díez *et al.*, 2004; Cursach,

2003 y Ceballos, 2005). Tal uso parece derivar del sentido el que se ha utilizado en convenciones y organizaciones internacionales. Así la definición de la UICN (1999) establece:

“Especies invasoras son especies exóticas que se establecen en ecosistemas o hábitats naturales o seminaturales, que son un agente de cambio y que amenazan la diversidad biológica nativa”.

Richardson et al., (2000) reconocen la existencia de un subtipo dentro de las plantas invasoras, las “transformadoras” que se corresponden con este significado.

Por último cabe diferenciar entre las especies propias de un país (autóctonas, nativas o indígenas) de aquellas que no son oriundas del mismo y que han sido introducidas por el hombre (alóctonas, exóticas o no nativas). Es necesario también identificar las especies exóticas que pueden florecer e incluso reproducirse ocasionalmente en un área, pero sin llegar a constituir poblaciones permanentes: especies adventicias.

PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS DE ANDALUCÍA

Vilà et al., (2001) recopilan 637 plantas naturalizadas (con un significado que se deduce se corresponde con las “invasoras” de Richardson et al., 2000) para la España peninsular, sin proporcionar un listado de las mismas.

Dana et al., (2003) presentan una relación de 75 especies catalogadas como de “comportamiento invasor probado o probable” (p. 1017) y siguen la terminología de Richardson et al., (2000). El listado de especies que se presenta corresponde tan sólo a las especies invasoras presentes en hábitats seminaturales o naturales.

Además, en el listado de las 100 Peores Especies Exóticas Invasoras del Mundo, realizado por la UICN (Lowe et al., 2000) hay 2 especies de plantas presentes en Andalucía:

- *Arundo donax*
- *Eichhornia crassipes*

De las fuentes mencionadas previamente se ha obtenido un listado de 36 especies presentes en Andalucía. A éstas hay que añadir dos más que aparecen en el Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras (CMA), presentado recientemente:

- *Disphyma crassifolia*
- *Pistia stratiotes*

Estas 38 especies (Apéndice) serían especies exóticas invasoras de hábitats seminaturales o naturales.

Las familias con mayor representación son Asteráceas (15,8%), Poáceas (13,2%), Fabáceas (10,5%) y Solanáceas (7,9%). Aunque los conjuntos de plantas analizados no son los mismos, estas cuatro familias se encuentran también entre las cinco primeras en el estudio de Vilá et al., (2001).

Con respecto a los hábitats es destacable (Tabla 1) el claro dominio que corresponde a los sistemas riparios y lacustres en general. Esta característica se da también en el listado de Dana et al., (2003). Igualmente en el estudio de Vilá et al., (2001), son las plantas de comunidades riparias y costeras las más frecuentes –9,5 y 5,6%, respectivamente–, después de las de las comunidades ruderales y los cultivos.

TABLA 1. Distribución de taxones por tipos de hábitats en Andalucía

Hábitats		Taxones (nº)	Taxones (nº)	Total
Riberas y sistemas lacustres (agua dulce y salada)		23	60,5	60,5
Bosques, matorrales	Bosques	2	5,3	60,5
	Matorrales	3	13,2	
	Bosques y matorrales	2	7,9	26,4
Pastizales	Pastizales de arenales costeros	1	2,6	
	Pastizales muy antropizados	1	2,6	5,2
Arenales y roquedos costeros		2	5,3	5,3
Laderas y barrancos		1	2,6	2,6

CONSIDERACIONES GENERALES

1. Tan sólo una pequeña fracción de los taxones introducidos se reproduce y se expande: es decir llegan a ser especies invasoras.
2. En las especies invasoras el fenómeno de la invasión se manifiesta como procesos fundamentalmente locales.
3. Los ambientes alterados por el hombre son los más propicios para el desarrollo de las especies invasoras. (Castro-Díez et al., 2004; Vilá *et al.*, 2001; Dana et al., 2003).
4. En la problemática generada por las especies invasoras pueden distinguirse distintos grados de amenaza.
 - En primer lugar habría que diferenciar entre especies invasoras transformadoras y no transformadoras.
 - Dentro de las especies transformadoras deben distinguirse aquéllas que se desarrollan en ambientes antropizados de las que lo hacen en ambientes seminaturales o naturales.
 - En el supuesto de una especie invasora de ambientes seminaturales o naturales el grado de amenaza dependerá de:
 - Los cambios introducidos en el ecosistema y
 - De la rapidez en el proceso de expansión.
 - La importancia de los cambios introducidos en el ecosistema a su vez dependerá de:
 - El tipo de ecosistema (atendiendo a su rareza, resiliencia, representatividad, riqueza específica...)
 - y,
 - Las especies afectadas (serían las especies endémicas y en peligro crítico las que constituirían el tipo de especie más sensible).
5. Por lo expuesto anteriormente, resulta comprensible que la problemática derivada de la invasión de especies sea particularmente alarmante en las Islas (y, dentro de éstas, en aquellas que por su aislamiento presentan una gran riqueza de endemismos). Así, en la isla de Ascensión las especies invasoras han causado la extinción de cuatro plantas (Artigas, 2003).

REFERENCIAS

- Artigas, A. 2003. Más de 12.000 especies en la Lista Roja. (<http://www.guiarte.com/noticias/>) Castro-Díez, P.; Valladares, F. y Alonso, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas año XIII*, **3**.
- Ceballos, G. 2003. Especies exóticas invasoras. *Medio Ambiente*, **44**. (http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/revistama/revista_ma44/ma44_44.html)
- Cursach, B. 2003. Especies exóticas invasoras. Una amenaza para la biodiversidad. *Ambienta*, **23**: 58-65. (http://www.mma.es/publicacion/ambienta/junio2003_23/index.htm)
- Dana, E. D.; Sobrino, E. y Sanz-Elorza, M. 2003. Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación. En *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*, 1009-1027. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Font Quer, P. 1970. *Diccionario de Botánica*. Ed. Labor, Barcelona.
- Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S y DePoorter, M. 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database*. IUCN-ISSG.
- Pérez-Bedmar, M. y Sáenz, V. 2003. Educación ambiental y especies exóticas: desde las normativas globales hasta las acciones locales. *Ecosistemas*, **3**. (<http://www.aeet.org/ecosistemas/033/educativa1.htm>)
- Richardson, D. M.; Pysek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M. G.; Panetta, F. D. y West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distribution*, **6**: 93-107.
- Vilà, M., García-Berthou, E., Sol D. y Pino, J. 2001. Survey of the naturalised plants and vertebrates in peninsular Spain. *Ecologia mediterranea* **27** (19): 55-67.

Apéndice. Relación de especies de plantas invasoras de Andalucía

1	<i>Acacia dealbata</i> (*)	Bosques
2	<i>Achyranthes sicula</i>	Acebuchares de S ^a de Salviciosa, Cádiz
3	<i>Acer negundo</i>	Riberas
4	<i>Agave americana</i>	Matorrales, arenales costeros y ramblas
5	<i>Agave sisalana</i>	Matorrales, arenales costeros y ramblas
6	<i>Ageratina adenophora</i>	Riberas, cauces, barrancos. Río Chillar (Nerja) y P. N. Sierras de Tejada y Almirajara
7	<i>Ailanthus altissima</i> (*)	Riberas
8	<i>Arctotheca calendula</i>	Pastizales xerofíticos de arenales costeros. P. Nacional de Doñana
9	<i>Arundo donax</i> (**)	Riberas y sistemas lacustres
10	<i>Aster squamatus</i>	Riberas algo degradadas
11	<i>Azolla filiculoides</i>	Sistemas lacustres de agua dulce
12	<i>Bidens aurea</i>	Riberas y herbazales húmedos
13	<i>Carpobrotus edulis</i> (*)	Arenales y roquedos costeros
14	<i>Cortaderia selloana</i> (*)	Riberas y humedales
15	<i>Cotula coronopifolia</i>	Marismas y lagunas salobres
16	<i>Datura stramonium</i>	Riberas. P. N de Cardeña y Montoro
17	<i>Disphyma crassifolia</i> (*)	Costa de Cádiz
18	<i>Eichhornia crassipes</i> (*) (**)	Humedales
19	<i>Eleagnus angustifolia</i>	Riberas y barrancos húmedos. P. Nacional de Sierra Nevada y de Doñana
20	<i>Eschscholzia californica</i>	Bosques, matorrales
21	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Bosques, matorrales
22	<i>Eucalyptus globulus</i>	Bosques y matorrales
23	<i>Fallopia baldschuanica</i>	Riberas. P. N. de Sierra Nevada
24	<i>Gleditsia triacanthos</i>	Riberas. P. N de Doñana
25	<i>Gomphocarpus fruticosus</i>	Riberas y ramblas. P. N de Doñana
26	<i>Nicotiana glauca</i>	Riberas, ramblas, barrancos, matorrales abiertos. P. N. de Doñana
27	<i>Opuntia dillenii</i>	Maorrales
28	<i>Opuntia ficus-indica</i>	Matorrales. P. N. de cabo de Gata, P. N de Doñana
29	<i>Oxalis pes-caprae</i>	Pastizales muy antropizados y algo húmedos
30	<i>Paraserianthes lophantha</i>	Matorrales y bosques aclarados
31	<i>Paspalum paspalodes</i>	Humedales y riberas
32	<i>Paspalum vaginatum</i>	Humedales salobres
33	<i>Pennisetum setaceum</i> (*)	Laderas, barrancos.
34	<i>Pistia stratiotes</i> (*)	Zonas húmedas
35	<i>Robinia pseudacacia</i>	Riberas
36	<i>Solanum bonariense</i>	Riberas y ramblas. Río Bares, Almería
37	<i>Spartina densiflora</i>	Marismas
38	<i>Tradescantia fluminensis</i> (*)	Riberas y bosques húmedos
39	<i>Trapeolom majus</i>	Riberas y matorrales. Costa de Málaga y Granada

(Fuentes: Dana et al., 2003; Lowe et al., 2000. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía)

1.3

[CONSIDERACIONES GENERALES]

PROBLEMÁTICA DE LAS ESPECIES EXÓTICAS
INVASORAS EN LA PROVINCIA DE HUELVA:
ENTRE EL RECHAZO Y LA INTEGRACIÓN

PROBLEMÁTICA DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN LA PROVINCIA DE HUELVA: ENTRE EL RECHAZO Y LA INTEGRACIÓN

Juan Carlos Rubio García y V. de Jesús Fenández Mora

Paraje Natural Marismas del Odiel
Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía
juanc.rubio@juntadeandalucia.es

INTRODUCCIÓN

Sabemos que el fenómeno de las especies exóticas es la segunda amenaza a nivel global, tras la destrucción y alteración de los hábitats, sobre la biodiversidad y los recursos naturales y en algunas zonas, dada su especificidad y vulnerabilidad (ecosistemas islas), ocupa el primer puesto. Son muchas las cifras que pueden darse, emanadas desde diversos organismos internacionales:

- El 39% de extinciones animales desde 1600 en todo el mundo se debe a la invasión por exóticas.
- Más de la mitad de las aproximadamente 180 extinciones de aves desde el s. XVII tienen en las introducciones su origen.
- La pérdida de productividad global anual de los cultivos debido a las plagas agrícolas (muchas de ellas exóticas) ha sido estimada entre un 35-42% y valorada en 244.000 millones de dólares.

Las tablas que siguen exponen gráficamente (Tabla 1 y 2) la situación actual a nivel mundial. (fuente: www.invasionesbiologicas.org.)

Y entre los efectos que suelen asociarse a este fenómeno, resumidamente, pueden presentarse como:

- Desestabilización de la red trófica por predación, competencia.
- Alteración del flujo genético, hibridación.
- Desplazamiento de especies autóctonas, extinciones.
- Cambios en las estructuras de poblaciones y comunidades nativas.
- Impactos económicos.

TABLA 1. Porcentaje de especies animales amenazadas en el mundo por la introducción de especies foráneas¹

	CONTINENTE	ISLAS
Mamíferos	20%	11%
Aves	5%	38%
Reptiles	15%	32%
Anfibios	3,3%	30%
Promedio	12%	31%

TABLA 2. Coste anual asociado a la presencia de especies exóticas invasoras (millones de dólares americanos)

Estados Unidos	136.000
India	116.000
Brasil	50.000
Australia	13.000
Reino Unido	12.000
Sudáfrica	7.000

OTRO ENFOQUE

Partiendo de esta realidad y estos datos incuestionables, habida cuenta de que el fenómeno es palpable y sus efectos pueden ser identificados fácilmente en la práctica totalidad de los sistemas naturales que nos rodean, queremos aprovechar la ocasión de un foro sobre especies exóticas para afrontar el problema de la concepción de la ecología o más propiamente, la de los espacios naturales desde la perspectiva humana, en la idea de intentar derribar algunos prejuicios y desasirnos del lastre que vienen arrastrando en general las ciencias, tal y como las conocemos, y en particular las naturales, al concebirse éstas igualmente como disciplina científica.

El problema de la presencia de especies exóticas en los sistemas naturales no es más que una de las distintas manifestaciones de la huella humana sobre la naturaleza, es por esto que quizá no sea enteramente conveniente considerar a este fenómeno en sí como una negatividad que exige su eliminación a los agentes gestores; la exigencia viene más de la necesidad de conocimiento y estudio de cada una para evaluar las posibilidades que ofrece, no sólo para la erradicación o eliminación, sino incluso su integración o posibilidades de aprovechamiento.

En nuestra intención de ejercer de alguna manera de abogados del diablo, tenemos que decir que no existe caso alguno de especies exóticas cuya introducción en un ecosistema ajeno al propio se deba a causas naturales; éstas, tales como los movimientos tectónicos, el desplazamiento de masas de hielo, terremotos, volcanes, cambios climáticos, etc, están relacionadas con la naturalización de las especies a través de la evolución y la distribución de plantas y animales por todas las regiones del planeta. Así pues, como decimos, la aparición de especies no naturales o no naturalizadas en el corto plazo son un fenómeno exclusivamente humano, esto nos lleva a la siguiente reflexión: si existe una relación directa y unívoca entre el hombre y las especies exóticas, entonces eliminar el problema nos llevaría a eliminar su causa primera, el vector de su propagación. Es decir, siguiendo con este razonamiento, acabar con el fenómeno de las exóticas (y cuando nos referimos a este problema, lo hacemos en su concepto general y abstracto, y no a esta especie o aquella que está causando estragos en nuestro entorno) nos llevaría a eliminar la presencia humana en el medio natural. Por simplificar, en la relación causa-efecto que creemos ver en la totalidad de fenómenos que nos rodean, el factor antrópico, el hombre, sería la causa, la presencia de exóticas, el efecto. Satanizar, demonizar per se, calificar como un problema a las exóticas puede conducirnos a la radicalidad nada deseable de querer desalojar a su causante, el hombre, de aquellos sistemas en los que lleva actuando, realizando aprovechamientos y, por esto, introduciendo especies nuevas, desde épocas milenarias.

Como decíamos al principio, estas ideas preconcebidas remiten a cuestiones directamente conceptuales y perceptuales de la misma Naturaleza. La tendencia en los ambientes conservacionistas –o más bien ecologistas– y en buena parte de la opinión pública de afinidad ecologista, apuesta en muchas ocasiones

por la idea errónea de concebir a los espacios naturales como regiones idealizadas cargadas de exquisiteces bucólicas cuya calidad y valor radica precisamente en la ausencia de la más mínima huella de presencia humana. Esta postura extrema está en íntima contradicción con la misma concepción de Espacio Natural o incluso de Naturaleza, y no hablamos aquí de la concepción del experto que se tiene desde las políticas ambientales de los organismos oficiales o académicos, como puedan ser la Universidad o nuestro Paraje Natural, sino de la misma percepción de Naturaleza de cualquiera de nosotros, de todos, independientemente del tipo de relación que con ella establezca. Es decir, desde el momento en que percibimos lo que es, en principio, sólo medio físico, sólo materia a fin de cuentas, y le damos nombre, ya sea Naturaleza, Espacio Protegido, bosque, duna, lago,... lo estamos haciendo nuestro, lo estamos convirtiendo en una categoría propiamente humana, le estamos otorgando directamente atributos intensamente antrópicos. No se puede pensar, ni entender a lo natural, al ecosistema, como un espacio en el que lo humano es extraño, ajeno, impropio, de forma que el solo concepto, la sólo idea de Naturaleza, la forma de entender lo que es lo natural, es ya un hecho histórico, cultural y por tanto humano.

Esto enlaza directamente con lo que arriba decíamos, la comunidad científica está de acuerdo en reconocer que el fenómeno de las especies exóticas es exclusivamente antropogénico, es decir, responde a causas humanas, a la intervención humana en el medio, y podemos encontrar datos de ello prácticamente desde las invasiones históricas de fenicios, griegos y cartagineses; más aun en nuestro contexto mediterráneo, quizás el área geográfica de más intensa interacción entre hombre y medio, y en el que prácticamente no se puede pensar un solo centímetro cuadrado de nuestro suelo sin valorar la importancia que el hombre ha tenido en su modificación, alteración, recreación, empobrecimiento o enriquecimiento. Desde este punto de vista, la Naturaleza física no entiende de especies alóctonas o autóctonas, ambos términos son categorías lingüísticas humanas, ambos términos, tanto especie natural como invasora, nos remiten a conceptos humanos.

Todo lo anterior no pretende más que ofrecernos la idea de que la gestión responsable de un espacio natural ha de contemplar a la intervención humana como parte inexcusable de su actuación, no dejarnos llevar por el radicalismo, pues igualmente "extraño" al medio natural es que exista un edificio de cemento que se dedica a la protección ambiental en la mitad de un bosque o una marisma como es extraño que convivan especies introducidas con las naturales. Bien, sabemos que ninguna de las dos cosas es extraña, impropia, o desaconsejable en sí misma.

MARCO LEGAL

Son distintas las definiciones que se han dado a los términos especies exóticas, invasoras, alóctonas, naturalizadas,...La UICN ha desarrollado las siguientes definiciones:

Una *especie exótica* es una especie, subespecie o taxón menor que se manifiesta como resultado de la intervención humana en un área o ecosistema del cual no es nativa.

Una *especie invasora* es una especie exótica que coloniza ecosistemas naturales o seminaturales, es un agente de cambio, y amenaza la diversidad biológica nativa.

Estas definiciones nos dan la razón; es evidente que la labor del gestor y el ecólogo se sitúa en el ámbito de la segunda.

Enlazando con lo que decíamos en el apartado anterior, la UICN expone una serie de recomendaciones sobre las especies invasoras que apuntan en la línea de un mayor conocimiento del fenómeno y, siempre como estrategia de toda política ambiental, hacia la prevención antes que la corrección.

PRINCIPIOS GENERALES

- La extinción es para siempre, no existen segundas oportunidades. Esto nos lleva a incidir nuevamente sobre la necesidad de sostener sobre bases científicas sólidas campañas decididas de erradicación, que aseguren la total negatividad y el daño de la especie sobre el medio y un evidente beneficio de su eliminación.
- Dada la imposibilidad de predecir los impactos ecológicos de muchas especies exóticas, cualquier introducción intencional y esfuerzo para identificar y prevenir introducciones no intencionadas debería basarse en el principio precautorio.
- Un elemento esencial en el combate contra especies invasoras en todos los niveles (global, nacional, local) es la eficaz distribución de información y experiencias relacionadas y combinadas con posteriores avances en la investigación y manejo de invasoras. Además, la sensibilización del público, en todos los sectores de la sociedad, es fundamental.

A nivel internacional, en el marco de la UICN existen algunas iniciativas dedicadas a la investigación y a la elaboración de herramientas relacionadas con las especies invasoras. Así el Programa Global sobre Especies Invasoras, que es una colaboración entre el Comité Científico sobre Problemas del Ambiente y el PNUMA, que pretendió desarrollar una Estrategia Global sobre Especies Invasoras. A su vez la UICN desarrolló una Iniciativa Global sobre Especies Invasoras como contribución al Programa Global, cuyo objetivo es: *Evitar la pérdida de la biodiversidad debida a las especies exóticas invasoras, a través del mejoramiento de las técnicas de detección y prevención, y métodos de control y erradicación*. En el referente internacional fue importante el Convenio sobre el control del comercio de especies...

Los preceptos generales emanados de estos acuerdos internacionales han sido incorporados a la legislación europea y a las legislaciones nacionales como principios inspiradores de las políticas ambientales. Más concretamente, en la Decisión del Consejo, de 24 de junio de 1982, relativa a la celebración del Convenio sobre conservación de las especies migratorias de la fauna silvestre, se incorporan menciones acerca de que *“las Partes que sean Estados del área de distribución de una especie migratoria que figure en el Anexo I se esforzarán por: c) cuando sea posible y apropiado, prevenir reducir o controlar los factores que amenacen o puedan amenazar en mayor medida a dicha especie, sobre todo controlando estrictamente la introducción de especies exóticas o vigilando, limitando o eliminando aquellas que ya hayan sido introducidas”*. Una de las herramientas básicas de actuación ambiental por parte de las instancias comunitarias y que ofrece la estrategia marco para el desarrollo de ulteriores políticas y normativas son los Programas de Acción en Materia de Medio Ambiente. La Decisión nº 1600/2002/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de julio de 2002, aprueba el último, que actualmente está en vigencia hasta el año 2010. Este VI Programa de Acción establece algunos preceptos en lo relativo a las especies invasoras que se encaminan en la misma línea preventiva y de investigación y que irán decantando en el resto de jerarquías jurídicas nacionales y autonómicas. El Artículo 6 expone entre sus objetivos para alcanzar los principios y metas generales del Programa: *“detener el deterioro de la biodiversidad con el fin de alcanzar este objetivo de aquí a 2010, incluida la prevención y la atenuación del impacto de las especies y genotipos exóticos invasivos”* y *“desarrollar medidas encaminadas a la prevención y control de las especies exóticas invasivas, incluidos los genotipos exóticos”*.

Existen igualmente numerosas normas comunitarias relativas a la regulación de intercambios intracomunitarios de especies para el consumo, para la cría en cautividad, la estabulación, la domesticación o el comercio, además de acuerdos internacionales sobre la conservación, como el Reglamento (CE) Nº 349/2003 de la Comisión de 25 de febrero de 2003 por el que se suspende la introducción en la Comunidad de especímenes de determinadas especies de fauna y flora silvestres.

La norma básica española en materia de espacios naturales, la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre en el Artículo 26 del Título IV, sobre la flora y fauna silvestres, dice:

"1. Las Administraciones Públicas adoptarán las medidas necesarias para garantizar la conservación de las especies, de la flora y la fauna que viven en estado silvestre en el territorio español, con especial atención a las especies autóctonas".

La mención es más específica en el Artículo 27, en el que se expone como criterio de actuación de las Administraciones Públicas en favor de la preservación de la diversidad genética del patrimonio natural:

"b) Evitar la introducción y proliferación de especies, subespecies o razas geográficas distintas a las autóctonas, en la medida que puedan competir con éstas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos".

Las determinaciones internacionales y europeas respecto de las exóticas se proyectan, a nivel andaluz, en la Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres. El principio recogido en la Ley estatal 4/1989 se define en el Artículo 7 de la siguiente forma:

"2. Queda prohibido, en el marco de los objetivos de esta Ley...: e) Liberar, introducir y hacer proliferar ejemplares de especies, subespecies o razas silvestres alóctonas, híbridas o transgénicas en el medio natural andaluz, a excepción de las declaradas especies cinegéticas y piscícolas".

Se siguen menciones como las que a continuación entresacan del texto de la norma:

"Artículo 11. Tenencia y cría en cautividad de fauna silvestre. 4... los responsables del mantenimiento de cualquier ejemplar de especie alóctona, o de ejemplares híbridos o transgénicos adoptarán las medidas de seguridad que garanticen el total confinamiento de los mismos, a fin de evitar su fuga y propagación en el medio natural... Artículo 15. Naturalización de ejemplares de fauna silvestre. 1. La naturalización se podrá realizar sobre piezas de caza y pesca cobradas conforme a la legislación vigente y sobre ejemplares de especies alóctonas cuando se disponga de la documentación que acredite su legal adquisición y tenencia"

LAS EXÓTICAS EN LA CULTURA

Sabemos, que si bien los movimientos antes referidos han sido connaturales al mismo hecho de la cultura y la civilización, es a partir de los grandes descubrimientos geográficos de los ss. XV y XVI y el Descubrimiento de América cuando se disparó la tasa de reintroducciones en cuanto al número de especies, número de individuos y lejanía de las poblaciones originales. Los navegantes españoles y portugueses fueron los responsables de numerosas introducciones al nuevo continente y a algunas islas del Pacífico.

La domesticación de animales, la introducción de nuevos cultivos, la potenciación de los aprovechamientos cinegéticos y piscícolas o maderables mediante la introducción de nuevas especies, los ajardinamientos con plantas vistosas, los viajes transoceánicos de buques que arrastran algas e invertebrados adheridos a sus cascos o en el agua de sus tanques,... sabemos que no son fenómenos nuevos y en un espacio como el nuestro, con restos de la presencia milenaria de civilizaciones ya desde la legendaria Tartessos, nos son bien conocidos.

Esto es así hasta el punto de que el estudio de las especies incorporadas por cada nuevo pueblo arribado a nuestras costas nos desvelaría un interesante camino de enriquecimiento, amalgama, interacción entre civilizaciones (o alianza, que tan de moda está el término), cada uno incorporando sus aportaciones

culturales propias al estrato previo y amoldándose a las fortalezas y debilidades físicas y ecológicas del nuevo territorio. Los ejemplos son múltiples y darían para toda una tesis doctoral: nuevos cultivos asociados a nuevas técnicas de trabajo en el campo, especies florales asociadas al exorno de jardines, plazas, de amplia tradición en la arquitectura civil árabe que hemos heredado, nuevas especias culinarias asimiladas tras la fuerte activación del comercio con las Filipinas y las islas especieras orientales.

Por esto, por ser práctica habitual de todos los pueblos la introducción de nuevas especies en los territorios colonizados para asentar los distintos aprovechamientos, es por lo que repetimos que el fenómeno de las especies exóticas es un fenómeno cultural, propio al hombre y por tanto nos resulta muy cuestionable concebir de raíz la presencia de especies no nativas como un problema de por sí. Más bien, es la enorme superación de barreras geográficas gracias a los adelantos técnicos propios de nuestra era, el mayor alcance de los vectores de dispersión (prueba de lo cual es la actual gripe aviar) y, en resumidas cuentas la globalización y la aceleración de la cultura en todos los niveles que vivimos desde la industrialización lo que realmente ha llevado al sobredimensionamiento del fenómeno, a una maximización que ha superado ampliamente, en algunos casos, las capacidades de asimilación del equilibrio de los ecosistemas y del territorio.

No queremos quitar importancia al que es uno de los problemas ecológicos principales junto con la destrucción de hábitats a nivel global, pero sí incidir en la necesidad de comprenderlo adecuadamente y valorarlo en todas sus posibilidades y en su manifestación concreta, para hacer una vez más válido el aserto de Tricart que nos dice, “pensar globalmente, actuar localmente”. El apoyo en la investigación ha de ser fundamental, con el objeto de conocer el grado de invasión y penetración de la especie foránea, las necesidades y posibilidades reales de erradicación total, o bien la conveniencia de tender al control y a su aprovechamiento. La disponibilidad presupuestaria de la Administración es muchas veces obstáculo dificultoso y, a veces insalvable, para afrontar iniciativas de erradicación de invasoras que pretende la actuación sobre extensiones de varias decenas de hectáreas.

ALGUNOS EJEMPLOS

Ya lo hemos dicho, nuestra provincia, y especialmente el territorio litoral, no se comprenden sin la incorporación de la variable humana y cultural en el estudio de la evolución de los ecosistemas. Ya nos hablarán otros ponentes de las importantes consecuencias para el deterioro de los ecosistemas que están provocando algunas especies introducidas, que están desalojando casi totalmente a las autóctonas y alterando notablemente el débil equilibrio dinámico del territorio –se han hecho en Doñana interesantes trabajos de control de especies invasoras como la *Azolla filiculoides*, que está formando verdaderos mares rosáceos a vista de pájaro en algunas áreas del Parque Nacional, el *Carpobrotus edulis*, con campaña de información a Ayuntamientos para evitar su uso en ajardinamientos, las ya recurrentes cortas de eucaliptos o el programa de control de galápagos exóticos que ha actuado en el Guadiamar y en la Laguna del Portil. Nosotros, sin olvidar los ejemplos de actuaciones de erradicación o control y de especies invasoras agresivas, vamos a intentar exponer algunos ejemplos que ofrecen un enfoque distinto, y en los cuales la presencia de especies no propias de nuestra región ha inducido, no una destrucción o una alteración sustancial del equilibrio, sino, y por ser éste dinámico (no olvidemos esta característica fundamental de dinamismo, de cambio continuo, de funcionamiento sistémico u orgánico de los ecosistemas, y más en un ambiente costero y de marismas mareales, sometido diariamente a fuertes oscilaciones energéticas) a un nuevo régimen de funcionamiento, en algunas ocasiones más diverso incluso específicamente, en el que las especies exóticas se han naturalizado y su biología ha sido asimilada por una nueva situación de equilibrio.

Igualmente la fuerte presencia del castaño en nuestros bosques se debe esencialmente a la implantación por los romanos. Las especies *Castanea* se extienden por algo más de 9.000 hectáreas a lo largo de Sierra

Morena occidental, Sierra Nevada y Sierra de Ronda, estando su más extensa representación en la sierra de Aracena. Quizá sea el ejemplo por antonomasia de introducción histórica absolutamente naturalizada, hasta el punto de que muchos no dudarían en asegurar el carácter autóctono de una especie tan arraigada en la cultura popular, en los aprovechamientos tradicionales e industriales o en la gastronomía. Si bien existen registros polínicos de la presencia de esta *Castanea* en la zona este de España, su abundante presencia en el oeste peninsular está indudablemente ligada a la colonización por los romanos, para los cuales era un elemento básico en su dieta, como consumo directo o para la fabricación de harinas. Las aplicaciones del castaño son abundantes y, como decimos, totalmente interiorizadas en nuestra vida y cultura, habiendo sido cultivado por sus frutos y maderas durante siglos.

Siguiendo con las arbóreas, dos especies muy discutidas han sido el eucalipto y las variedades del pino. Ambas especies cuentan con presencia histórica en la provincia y si bien hay que huir de las repoblaciones y plantaciones masivas que se realizaron en su momento, también es necesario valorar los beneficios económicos, ecológicos y las improntas culturales asociados a estas especies. El eucalipto (*Eucalyptus spp.*) fue introducido en España en el siglo XIX, actualmente Huelva acoge el 40% de toda su presencia en el país y es utilizado mayoritariamente para la producción de celulosa, aunque admite otros variados usos (elemento estructural, permutes, aceites medicinales,...).

Partiendo de la necesidad de recuperar las formaciones vegetales naturales en aquellos lugares donde hayan sido masivamente desalojadas por plantaciones de eucaliptos, y de la necesidad de distinguir a éstas (y cualquier otra plantación) de los bosques naturales, en cuanto a que son formaciones vegetales que no han de entrar, en principio, en competencia y destinadas a fines muy distintos, son varias las funciones que se le atribuyen a este grupo y cuyo mantenimiento e integración con otros usos conviene en determinados casos, en los que su eliminación total pudiera implicar desventajas ecológicas y económicas. Así, en el Bosque de Puntales del Paraje Natural Marismas del Odiel, se han sustituido los antiguos eucaliptos por repoblaciones de alcornoque y pino, si bien se han dejado manchas a modo testimonial que aumentan la biodiversidad.

- Antiguos eucaliptares empleados como suelos de alto potencial productivo de pastos, cítricos, viñedos, cereales y fresa.
- Fijación de dunas, estabilización de zonas erosionadas, desecación de zonas pantanosas, formación de cortavientos, refugio de fauna selectiva,...
- El efecto socioeconómico del eucalipto en zonas pobres mejorar las condiciones socioeconómicas y el nivel de calidad de vida.
- El aprovechamiento de especies muy productivas permite disminuir la presión sobre zonas como la Amazonía.

En cuanto a las coníferas, son vegetación potencial de muchas zonas de Andalucía y su madera y sus frutos han sido aprovechados desde tiempos muy antiguos. Sin embargo se ha discutido mucho su utilización, especialmente el pino, como especies repobladoras, fuera de su área natural y en sustitución de alcornoque y encinas. Actualmente la provincia de Huelva acoge las superficies de pinar mayores del mundo, si bien se duda del carácter autóctono en el litoral del pino piñonero. Es un ejemplo claro de repoblación histórica, actualmente el pino está perfectamente adaptado y naturalizado, siendo un componente característico del paisaje natural y cultural de la región.

Se tienen registros documentales de las repoblaciones efectuadas, hacia 1736, en Las Marismillas, o un siglo más tarde en los Corrales de Doñana. Su utilización tradicional en la costa ha ido encaminada a la obtención de madera y especialmente a la fijación de dunas móviles.

Interesante resulta evaluar adecuadamente la capacidad real de competencia del *Pinus pinea* con el enebro costero (*Juniperus oxycedrus*), especie amenazada propia de los bosques litorales atlánticos. Son

insuficientes y escasos los indicios científicos que puedan probar fehacientemente que la eliminación de amplias formaciones de pinar vaya a redundar en un mejoramiento notable del enebro, es por esto, y por la siempre difícil tarea de diagnosticar certeramente las relaciones de competencia interespecífica y las reacciones ecológicas ante intervenciones sobre un medio en equilibrio, por lo que es sensato optar por el mantenimiento de las formaciones costeras en que coexisten las tres especies principales de nuestro litoral: enebro, sabina y pino, ya que tienden a constituir formaciones vegetales climácicas de gran interés botánico y ecológico (ej: Paraje Natural Enebrales de Punta Umbría).

La *Spartina desiflora* es el ejemplo de especie invasora por excelencia la costa onubense. De origen sudamericano, coloniza zonas de marisma alta de las que ha desplazado a las especies autóctonas. Se encuentra totalmente naturalizada en el medio formando grandes mares de espartina característicos de la fisonomía marismeña, ocupando un nicho ecológico estable.

La gran dispersión que ha experimentado hace muy difícil afrontar su erradicación en algunas zonas, además ciertos factores lo desaconsejan:

- Ha propiciado una nueva situación de equilibrio ecológico, siendo el sustrato vegetal para la nidificación de algunas especies acuáticas señeras, en especial la espátula, con algunas de las colonias más importantes de la Península asentadas sobre formaciones de espartinas.
- Se ha demostrado su gran capacidad de bioacumulación de metales pesados (por encima de la *S. maritima*).
- Es necesario evaluar las posibilidades de su aplicación a la fitorremediación para la extracción de metales de las aguas y cauces contaminados por efluentes industriales y la descarga minera en Marisma del Odiel y el Guadiamar.

En cuanto a los mamíferos, cercanamente contamos con dos ejemplos emblemáticos, de los cuales pocos aficionados –y no aficionados a la naturaleza– afirmarían que no son especies autóctonas de nuestro ambiente. Nos referimos al gamo (*Dama dama*) y a la jineta (*Genetta genetta*), que forman ya parte del acervo ecológico y cultural de nuestro paisaje, de nuestros pueblos y de nuestras tradiciones.

La jineta, mamífero inseparable de las serranías, objeto de la curiosidad de los naturalistas que visitan el Parque Natural Sierra de Aracena y Picos de Aroche, fue traída en los buques berberiscos durante la conquista árabe. El gamo, procedente de Asia, tuvo sus primeras poblaciones en España cuando el III Duque de Medina Sidonia y V Conde de Niebla, Don Juan Alonso de Guzmán, señor de estas tierras, lo introduce en Doñana para el recreo cinegético.

Las modificaciones de alcance geológico, climático, etc, que provocaron grandes movimientos de especies, redistribuciones de taxones, tales como fueron la implantación genética en las especies de las prácticas migratorias por causa de las glaciaciones, están relacionados con las alteraciones ecológicas que se están experimentando en nuestra era como consecuencia del discutido fenómeno del Cambio Climático. Éste, no atribuible de forma clara a causas enteramente humanas ni enteramente naturales, está llevando a la ocupación de nuevas áreas por especies que abandonan o expanden sus espacios nativos y buscan hábitats más idóneos a su biología. El caso más próximo a nosotros es el del elanio azul o elanio común (*Elanus caeruleus*), nidificante africano del cual se empezaron a tener registros de su cría en la península sobre los años 70.

Puesto que gusta de ambientes esteparios, de vegetación dispersa, esta especie está colonizando áreas de latitudes más septentrionales como consecuencia de procesos de deforestación y desertificación en la zona sur española. Si consideramos el cambio climático como un fenómeno de causas humanas, el elanio azul se convertiría, al menos en su calidad de nidificante, en especie exótica. Los trabajos conservacionistas desde el Paraje Natural Marismas del Odiel y la propia Delegación Provincial tienden por el contrario hacia el control y seguimiento de esta especie con el objeto de identificar y atenuar las

posibles perturbaciones de su nuevo habitat natural, dado el valor ecológico y la aportación al aumento de la biodiversidad de nuestro entorno que su aparición ha supuesto.

Algunas especies que están siendo objeto de erradicación, pues son fácilmente identificables, resulta rentable su eliminación, está apoyada en un conocimiento adecuado de la biología animal y se obtienen resultados alentadores en relación esfuerzo aplicado y la inversión económica, son, por ejemplo, la malvasía canela, que está provocando la degradación genética de la malvasía cabeciblanca autóctona por hibridación, o los galápagos introducidos en las lagunas, especialmente el de Florida. Éste, y otras especies foráneas, están desplazando a las autóctonas en enclaves ecológicos tan importantes como la Reserva Natural de la Laguna del Portil.

Aquí el fenómeno está asociado a otras amenazas ambientales de amplio alcance, como son la fuerte tendencia urbanística, a veces a escasos metros de los espacios naturales protegidos y el comercio de mascotas exóticas que una vez pierden la atención de sus cuidadores son abandonadas al medio natural.

Otros ejemplos de aplicaciones de especies vegetales introducciones son:

Bidens aurea y *Ferraria crispera*; ejemplos de la herencia de la jardinería inglesa, la primera es utilizada además como sucedáneo del té. Resulta interesante el seguimiento del rastro de la huella cultural inglesa, tan presente en algunos aspectos bien conocidos de nuestra cultura local, a través de las especies introducidas en la provincia por los hábitos de ajardinamiento y ornamentación doméstica, y el cultivo para el consumo, introducidos por las familias inglesas asentadas en Huelva tras la compra por las grandes compañías británicas de las explotaciones mineras de la provincia en el s. XIX.

Datura stramonium. Especie introducida con aplicaciones medicinales. Su presencia es histórica en España. Su uso incontrolado provoca efectos psicotrópicos, se dice que Santa Teresa de Jesús la utilizó en forma de infusión, lo cual se quiere relacionar con sus experiencias místicas.

Opuntia tuna. Las conocidas como tuneras, originarias de Jamaica, constituyen formaciones de setos que funcionan como refugios para la fauna.

Genista polyanthus. Este es un ejemplo del traslado de especies a corta distancia, no es propia de los ambientes costeros. Procedente de la sierra de Huelva, ha sido incorporada a la vegetación litoral del dique Juan Carlos I, en el Paraje Natural Marismas del Odiel, por los bloques de pizarra transportados para la construcción del espigón. Es autóctona de la provincia y ha supuesto un enriquecimiento de la biodiversidad.

Si solemos asociar la sostenibilidad con momentos históricos anteriores, en los que queremos ver que los aprovechamientos humanos conservaban el equilibrio con el medio, es evidente que esta sostenibilidad pasa también por la asimilación o integración, como decíamos en el título de la charla, y el control y aprovechamiento de las especies introducidas, siempre que esto sea posible.

1.4

[CONSIDERACIONES GENERALES]

PLANTAS ALÓCTONAS. ¿DÓNDE? ¿CÓMO?

PALABRAS CLAVE

Flora Exótica Invasora, factores.

RESUMEN

Se indican los factores que condicionan la introducción y naturalización de las plantas alóctonas, se incluyen indicaciones sobre la incidencia de especies alóctonas en la flora española y se comentan comparativamente, tomando como ejemplo la familia Gramíneas, la importancia de la introducción de especies alóctonas en España y de especies mediterráneas en California y en la cuenca de Chile.

ABSTRACT

The main factors which conditionate the introduction and naturalization of allocthonous plant species are commented, and some indications on the incidence of introduced species on the Spanish flora are given. Grass family is taken as an example to discuss the importance of species introduction in Spain, California and Chile.

PLANTAS ALÓCTONAS. ¿DÓNDE? ¿CÓMO?

Benito Valdés

Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología

Universidad de Sevilla.

bvaldes@us.es

INTRODUCCIÓN

Las especies vegetales ocupan un área de distribución cuya extensión y conformación depende de las condiciones climáticas y edáficas a las que está adaptada cada especie, así como de la historia climática y geológica de cada región.

En un territorio determinado, el conjunto de especies que coinciden en el mismo constituye su flora, que tiene dos componentes. Se denomina flora autóctona a la que es propia de ese territorio, mientras que es alóctona la flora introducida de otros territorios a veces muy alejados geográficamente. Se habla por tanto de especies autóctonas y de especies alóctonas. Las especies alóctonas o introducidas pueden a su vez clasificarse en varios grupos. Hay introducciones accidentales, sin más consecuencia, que aparecen esporádicamente. La especie no se adapta a las condiciones del territorio, o no se reproduce, y una vez detectada la especie desaparece. En el extremo opuesto se sitúan las especies introducidas que encuentran en el territorio un nicho ecológico, se reproducen y se mantienen permanentemente formando parte de la flora del territorio, en equilibrio con el resto de los componentes. De estas especies, que se denominan naturalizadas, hay algunas oportunistas que una vez introducidas compiten con las especies nativas y las desplazan. Es entonces cuando se habla de plantas invasoras.

Muchas de estas plantas invasoras, que afortunadamente son las menos del conjunto de especies alóctonas naturalizadas, constituyen un peligro ecológico al alterar el equilibrio biológico de los ecosistemas naturales del territorio.

Con el incremento de la actividad comercial entre áreas distintas, así como con el aumento de facilidades de desplazamiento, se ha favorecido la dispersión de numerosas especies de unas áreas geográficas a otras. En el caso de la Región Mediterránea, ha habido un notable incremento de la flora alóctona sobre todo a partir del S. XVI, en particular desde el continente americano. Pero también ha habido una intensa

colonización de dicho continente por especies mediterráneas y en general del viejo mundo, sobre todo en las áreas americanas de clima mediterráneo, donde la acción de las especies invasoras es incluso más intensa que en la Región Mediterránea.

ÁREA DE DISTRIBUCIÓN

El área de distribución de una especie es el espacio definido por el polígono que contienen los puntos en los que está presente dicha especie.

El área se define por varias propiedades, principalmente extensión, continuidad y densidad. Por la extensión de su área se dice que una especie es endémica de un territorio cuando ocupa un territorio definido. Sin embargo, el concepto de endemismo varía ampliamente según la extensión del territorio que se esté considerando. Por ejemplo, si se está tratando la composición florística del entorno de Doñana, se puede afirmar que *Linaria tursica* Valdés y Cabezudo y *Gaudinia fragilis* Tutin y Stace son endémicas de dicho territorio, pero *Thymus mastichina* L., *Linaria viscosa* (L.) Chaz., *Quercus suber* L. o *Chamaerops humilis* L. no se considerarán endémicas, aunque son importantes componentes de su flora. Se dirá sin embargo que *Thymus mastichina* L. y *Linaria viscosa* (L.) Chaz. son especies endémicas si el territorio considerado es la Península Ibérica, que *Quercus suber* L. es endémico de la Región Mediterránea Occidental o que *Chamaerops humilis* L. es endémico de la Región Mediterránea si un determinado estudio florístico está referido a dicha Región.

En el extremo opuesto se encuentran las especies cosmopolitas o subcosmopolitas, esto es las pluri-regionales, que son aquellas que por causas muy diversas, entre las que no se descarta la dispersión involuntaria por parte del hombre, se encuentran en la actualidad distribuidas por diversas regiones biogeográficas de casi todo el Globo, como es el caso por ejemplo, de *Poa annua* L. o de *Melilotus indica* (L.) All.

En lo que respecta a continuidad, las poblaciones de una especie pueden ser más o menos continuas, o presentar enclaves más o menos aislados, sobre todo en las márgenes del área, o ser disjuntas, esto es, ocupando núcleos a veces muy distanciados, como ocurre con *Rhododendron ponticum* L., con poblaciones en la Península Ibérica y en el litoral del Mar Negro, consideradas por la mayoría de los botánicos como subespecies diferentes.

En cuanto a su densidad, se suele distinguir desde las especies muy escasas o raras, sea cual sea el área que ocupan, hasta las muy comunes.

Al tratar del área de distribución de una especie se puede distinguir entre área actual y área potencial. Actual es la ocupada por una especie en la actualidad. La potencial es la que ocuparía si sus diseminulos tuvieran la posibilidad de alcanzar regiones con condiciones climáticas y edáficas similares en las que pudieran desarrollarse, reproducirse y establecerse. Es en este sentido en el que se ha de entender la introducción de especies en nuevas áreas a través de la dispersión a mayor o menor distancia, y la presencia de una flora alóctona más o menos abundante.

FLORA AUTÓCTONA

Como se ha indicado anteriormente, la flora autóctona actual de un territorio es el resultado de los cambios climáticos e historia geológica que ha experimentado ese territorio, referido en el caso de las plantas vasculares desde la colonización de las tierras emergidas por las plantas, al comienzo de la era Primaria hasta la actualidad.

Los cambios climáticos y el desarrollo de las formaciones geológicas y de la orografía, ha tenido como resultado una intensa evolución de las plantas, agudizada durante el final del Terciario y durante todo el Cuaternario. Los procesos de mutación, recombinación, selección y deriva genética, junto con los mecanismos de aislamiento y procesos de poliploidía e hibridación, han dado paso a la flora actual, en la que en un territorio, como por ejemplo Andalucía, coinciden numerosas especies originarias del mismo o resultantes de migraciones pretéritas, como la llegada de especies al final del Terciario, como es el caso *Cynomonium coccineum* L., o durante las glaciaciones del Cuaternario, como *Silene rupestris* L. o *Saxifraga oppositifolia* L.

FLORA ALÓCTONA

Se consideran sin embargo especies alóctonas a las introducidas en época histórica, que se han ido detectando en las últimas décadas como especies nuevas para el territorio al no ser conocidas para el mismo con anterioridad. Son el resultado de la actuación sucesiva de varios procesos: la dispersión a larga distancia, la naturalización de la especie y la incorporación a la flora del territorio sea en equilibrio con los demás componentes de los ecosistemas naturales, o como especies invasoras que compiten e incluso desplazan a las especies autóctonas.

DISPERSIÓN A LARGA DISTANCIA

La mayoría de las especies vegetales producen diseminulos (tubérculos, bulbos y otros órganos subterráneos, frutos o semillas) capaces de dispersarse a mayor o menor distancia, lo que les permite ampliar su área de distribución con mayor o menor éxito. Dicha dispersión puede hacerse por medios naturales o artificiales.

Se entienden como naturales aquellos medios de dispersión en los que no interviene el hombre. Las aves migratorias son los agentes que con más frecuencia facilitan dicha dispersión, y han sido probablemente las responsables de la introducción en el S de España desde el NO de África de numerosas especies, como *Heteranthemis viscidehirta* Schott o *Linaria gharbensis* Batt. y Pit.

La introducción por medios artificiales puede ser pasiva o activa. La pasiva se podría llamar involuntaria, al llegar a ser transportados los propágulos de una región a otra involuntariamente, sea en los cargamentos de los barcos al transportar maderas con restos del suelo entre las grietas de la corteza, o en el polvo o restos de tierra en los sacos de mercancías, en los cordajes de los barcos o en el lastre. Este es el caso, por ejemplo, de la llegada a Europa de *Spartina densiflora* Brogn. desde América del Sur o de *Arctotheca calendula* (L.) Levyns y *Oxalis pes-caprae* L. desde la República Sudafricana.

La introducción artificial activa es en cierto modo también involuntaria, en sentido de que normalmente no es la intención del hombre al introducir plantas o semillas desde otras regiones el que alguna de estas plantas o sus acompañantes pasivos puedan naturalizarse. Se han introducido así numerosas especies. Muchas lo han hecho acompañando a las semillas de plantas agrícolas, o incluso han sido éstas las que se han naturalizado, o se comportan como escapadas de cultivo o adventicias, como es el caso del tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.). Otras se han introducido como ornamentales, para escapar de cultivo y naturalizarse, como es el caso de Cortaderia selloana (Schultes y Schultes, f.) Aschers. y Graebn., procedente de América del Sur y ampliamente naturalizada en el N. de España, desde Galicia al País Vasco y en algunos puntos del C. y E. de España, o de *Parkinsonia aculeata* L., también sudamericana y naturalizada en algunos puntos de las provincias de Cádiz, Almería y Murcia. Son numerosas las que utilizadas para céspedes artificiales o como fijadoras de taludes se han naturalizado, como es el caso

de *Pennisetum clandestinum* Chiov., o las que introducidas como forrajeras han escapado de cultivo y se encuentran en plena expansión colonizadora, como *Paspalum urvillei* Steudel.

CAPACIDAD DE REPRODUCCIÓN

El éxito del establecimiento de una especie en un nuevo territorio depende de su capacidad de reproducción. Las situaciones son variadísimas, ya que son muy diferentes los mecanismos de reproducción.

Si una planta puede multiplicarse vegetativamente, puede ocurrir que una sola introducción sea responsable del éxito de la colonización de un nuevo territorio. Es el caso de *Oxalis pes-caprae* L. oriundo del S. de África. Presenta un sistema genético de incompatibilidad esporofítica, reforzado morfológicamente con la presencia de heterostilia, que en este caso se manifiesta mediante tres tipos de flores con longitudes de filamentos de los estambres y de los estilos variables (tristilia). Todas las plantas de la Región Mediterránea, que ha sido colonizada por esta especie, son de estilo corto (brevistilas) con un verticilo de estambres de filamentos largos y otro de filamentos de longitud mediana, y su sistema genético de incompatibilidad, al parecer no roto, impide que se puedan reproducir sexualmente. Pero producen unos pequeños tubérculos subterráneos por medio de los cuales se reproducen asexualmente, que han ido siendo gradualmente transportados por diversos agentes de un punto a otro, hasta invadir toda la Región Mediterránea.

En lo que respecta a la reproducción sexual, las especies vegetales presentan dos tipos básicos: autogamia, en el caso de las que pueden autopolinizarse y no dependen de otra planta para la producción de semillas, y la alogamia, que es el caso de las que por causas muy diversas, que van desde el desarrollo de distintos mecanismos de incompatibilidad genética, hasta la dioecia que es la causa más eficaz para forzar la alogamia, no se produce normalmente auto-reproducción.

La alogamia tiene una notable ventaja evolutiva ya que promueve la recombinación genética y favorece por tanto los procesos de evolución. La autogamia en cambio, aunque es responsable de un aumento de la prolificidad de las especies, reduce notablemente la recombinación y en consecuencia la capacidad adaptativa de la especie que la presenta. Por eso la mayoría de las especies son alautógamas, esto es, producen una parte de la descendencia por alogamia y se aseguran otra, a veces muy minoritaria, por autogamia para garantizar el mantenimiento de las poblaciones.

En la dispersión a larga distancia la autogamia está en absoluta ventaja sobre la alogamia. Basta el desarrollo de un solo individuo fértil para asegurar la siguiente generación. En el caso de las plantas alógamas, es necesario el crecimiento de al menos dos individuos, que además sean genéticamente compatibles, para que pueda asegurarse la siguiente generación. A esto se debe, a veces, la detección de plantas introducidas esporádicas que no vuelven a detectarse con posterioridad.

NATURALIZACIÓN

La naturalización supone no solo la superación de las barreras geográficas y reproductoras, sino la superación de otras barreras abióticas y bióticas.

Ocupa un lugar importante la capacidad de una especie para adaptarse a las condiciones climáticas de un territorio. En este aspecto, las especies acuáticas tienen una ventaja notable, ya que el medio acuático presenta una gran uniformidad en regiones geográficas muy diferentes, lo que hace que muchas especies acuáticas sean pluriregionales. Y a ello se debe el éxito adaptativo de especies como *Eichornia crassipes* (C.F.P. Mart.) Solms.-Laub., de reciente introducción en la Península Ibérica, o de *Azolla filiculoides* Lam.,

conocida en Andalucía Occidental en 1987 sólo en la comarca del Zújar, y hoy, casi 20 años después, es una de las invasoras más perniciosas de las lagunas y lucios de Doñana.

En la Región Mediterránea es más fácil la adaptación de especies procedentes de otras áreas con clima mediterráneo del globo, como el W. Estados Unidos, W. de Chile, S. de África o el S. de Australia.

Pero se adaptan fácilmente plantas de otras regiones geográficas, sobre todo las que presentan metabolismo CAM (Crassulaceae Acid Metabolism), esto es, las que acumulan CO₂ y ácidos grasos en la oscuridad, como *Gallenia secunda* Sond., que se comporta como una activa invasora en áreas arenosas litorales (de *Litorideserta*) o las plantas C₄, que presentan elevadas tasas de fotosíntesis neta en óptimo de alta temperatura y déficit hídrico, como en el caso de numerosas Quenopodiáceas, o Gramíneas como las invasoras *Setaria italica* (L.) P. Beauv. o *Pennisetum setaceum* (Forsskål) Chiov.

Será invasora la especie naturalizada que presente una alta capacidad reproductora, de dispersión y adaptativa, que le permita competir con las especies nativas hasta el punto de desplazarlas y sustituirlas.

FLORA ALÓCTONA ESPAÑOLA

La importancia de la flora alóctona suele medirse en términos numéricos y no en términos ecológicos. Se expresa tanto en valores absolutos como relativos, referida a la flora total de un territorio.

Sanz Elorza *et al.*, (2004) cifran en 937 el número de especies y subespecies que componen la flora alóctona de España, incluidas España peninsular, las islas Baleares, las islas Canarias y los enclaves españoles del N. de África, lo que supone un 12% del total de la flora española. De ellas, 97 especies pertenecen a Gramíneas, 95 a Compuestas y 67 a Leguminosas, que son las tres familias con mayor número de especies introducidas en el territorio español.

Del Monte y Aguado (2003) estiman que entre 1975 y 2002 se habían introducido en España peninsular 170 especies, a un ritmo de casi seis especies por año, cifra que hay que incrementar al menos en otras 10 especies citadas como naturalizadas en dicha área entre 2002 y 2005.

De esta cifra casi la mitad corresponde a Compuestas (22%) y Gramíneas (20%), seguidas de Solanáceas (6%), Poligonáceas (4%), Euforbiáceas y Crucíferas (3% cada una), Pontederiáceas y Leguminosas (2% cada una) y de 42 familias más con menos de un 2% de especies introducidas.

En cuanto a su origen, casi la mitad (46%) proceden de América, seguidas de las europeas, africanas y asiáticas (de un 15% a un 13%).

Las regiones en las que mayor número de especies introducidas se han detectado son Andalucía (23,7%), Valencia (21,5%) y Cataluña (15%).

El incremento progresivo del número de especies introducidas se debe a varias causas. En primer lugar al aumento de viajes internacionales e intercontinentales, que favorecen la introducción accidental de semillas u otros propágulos por el hombre y animales domésticos (entre ellos los caballos de carreras); en segundo lugar por la práctica cada vez más extendida de introducción de nuevas especies ornamentales, agrícolas, forrajeras y encespantes, y en tercer lugar, y quizás sea la causa principal, el conocimiento cada vez más completo y detallado que se tiene de la flora del país, que hace que se hayan detectado como nuevas numerosas introducciones antiguas cuya fecha de introducción no se puede precisar, y que permite en la actualidad detectar las nuevas introducciones poco después de que se hayan producido.

Para mostrar esta progresión se ha elegido la familia de las Gramíneas, una de las más extensas de las plantas vasculares, ya que se cifra su diversidad en más de 9.000 especies, y que presenta grupos preferentemente de áreas templadas (como las tribus Pooideas, Aveneas, etc.) y otros preferentemente de áreas tropicales y subtropicales (como las Eragrostideas, Paniceas, etc.)

A mediados del siglo XIX, en la primera flora española de que disponemos, Willkomm (1861), menciona tan sólo como naturalizadas las cuatro especies indicadas en la Tabla 1.

TABLA 1. Especies de la familia Gramíneas citadas por Willkomm (1861) como naturalizadas en España

ESPECIE	ORIGEN
<i>Coix lacrima-jobi</i> L.	Trópicos del Viejo Mundo
<i>Eleusine indica</i> Gaertn.	Trópicos del Viejo Mundo
<i>Eleusine tritachya</i> (Lam.) Lam. (<i>E. barciononensis</i> Willk.)	S. América
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Schribn.	Trópicos del Viejo Mundo

Poco más de un siglo después, en el vol. 5 de Flora Europaea (Tutin *et al.*, 1980), se recogen como naturalizadas en España las 18 especies indicadas en la Tabla 2, esto es, 14 más que las indicadas por Willkomm.

Pero a partir de 1980 el incremento de actividad botánica en España ha sido considerable, lo que ha resultado en la indicación para la flora de España continental de al menos 24 especies más, que se indican en la Tabla 3.

La base de datos de Gramíneas de Euro+Med PlantBase (Valdés y Scholz, 2006), registra para España peninsular e Islas Baleares un total de 475 especies de Gramíneas, de las 424 son autóctonas y 51, eso es el 10,7%, alóctonas, con la distribución por tribus que se recoge en la Tabla 4. Nótese que la mayoría de las especies alóctonas corresponden a las tribus Paniceae y Eragrostideae, preferentemente tropicales, que tiene en el S y E de España su máximo desarrollo y reproducción en verano y otoño, cuando muchas de las especies nativas están en parada fisiológica.

De manera que si en más de un siglo se habría cuadruplicado el número de especies de gramíneas introducidas, en un cuarto de siglo se ha duplicado la cifra conocida en 1980.

Este ritmo en el aumento de flora alóctona ha sido semejante en otras familias en particular en Compuestas, Ciperáceas y Leguminosas. No ha ido acompañado, sin embargo, de la desaparición de especies de la flora autóctona. Se ha documentado en la flora española sólo la extinción de una especie en estado natural (*Lysimachia minoricensis* J. J., Rodrid., de la que hay plantas cultivadas con las que se ha intentado la reintroducción), la extinción total de otras dos (*Carduncellus matritensis* Pau y *Tanacetum funkii* Willk.) y la desaparición en España peninsular de 16 especies más (vease Bañares *et al.*, 2003), que se encuentran, sin embargo en otras áreas geográficas. Pero su extinción o desaparición no parece ser debida en ningún caso al carácter invasivo de ninguna especie alóctona.

TABLA 2. Especies de la familia de Gramíneas citadas por Flora Europaea (Tutin et al., 1980) como naturalizadas en España Peninsular

ESPECIE	ORIGEN
<i>Cenchrus incertus</i> M. A. Curtis	N. América
<i>Ceratochloa cathartica</i> (Vahl) Hertel	S. América
<i>Coix lacrima-jobi</i> L.	Trópicos del Viejo Mundo
<i>Echinochloa colonum</i> (L.) Link	Trópicos del Viejo Mundo
<i>Echinochloa oryzoides</i> (Ard.) Fritsch	Origen incierto
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Trópicos del Viejo Mundo
<i>Eleusine tristachya</i> (Lam.) Lam.	Trópicos del Viejo Mundo
<i>Panicum capillare</i> L.	Subtrópicos de N. América
<i>Panicum miliaceum</i> L.	Trópicos de Asia
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	S. América
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scribn.	N. América
<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	Trópicos
<i>Setaria italica</i> (L.) P. Beauv.	Asia
<i>Spartina alterniflora</i> Loisel.	N. America
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	Trópicos del Viejo Mundo
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	Trópicos y subtrópicos
<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) O. Kunze	Trópicos y subtrópicos

TABLA 3. Gramíneas alóctonas localizadas en España Peninsular después de 1980. Se incluyen las indicadas entre 1978 y 1980 no incluidas en Flora Europaea (Tutin et al., 1980). Diversas fuentes. Se indica la fecha de su primera localización y el área de origen

ESPECIE	PRIMERA CITA	ORIGEN
<i>Achnatherum papposum</i> (Nees) Barkworth	1985	N. América
<i>Brachiaria platyphylla</i> (Griseb.) Nash	1995	Caribe y N. América
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	1981	Trópicos del Viejo Mundo
<i>Chloris gayana</i> Kunth	1979	África
<i>Chloris virgata</i> Sw.	2000	C. América
<i>Cortaderia Selloana</i> (Schultes y Shultes f.) Aschers. y Graebn.	1993	S. América
<i>Digitaria ciliaris</i> (Ketz.) Koeler	1986	Asia
<i>Ehrharta calycina</i> Sm.	1982	África
<i>Elytrigia obtusiflora</i> (DC.) Tzvel	1999	Europa
<i>Eragrostis neomexicana</i> Dewey	1991	C. América
<i>Eragrostis bahiensis</i> Schultes	1988	S. América
<i>Eragrostis curvula</i> (Schrader) Nees	1985	S. África
<i>Eragrostis virescens</i> C. Presl	1986	S. América
<i>Leptochloa fascicularis</i> (Lam.) A. Gray	1991	América
<i>Leptochloa fusca</i> (L.) Kunth	2004	S. América
<i>Leptochloa uninervia</i> (C. Presl) A. Hitchc. y Chase	1991	América
<i>Nasella tricotoma</i> (Nees) Hack. L.	1991	S. América
<i>Panicum antidotale</i> L.	1986	N. América
<i>Paspalum urvillei</i> Steudel	1979	S. América
<i>Pennisetum clandestinum</i> Chiov.	1995	S América
<i>Pennisetum setaceum</i> (Forsskål) Chiov.	1990	Asia, África
<i>Phalaris stenoptera</i> Hackel	1983	Europa, Asia
<i>Petaria faberi</i> Herrm.	1986	Asia
<i>Zoysia matrella</i> (L.) Merr.	2004	Trópicos de Asia

TABLA 4. Gramíneas autóctonas y alóctonas de la flora de España Peninsular e Islas Baleares. Se indican el número de especies que pertenecen a cada una de las tribus reconocidas en Euro+Med PlantBase (Valdés y Scholz, 2006)

TRIBUS	Nº de especies		TRIBUS	Nº de especies	
	Nativas	Alóctonas		Nativas	Alóctonas
<i>Seslerieae</i>	7		<i>Danthonieae</i>	3	
<i>Meliceae</i>	4		<i>Molinieae</i>	2	
<i>Glycerieae</i>	3		<i>Aristideae</i>	1	
<i>Bromeae</i>	23	1	<i>Nardeae</i>	1	
<i>Brachypodieae</i>	10	1	<i>Lygeae</i>	1	
<i>Triticeae</i>	24	1	<i>Pappophoreae</i>	1	
<i>Poeae</i>	139	1	<i>Aeluropodeae</i>	1	
<i>Aveneae</i>	125	2	<i>Eragrostideae</i>	11	8
<i>Molinerieae</i>	7	1	<i>Cynodonteae</i>	2	
<i>Milieae</i>	2		<i>Spartineae</i>	2	4
<i>Stipeae</i>	24	4	<i>Ehrharteae</i>	2	
<i>Ampelodesmeae</i>	1	1	<i>Oryzeae</i>	1	
<i>Arundineae</i>	2	1	<i>Paniceae</i>	11	23
<i>Cortaderieae</i>		1	<i>Andropogoneae</i>	8	2

TABLA 5. Gramíneas de la flora de California (Munz y Keck, 1968). Se indica el número de especies y el porcentaje que representan las autóctonas y los distintos tipos de alóctonas

Número total de especies	441	
Número de spp. autóctonas	327	76,4%
Número de spp. alóctonas	114	25,8%
Especies Mediterráneas	90	20,6%
Especie Trópicos Asia-África	12	2,4%
Especie. S. África	6	1,3%
Especie. S. América	3	0,6%
Especie Australia	3	0,6%

FLORA ALÓCTONA EN OTRAS ÁREAS

Si bien se comprueba una importante presencia de plantas alóctonas en la flora de los distintos países europeos, en particular en España, lo mismo puede decirse de especies europeas y mediterráneas en otras regiones del Globo.

El caso es muy llamativo en las áreas mediterráneas de América, que en los cinco últimos siglos se han visto colonizadas por un elevado número de especies del Viejo Mundo, sobre todo procedentes de la Región Mediterránea, muchas de las cuales se comportan como invasoras.

Para mostrar hasta que punto llega la colonización de determinadas regiones de América por especies del Viejo Mundo, se han tomado dos ejemplos, uno de América del N y otro de América del S, utilizando igualmente como grupo de referencia la familia Gramíneas.

El primer caso corresponde a la flora de California, de la que se indican en la Tabla 5 los datos sobre Gramíneas basados en Munz y Keck (1968), que si bien son bastante antiguos dan una idea de la importancia de las especies introducidas, que constituyen la cuarta parte del total de las Gramíneas de aquella región. El 78% de las gramíneas alóctonas de California son de origen mediterráneo, lo que da

TABLA 6. Géneros de Gramíneas de la flora de California representadas por sólo especies de la Región Mediterránea. Se indica entre paréntesis el número de especies. Basado en Munz y Keck (1968)

Aegilops (3)	Briza (3)	Lolium (4)
Aira (3)	Cynosurus (2)	Monerma (1)
Arrhenatherum (1)	Gastridium (1)	Parapholis (1)
Ammophila (1)	Holcus (2)	Phalaris (4)
Anthoxanthum (2)	Koeleria (2)	Polypogon (3)
Avena (2)	Lamarckia (1)	Scheropoa (1)
Brachypodium (1)		

TABLA 7. Gramíneas de la flora de la Cuenca de Chile (Navas, 1979). Se indica el porcentaje de gramíneas autóctonas, alóctonas y mediterráneas

Número total de especies	96	
Número de especies autóctonas	66	68,7%
Número de especies alóctonas	30	31,2%
Especies Mediterráneas	22	22,9%
Especie S. América	7	
Especie. S. África	1	

idea de hasta que punto ha intervenido la dispersión a larga distancia desde la Región Mediterránea, provocada en buena medida por la introducción de cultivos por parte de los colonos españoles. Son numerosos los géneros de la flora de California que sólo presentan en esa región especies mediterráneas, como se recoge en la Tabla 6.

El segundo ejemplo lo constituye la flora de la Cuenca de Chile, un territorio de unos 100 x 40 km, en el que el porcentaje de gramíneas alóctonas y de especies oriundas de la región mediterránea es todavía más elevado que en California, como se indica en la Tabla 7, basada en Navas (1979). Pero en este caso, como en otras partes de las áreas con clima mediterráneo de América del Sur, hay familias con mucho mayor porcentaje de especies introducidas del Viejo Mundo, como es el caso en la Cuenca de Chile de la familia Cariofiláceas, de las que el 48% son especies mediterráneas, o de Crucíferas, cuyo 64,5% son mediterráneas.

CONCLUSIÓN

La dispersión a larga distancia, la capacidad de reproducción de algunas especies y su mayor o menor capacidad para naturalizarse y extenderse, han favorecido el asentamiento en determinados territorios de una flora alóctona más o menos importante en cuanto al número de especies y al carácter colonizador e invasor de las mismas.

Pero el incremento de especies alóctonas afecta a todas las regiones del Globo, y es especialmente importante en las áreas americanas de clima mediterráneo, en la que especies de la Región Mediterránea del Viejo Mundo son componentes principales de la flora arvense y ruderal.

REFERENCIAS

Aparicio, J. M.; Patiño, S.; Pérez Dacosta, T.; Uribe–Echebarria, P. M.; Urrutia, P. y Valencia, J. 1993. Notas Corológicas sobre la flora vascular del País Vasco y alrededores (VII). *Estud. Mus. Ci. Nat. Alava* **8**: 85-99.

Bañares, A.; Blanca, G.; Gúemes, J.; Moreno, J. C. y Ortiz, S. (eds.) 2003 *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Blanca, G. et al., (eds.) 1999-2000. *Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía 1-2*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.

Dana, E. D., Sanz Elorza, M. y Sobrino, E. 2003. New alien species in Almería province (South–Eastern Spain). *Lagascalía* **28**: 166-170.

Del Monte, J. P. y Aguado, P. L., 2003. Survey of the non–native species in the Spanish Iberia in the period 1975-2002. *Fl. Medit.* **13**: 241-259.

Gil, F. 1995 *Elementos de Fisiología Vegetal*. Ediciones Mundi–Prensa, Madrid.

Munz, P. A. y Keck, D. D. 1968 *A California Flora and Supplementum*. University of California Press.

Navas, L. E. 1979 *Flora de la Cuenca de Chile*. 3 ediciones de la Universidad de Chile.

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

Sanz Elorza, M.; Dana, E. D. y Sobrino Vesperinas, E. 2004. *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Strasburger, E. et al., 1986. *Tratado de Botánica*, ed. 7. Editorial Marín, Barcelona.

Tutin, T. G. et al., (eds.) 1980. *Flora Europaea*, 5. Cambridge University Press, Cambridge.

Valdes, B. (ed.) 1993. *Introducción a la flora Andaluza*. Agencia de Medio Ambiente, Sevilla.

Valdés, B. y Scholz, H., 2006. Poaceae. *Euro+Med Plant Base* (inédito)

Willkomm, M. 1861. Gramineae Juss., en M. Willkomm y J. Lange (eds.) *Prodromus Florae Hispanicae* **1**: 33-118. Stuttgartiae.

1.5

[CONSIDERACIONES GENERALES]

LA INVESTIGACIÓN SOBRE INVASIONES POR ESPECIES VEGETALES EN LA ACTUALIDAD

PALABRAS CLAVE

Impactos, invasibilidad, perturbaciones, plantas exóticas, presión de propágulos.

RESUMEN

La mayor parte de la investigación sobre la invasión por especies vegetales exóticas se ha centrado en intentar responder a las siguientes preguntas: (1) ¿qué características poseen las especies invasoras? (2) ¿qué ecosistemas son los más vulnerables a la invasión? y finalmente (3) ¿qué impactos determinan? Que las plantas exóticas puedan comportarse como invasoras depende de que posean buenos atributos como especies colonizadoras y sobre todo que la presión de propágulos sea muy elevada. En general, los ecosistemas perturbados son los más invadidos. La invasión viene facilitada por las interacciones mutualistas con las especies nativas (Ej. presencia de polinizadores y dispersadores de semillas) y la falta de enemigos naturales tales como herbívoros y patógenos específicos existentes en la región de origen. Los impactos ecológicos que pueden ocasionar van desde la competencia con la vegetación nativa hasta modificaciones en el ciclo de nutrientes y en el régimen de perturbación.

ABSTRACT

Most research on plant invasions has focused to answer the following questions: (1) which traits have invasive species? (2) which ecosystems are the most vulnerable to invasions? And finally, (3) which are their impacts? That alien plants behave as invaders depends on plant traits as good colonizers and on propagule pressure. In general, disturbed ecosystems are the most invaded. Invasion is facilitated by mutualistic interactions with native species (e.g. presence of pollinators and seed dispersers) and the lack of natural enemies such as specific herbivores and pathogens existing in the native range. The ecological impacts of plant invaders range from competition with native vegetation to changes of nutrient cycling and disturbance regimes.

LA INVESTIGACIÓN SOBRE INVASIONES POR ESPECIES VEGETALES EN LA ACTUALIDAD

Montserrat Vilá

Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC)
montse.vila@uab.es

INTRODUCCIÓN

La investigación sobre invasiones biológicas tiene como antecedentes el estudio de las malas hierbas y las plagas tanto nativas (muchas veces cosmopolitas) como exóticas. Elton (1958) fue uno de los primeros ecólogos en alertar sobre la magnitud de la introducción de especies exóticas fuera de su área de distribución natural y posterior invasión en espacios naturales causando impactos importantes en la conservación de la biodiversidad. Desde entonces, la investigación se ha encaminado básicamente a resolver las siguientes preguntas:

- 1 ¿Qué características poseen las especies invasoras?
- 2 ¿Qué ecosistemas son más vulnerables a las invasiones? y finalmente
- 3 ¿Qué impactos determinan? En este capítulo se presentan algunas generalidades sobre la investigación que se está llevando a cabo para resolver estas preguntas.

El proceso de invasión se puede dividir básicamente en tres etapas. En primer lugar el transporte y la introducción de nuevas especies puede ser intencionado o no. Por ejemplo, muchas especies invasoras son plantas ornamentales pero otras quizás fueron introducidas entre las semillas de especies de cultivo. Algunas de estas especies introducidas pueden reproducirse en áreas naturales y llegar a formar poblaciones estables sin ayuda del ser humano, en este caso ya hablamos que la especie se ha naturalizado. Finalmente, algunas de estas especies pueden producir descendencia lejos de su área de introducción (más de 100 m) en un periodo relativamente corto de tiempo (menos de 50 años), en este caso ya hablamos de una invasión propiamente dicha (Richardson *et al.*, 2000). Una especie con estas características puede adquirir un gran potencial de expansión, adoptar vínculos estrechos con la comunidad receptora y tener una respuesta evolutiva rápida a las nuevas condiciones ambientales. (Maron, *et al.*, 2004). En este capítulo nos centraremos en tratar las especies vegetales que han adquirido el status de invasoras.

CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS INVASORAS

Inicialmente, se diagnosticó que las plantas invasoras poseían las características típicas de las malas hierbas: gran producción de semillas, reproducción vegetativa, autofecundación, un sistema de polinización generalista (a menudo anemocora), crecimiento rápido y plasticidad fenotípica (Baker, 1974). Podemos decir que en la actualidad, este listado es aún vigente. No obstante, una especie invasora no tiene por qué poseer todas estas características a la vez. Estos estudios deben tener en cuenta las constricciones filogenéticas, es decir, en qué medida las diferencias entre especies son independientes de la taxonomía de las especies. También se debe tener en cuenta las diferencias de los hábitat en los que las especies invasoras o no invasoras se encuentran. En esta línea, en un trabajo reciente se ha encontrado que existe una correlación positiva entre la abundancia regional de especies invasoras en islas mediterráneas con la suculencia en hábitat ruderales, periodos de floración largos en hábitat agrícolas y dispersión por vertebrados en hábitat seminaturales, lo cuál sugiere que la existencia de nichos vacíos, escape de los competidores y utilización de los mutualistas son fenómenos importantes, respectivamente (Lloret *et al.*, 2005). Comparaciones entre especies invasoras y no invasoras de coníferas atribuyen un mayor potencial invasor a las especies que poseen semillas pequeñas (<50 mg), una etapa juvenil corta (<10 años) e intervalos de vecería cortos (1-4 años) (Rejmanek y Richardson, 2004).

CARACTERÍSTICAS DE LOS ECOSISTEMAS INVADIDOS

La susceptibilidad de los ecosistemas a la invasión, independientemente de las tasas de introducción, se conoce como invasibilidad y determina el grado en que una especie introducida es capaz de sobrevivir a las nuevas condiciones ambientales y bióticas de la región receptora (Lonsdale, 1999). Los ecosistemas invadidos poseen ciertas características comunes como: el aislamiento histórico y geográfico, un alto nivel de perturbaciones o actividades humanas y la ausencia de enemigos coadaptados (depredadores, herbívoros, parásitos). También es necesario que establezca relaciones mutualistas con las especies con las que convive (polinizadores, dispersores de semillas, micorrizas).

Una gran controversia ha sido si la invasibilidad depende de la diversidad de la comunidad receptora. En la clásica publicación de Elton (1958) se apunta que los ecosistemas más diversos son menos invasibles. Experimentos en los que se ha comparado como el establecimiento de especies exóticas varía en un gradiente de riqueza de especies han demostrado que a escala local, de parcela, esto es cierto debido mayoritariamente a la competencia que ejerce la vegetación nativa (Levine *et al.*, 2003). No obstante, a escala regional no podemos afirmar que ecosistemas con una mayor diversidad en especies sean menos susceptibles a las invasiones sino al revés debido a que los factores que determinan la diversidad de especies nativas (Ej. heterogeneidad ambiental, clima, régimen de perturbaciones, etc.) también afectan a las especies exóticas (Lonsdale, 1999).

Unos ecosistemas están más invadidos que otros. Por ejemplo, las islas poseen una elevada riqueza en especies exóticas. Varias hipótesis no excluyentes explicarían este fenómeno. Por un lado se ha dicho que las islas poseen comunidades simplificadas y por tanto existen nichos vacíos susceptibles de ser colonizados por especies de otras áreas biogeográficas. Esta simplicidad también implica que haya pocos depredadores y competidores que puedan "atacar" o competir con la especie que ha entrado. También se ha postulado que las islas están muy perturbadas. Las perturbaciones reducen la cubierta vegetal y los niveles de competencia entre especies y aumentan la disponibilidad de recursos, sobre todo luz, creando condiciones idóneas para el establecimiento de especies colonizadoras (Hobbs y Huenneke, 1992). Para poder testar estas hipótesis tendríamos que realizar experimentos de introducción en el campo a la vez que manipulamos otros factores ecológicos tanto en islas como en áreas homólogas continentales. Hasta la fecha ninguna investigación ha realizado estos estudios que serían de bastante

envergadura por la necesidad de replicar el mismo tipo de experimentos en áreas geográficas alejadas. Además implicarían el transplante de propágulos entre regiones y quizás cierto riesgo de aumentar el impacto de las invasiones.

El que un ecosistema sea más invadido que otro no depende únicamente de la invasibilidad, sino también de la presión de propágulos y de la historia de la invasión. La presión de propágulos se refiere al número y frecuencia en que la especie haya sido introducida. Por ejemplo, los análisis espaciales entre diversidad de especies exóticas y variables de paisaje mediante sistemas de información geográfica (SIG) han permitido averiguar que las áreas más invadidas son aquellas con más núcleos urbanos, con mayor densidad de población, cercanos a la costa y con una elevada densidad de vías de comunicación (Pino *et al.*, 2004). Sin duda alguna el turismo, el ajardinamiento y la restauración han jugado un papel importante en la entrada de especies exóticas. (Jeanmonod, 1998 y Vilà y Pujadas, 2001).

Finalmente la historia de la invasión se refiere al tiempo que hace que una especie ha sido introducida. Este dato es en la mayoría de los casos imposible de saber, pero sí es más fácil de conocer el tiempo mínimo de residencia. Por ejemplo, las especies invasoras de España con mayor distribución geográfica son aquellas que se introdujeron como mínimo hace más de 100 años (Sanz-Elorza *et al.*, 2005). Otro aspecto de la historia de la invasión a escala local explicaría porque un antiguo campo agrícola posee una mayor densidad de especies exóticas con la edad de abandono. El análisis de cronosecuencias del paisaje posee un gran potencial para determinar el papel que la presión de propágulos y la historia juegan en determinar los patrones de invasión.

IMPACTO DE LAS INVASIONES VEGETALES

Comparaciones entre áreas invadidas y no invadidas indican que las especies que invaden espacios naturales tienen el potencial de alterar significativamente la dinámica de las poblaciones, la estructura de las comunidades y los procesos a nivel de ecosistema (Levine *et al.*, 2003). Por ejemplo, pueden modificar el ciclo de los nutrientes, las tasas de erosión o cambiar el régimen hídrico local. También pueden poner en peligro los sistemas económicos humanos como la agricultura (Pimentel *et al.*, 2000) o la salud humana debido al potencial alergogénico de los granos de polen de ciertas especies (Belmonte y Vilà, 2004).

Calcular el impacto de una invasión en un ecosistema es complejo puesto que depende tanto de la abundancia de esta especie como de su potencial invasor así como de las características de la comunidad receptora. En la mayoría de los casos las especies con mayor impacto son aquellas que más difieren de las especies nativas en la comunidad receptora en lo que respecta a la capacidad de obtener los recursos (Chapin *et al.*, 1995).

REFERENCIAS

- Baker, H. G. 1974. The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **5**: 1-24.
- Belmonte, J. y Vilà, M. 2004. Atmospheric invasion of non-native pollen in the Mediterranean region. *American Journal of Botany*, **91**: 1243-1250.
- Chapin, F. S.; Lubchenco, J. y Renolds, H. L. 1995. Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles. En: *Global biodiversity assessment*. Heywood V. H. (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, 289-301.
- Elton, C. S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London, UK.
- Hobbs, R. J. y Huenneke, L. F. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, **6**: 324-337.
- Levine, J. M.; Vilà, M.; D'Antonio, C. M.; Dukes, J. S.; Grigulis, K. y Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impact of exotic plant invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **270**: 775-781.
- Lonsdale, W. M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, **80**: 1522-1536.
- Lloret, F.; Médail, F.; Brundu, G.; Camard, I.; Moragues, E.; Rita, J.; Lambdon P. y Hulme, P. 2005. Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *Journal of Ecology*, **93**: 512-520.
- Maron J.; Vilà, M.; Bommarco, R.; Elmendorf, S. y Beardsley, P. 2004. Rapid evolution of an invasive plant. *Ecological Monographs*, **74**: 261-280.
- Pimentel, D.; McNair, S.; Janecka, J.; Wightman, J.; Simmonds, C.; O'Connell, C.; Wong, E.; Russel, L.; Zern, J.; Aquino, T. y Tsomondo, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions. *Agroecosystems and Environment*, **84**: 1-20.
- Pino, J.; Font, X.; Carbó, J. y Jové, M. 2005 Large-scale correlation of alien plant invasions in Catalonia (NE Spain). *Biological Conservation*, **122**: 339-350.
- Rejmánek, M. y Richardson, D. M. 2004. Invasiveness of conifers: extent and possible mechanism. *Acta Horticulturae*, **615**: 375-378.
- Richardson, D. M.; Pyšek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M. G.; Panetta, D. y West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants—concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, **6**: 93-107.
- Sanz-Elorza, M.; Dana, E. D. y Sobrino, E. año *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 2004.
- Vitousek, P. M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: Towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, **57**: 7-13



2

ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS



2.1

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

DATOS PRELIMINARES SOBRE LA PRESENCIA DE INVERTEBRADOS EXÓTICOS INVASORES EN LA PROVINCIA DE ALMERÍA. (ambientes terrestre y dulceacuícola)

PALABRAS CLAVE

Invertebrados, Especies Invasoras, *Rhyncophorus*, *Cacyreus*, *Linepithema*, Almería.

RESUMEN

El grado de conocimiento actualmente existente sobre la presencia de especies de invertebrados exóticos invasores en la provincia de Almería es relativamente escaso. A pesar de ello, se ha constatado la presencia en esta provincia de algunas especies que responden a esta definición, ese es el caso de: *Procambarus clarkii* (Cangrejo rojo americano), *Rhyncophorus ferrugineus* (Picudo rojo de las palmeras), *Cacyreus marshalli* (Mariposa de los geranios) y *Linepithema humile* (Hormiga argentina). Existen también algunas especies exóticas naturalizadas para las que se requiere un seguimiento de la evolución de sus poblaciones (distintas subespecies de abejorros del género *Bombus* sp.). Por último hay que alertar del riesgo que supone la comercialización incontrolada de especies de invertebrados exóticos para su cría en terrarios.

ABSTRACT

At the moment, the knowledge on the presence of exotic invertebrates invaders species in the Almería province (S. E. Spain) is relatively scarce. Nevertheless, it has been verified the presence of some species that respond to this definition: *Procambarus clarkii* (Red American Crab), *Rhyncophorus ferrugineus* (Red Palm Weevil), *Cacyreus marshalli* (Geranium Bronze Butterfly) and *Linepithema humile* (Argentine Ant). In the case of some exotic species probably naturalized (different subspecies of Bumblebees on the genus *Bombus* sp.) it is convenient the development of detailed studies on the evolution of their populations. Finally, it is necessary to alert of the risk that supposes the uncontrolled commercialization for breeding in captivity of exotic invertebrate species.

DATOS PRELIMINARES SOBRE LA PRESENCIA DE INVERTEBRADOS EXÓTICOS INVASORES EN LA PROVINCIA DE ALMERÍA. (ambientes terrestre y dulceacuícola)

Antonio Aguirre Segura

Grupo de Investigación de Ecología en Zonas Áridas. Universidad de Almería
aaguirre@ual.es

INTRODUCCIÓN

Se suele hablar de invasiones biológicas cuando especies de origen remoto alcanzan un nuevo territorio y se propagan por él a gran velocidad, alterando la estructura y funcionamiento del ecosistema receptor y causando severos daños ecológicos (e incluso socioeconómicos) al amenazar seriamente a la diversidad biológica nativa.

Las invasiones biológicas siempre han sido fenómenos naturales que se han venido produciendo regularmente a lo largo de toda la historia evolutiva del planeta. Estos procesos alcanzan niveles alarmantes debido, en la mayoría de las ocasiones, a la rápida (evolutivamente hablando) y amplia expansión de la especie humana, a la que habría que considerar como la más peligrosa de todas las especies invasoras. La "invasión" humana conlleva, ya sea de forma voluntaria o involuntaria, la aparición, aceleración e incremento del resto de invasiones, acrecentando los problemas derivados de estos fenómenos con un ritmo exponencial.

A la hora de estudiar este fenómeno, las especies se suelen clasificar normalmente en las siguientes categorías: Autóctonas, Exóticas, Naturalizadas e Invasoras. La consideración de una especie como perteneciente a una u otra de estas categorías es subjetiva: depende claramente de la escala a la que se realice su estudio, no existiendo, por ahora, un criterio riguroso y globalmente reconocido para la catalogación de las especies.

A este respecto, con objeto de superar en la medida de lo posible esta indefinición e interpretar correctamente los datos que se van a exponer, se han adoptado las siguientes definiciones:

Especie exótica: especie "transportada" con éxito desde su área de origen hasta un nuevo territorio.

Especie naturalizada (o "asilvestrada"): Si la especie encuentra condiciones favorables para sobrevivir y reproducirse en el nuevo ambiente, formará poblaciones por sus propios medios (como media, consiguen llegar a este estado solamente una décima parte de las "exóticas").

Especie invasora: Solamente un diez por ciento de las especies naturalizadas con éxito muestran una capacidad de propagación muy superior a la de las especies nativas, conllevando una alteración del ecosistema invadido: compitiendo y en algunos casos desplazando de sus nichos a las especies autóctonas, cambiando algunas de las características propias del medio, transformando algunos de los parámetros ambientales y/o consumiendo con mayor efectividad alguno de los recursos del entorno.

En definitiva: se puede definir especie exótica invasora como aquella que extraída de su medio original es capaz de adaptarse, vivir, competir y reproducirse ventajosamente en otro lugar distinto, produciendo en este proceso un efecto negativo sobre el medio y sobre la fauna y flora local.

Las consecuencias derivadas de la existencia de las especies invasoras suelen ser las siguientes:

- Desplazamiento de las especies autóctonas.
- Hibridación y contaminación genética.
- Transmisión de patologías para las que las especies autóctonas no tienen defensa.
- Alteraciones de las redes de interacción entre especies de la comunidad.
- Alteración de las condiciones del ecosistema nativo.

Cuando las especies invasoras se han propagado, su erradicación resulta muy complicada y costosa, cuando no imposible. La mejor herramienta para luchar contra las invasiones biológicas, es la prevención. Para ello es necesario contar con una catalogación rigurosa y precisa de las especies exóticas.

En lo que se refiere a la provincia de Almería, tal y como ocurre para el resto de su fauna invertebrada, no existen demasiadas referencias sobre la presencia de este tipo de especies dentro de sus hábitats naturales, los datos son los siguientes:

Procambarus clarkii Girard, 1852

(Cangrejo rojo americano) (Crustacea: Decapoda)

De carácter omnívoro y muy voraz (Correia, 2002), originario del noreste de México y el Centro-Sur de Estados Unidos (Hobbs *et al.*, 1989). Ampliamente distribuido por la Península Ibérica, siendo especialmente abundante en la mitad sur Peninsular (Gutiérrez-Yurrita *et al.*, 1999). Fue introducido en España en 1974 (marismas del Bajo Guadalquivir) para fines comerciales. Afecta a la red trófica y contribuye a la pérdida de biodiversidad influyendo en la productividad de la zona donde habita. Es un vector de enfermedades infecciosas letales para el cangrejo autóctono (*Austropotamobius pallipes*), se ha constatado que afecta a las poblaciones de anfibios por predación sobre huevos, larvas e incluso adultos. Se le considera como una plaga de difícil erradicación.

En Almería, los primeros datos sobre su introducción se remontan a mediados de la década de 1990: Río Chico (Berja), actualmente se le puede encontrar en canales periféricos y acequias tributarias del río Adra, en las balsas de riego y en las zonas de cultivos irrigados por ellas. Unos años después, se constata su presencia masiva en la Balsa del Calabrial (Sierra de Gádor). Hace relativamente poco tiempo se ha confirmado su presencia en el Pantano del río Almanzora, en todo el tramo del cauce de este río que une dicho embalse y la laguna de la desembocadura (donde también es abundante en el río Alía) y en el río de Aguas.

Rhyncophorus ferrugineus Olivier, 1790

(Picudo rojo de las palmeras) (Coleoptera: Curculionidae)

Originario de la zona tropical del Sudeste Asiático y Polinesia, este curculiónido está aumentando su área de distribución, habiendo colonizado la península Arábiga, aunque actualmente coloniza África y Europa. Detectado en la Península Ibérica en 1994 en la zona costera de la Provincia de Granada (Barranco *et al.*, 1996), extendiéndose con posterioridad a Málaga, Alicante, Murcia, Valencia y Canarias. Su expansión parece ir ligada a la importación incontrolada de sus plantas hospedadoras. En España afecta principalmente a la Palmera datilera (*Phoenix dactylifera*) y la Palmera canaria (*Phoenix canariensis*), existiendo indicios de que también puede afectar a los palmitos (*Chamaerops sp.*)

Las palmeras afectadas presentan galerías que desde las axilas de las hojas llegan a la corona y pueden detectarse en diversas zonas del tronco. Las hojas centrales amarillean y se marchitan, de forma que en pocas semanas, la práctica totalidad de la corona se ve afectada originando la muerte de la palmera. Su posible capacidad de afectar a los palmitos supone un grave riesgo para las poblaciones de *Chamaerops humilis* (única palmera nativa de Europa).

En Almería, debido sin duda a la utilización masiva de las palmeras en la ornamentación de parques y vías de comunicación, se ha observado desde finales del año 2005 su presencia reiterada en muchas localidades: Parque Nicolás Salmerón (Almería capital), Roquetas de Mar, Viator, etc.

Cacyreus marshalli Butler, 1898

(Mariposa de los geranios, Taladro del Geranio) (Lepidoptera: Lycaenidae)

Introducida en Europa desde 1978 posiblemente junto con geranios del género *Pelargonium*. En 1989 se localiza en la Isla de Mallorca y en 1992 se detecta su presencia en la Península. Sus daños se centran en la destrucción de inflorescencias y tallos.

Se alimenta exclusivamente de plantas pertenecientes a la familia Geraniaceae, afectando a todas las variedades de geranio cultivadas, siendo especialmente dañina para las variedades "*grandiflora*" y "*capitatum*". No se ha detectado el ataque a especies silvestres nativas de la Península.

Su presencia en Almería se ha constatado en sus zonas costeras: Aguadulce, Roquetas de Mar, Almería capital, zona del Cabo de Gata, Rodalquilar y las Negras. Al estar ligada a las poblaciones humanas (donde se cultivan sus plantas hospedadoras), es muy probable que su distribución sea muchísimo más amplia.

Linepithema humile Mayr, 1868

(Hymenoptera: Formicidae)

De origen sudamericano (Sur del Brasil, Norte de Argentina, Uruguay y Paraguay), actualmente está presente en más de veinte países. Introducida en Europa hace más de 80 años, ha logrado una amplia difusión en zonas de clima mediterráneo, desplazando por completo, con notable eficacia, a las especies locales, afectando a la agricultura (alterando los procesos de polinización, a la calidad de la producción de frutos por atender a áfidos y otros homópteros), y alterando potencialmente los ecosistemas en los que irrumpe (alteración de procesos como la dispersión de semillas, efectos sobre los polinizadores y el resto de la comunidad de artrópodos y potenciales efectos en la fauna de vertebrados insectívoros), también hay que señalar los impactos ligados a su presencia en las viviendas y construcciones humanas, incluyendo la contaminación de mercancías y alimentos.

La clave de su éxito colonizador se debe principalmente a que sus colonias son muy numerosas y agresivas, no existiendo agresión entre colonias vecinas que se puedan agrupar en supercolonias que colaboran entre sí.

En Almería es bastante común, con una distribución sobre todo ligada a la zona costera y a los núcleos urbanos.

Bombus sp. varias

(Abejorros) (Hymenoptera: Apidae)

Bombus terrestris terrestris Linnaeus, 1785

Bombus terrestris xanthopus Kriechbaumer, 1870

Bombus terrestris dalmatinus Dalla Torre, 1882

Con objeto de favorecer la polinización de cultivos bajo plástico, se ha venido detectando desde 1992 la introducción y posible naturalización en la provincia de Almería, de colonias de abejorros pertenecientes a subespecies distintas de la autóctona (*Bombus terrestris ferrugineus* Schmiedeknecht, 1878). Esta actividad, además de no contar con autorización legal, pone en serio riesgo a las poblaciones locales de este himenóptero. Estas introducciones suponen un alto riesgo de hibridación de las subespecies introducidas con las poblaciones locales, así como de transmisión de patologías contra las que la fauna local no se encuentra adaptada.

Hasta aquí se han señalado las especies consideradas como "invasoras" en la Provincia de Almería, al haberse confirmado su existencia en ella. No obstante, existe una serie de especies, que aunque su presencia no ha sido constatada efectivamente, sí constituyen una amenaza real para ella al encontrarse en áreas próximas.

La medida correctora más efectiva para evitar los efectos de las especies invasoras es siempre la prevención, por ello habrá que mantener una especial vigilancia ante la posible irrupción en Almería de especies como:

Dreissena polymorpha Pallas, 1771

(Mejillón cebra) (Mollusca: Veneroidea)

Autóctona de las cuencas del mar Negro y del Caspio. En el verano del 2001 se detectó su presencia en el Ebro. Se expandió por toda Europa en el siglo XIX a través de los canales de navegación interfluvial que se iban construyendo.

En la península ibérica, parece haber sido introducido desde zonas centroeuropeas, mediante el transporte de embarcaciones y aparejos de pesca.

Su impacto ecológico consiste en: la modificación de las poblaciones de fitoplancton, en la alteración del ciclo del fósforo del agua, en el incremento de la deposición de materia orgánica en el fondo con la consiguiente reducción del oxígeno y en la alteración y dominación del hábitat colonizado, alterando los hábitats de las especies de peces. Además, al ser hospedador de parte del ciclo biológico de ciertos vectores, incrementa las tasas de incidencia de parásitos y enfermedades en otros organismos.

Su impacto económico radica en la obturación de todo tipo de conducciones (agua potable, industrias, centrales hidroeléctricas y nucleares, etc.). También afecta al turismo y a la pesca deportiva.

Corbicula fluminea Müller, 1774

(Almeja asiática) (Mollusca: Veneroidea)

Se conoce su presencia en España desde 1990 al menos en Galicia (cuena del Miño), Castilla–León (Valladolid), Cataluña (cuena del Ebro), Guadiana y Portugal (Alentejo). Alcanza densidades de hasta miles de almejas vivas por metro cuadrado, con una tasa de crecimiento muy alta, y una capacidad reproductiva también elevada. Su introducción se cree como involuntaria–accidental, con el agua utilizada por embarcaciones transoceánicas o al ser utilizadas como cebo de pesca.

En los ecosistemas acuáticos provoca importantes alteraciones en la dinámica trófica o cadena alimenticia, llegando a desplazar a los bivalvos autóctonos.

Pacifastacus leniusculus Dana, 1852

(Cangrejo señal) (Crustacea: Decapoda)

Especie originaria de la región que bordea la costa oeste de América del Norte. Introducido en España desde 1974. Actualmente presente en buena parte de la Península ibérica. Con poblaciones recientes en la provincia de Granada. Es portadora de la afanomicosis (*Aphanomyces astaci*), enfermedad que ha causado la desaparición de gran número de poblaciones de cangrejos nativos en Europa.

Aedes albopictus Skuse, 1895

(Mosquito tigre) (Diptera: Culicidae)

Originario de Asia, se ha extendido por Europa (en la que hay datos de su presencia desde finales de los años 70) y América (finales de los 80).

Detectado por primera vez en la Península ibérica en 2004. Es capaz de transmitir enfermedades como el dengue, la encefalitis japonesa, así como enfermedades víricas a los animales; su picadura puede producir fiebres altas, dolores musculares y erupciones cutáneas. Su actividad es diurna y su picadura puede atravesar la ropa. Se especula que su vía de penetración haya sido el transporte de mercancías con restos de materia vegetal en descomposición y agua acumuladas como pueden ser neumáticos usados, plantas ornamentales, etc.

Por último cabe destacar, como un serio riesgo para la introducción de potenciales especies invasoras, la facilidad con que se pueden adquirir, sin ningún tipo de control o garantía, ejemplares de muchas especies de invertebrados exóticos. Estas especies, que se encuentran al alcance de cualquiera tanto en tiendas especializadas como por Internet, debido a sus características biológicas y reproductoras son candidatas de primer orden para constituirse en problemas ambientales si, por cualquier motivo, son liberadas en los distintos ecosistemas.

REFERENCIAS

Barranco, P.; de la Peña, J. y Cabello, T. 1996. El picudo rojo de las palmeras, *Rhynchophorus ferrugineus* (Olivier), nueva plaga en Europa (Coleoptera, Curculionidae). *Phytoma-España*, **76**: 36-40.

Correia, A. M. 2002. Niche breadth and trophic diversity: feeding behaviour of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) towards environmental availability of aquatic macroinvertebrates in a rice field (Portugal). *Acta Oecologica*, **23**: 421-429.

Hobbs, H. H.; Jass, J. P. y Huner, J. V. 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana*, **5**: 299-316.

Gutiérrez-Yurrita, P. J.; Martínez, J. M.; Ilheu, M.; Bravo-Utrera, M. A.; Brenardo, J. M. y Montes, C. 1999. The status of crayfish populations in Spain and Portugal. En: Gherardi, F., Holdich, D. (eds.) 161-192.

Crayfish in Europe as Alien Species: How to Make de Best of a Bad Situation? *Crustacean Issues*, **11**.

**DATOS PRELIMINARES SOBRE LA PRESENCIA DE INVERTEBRADOS EXÓTICOS
INVASORES EN LA PROVINCIA DE ALMERÍA (ambientes terrestre y dulceacuícola).**
Antonio Aguirre Segura

2.2

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

ESPECIES EXÓTICAS EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA: SITUACIÓN DE LAS AVES

PALABRAS CLAVE

Aves alóctonas, anillamiento, Córdoba.

RESUMEN

Al objeto de delimitar el estatus de las diversas especies de aves exóticas en la provincia de Córdoba, se ha procedido a revisar y exponer las observaciones propias y datos recopilados de la bibliografía y comunicaciones realizadas por ornitólogos y personas interesadas. Han sido nueve las especies descritas: Pato Mandarín *Aix galericulata*, Malvasía Canela *Oxyura jamaicensis*, Cisne Negro *Cygnus atratus*, Cotorra Argentina *Myiopsitta monachus*, Cotorra de Kramer *Psittacula krameri*, Pico de Coral *Estrilda astrild*, Estrilda Colinegro *Estrilda troglodytes*, Gorrión de Java *Padda oryzivora* e Inseparable de Fischer *Agapornis fischeri*. Sólo dos de ellas presentan poblaciones asentadas (Cotorra de Kramer y Pico de Coral), mientras las restantes han sido objeto de observación puntual y carecen de poblaciones estables.

ABSTRACT

To delimit the status of the exotic birds species in the province of Cordoba a review of the literature, our own observations and collected data, and personal communications of ornithologists and interested people has been carried. Nine species have been described: Mandarin duck *Aix galericulata*, Ruddy duck *Oxyura jamaicensis*, Black Swan *Cygnus atratus*, Monk Parakeet *Myiopsitta monachus*, Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri*, Common waxbill, *Estrilda astrild*, Black-rumped Waxbill *Estrilda troglodytes*, Sparrow of Java *Padda oryzivora* and Fischer's Lovebird *Agapornis fischeri*. Only two of them present populations (Common waxbill and Pico Fischer's Lovebird), while the rest of the species have only been observed occasionally and lack stable populations.

ESPECIES EXÓTICAS EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA: SITUACIÓN DE LAS AVES

Federico Cabello de Alba Jurado

Grupo de anillamiento EPOPS
fecalba@hotmail.com

INTRODUCCION

La expansión y establecimiento de especies exóticas se ha llegado a estimar por muchos autores como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y alteración del medio natural en nuestros días, hasta el punto de que es considerada como la segunda causa de extinción de especies animales y vegetales (Santos *et al.*, 2003). Las aves, ya sea por vía de competencia directa, hibridación, depredación o diversos mecanismos de interacción se ven afectadas o, causan, como especies exóticas potencialmente invasoras, dicha problemática.

La situación actual, caracterizada por un exponencial crecimiento de los transportes, que favorecen los denominados "viajes asistidos" y la creciente demanda de aves en cautividad, que hacen lo propio con los escapes más o menos "fortuitos", ha venido a agravar dicha problemática. Además, en cuanto Andalucía goza de una posición privilegiada, a caballo entre diferentes regiones biogeográficas y con una diversidad envidiable de ecosistemas, la probabilidad de arraigo de dichas especies se hace aun mayor.

Creemos por ello que es necesario mantener en este espacio un esfuerzo especial para delimitar efectivamente la situación de estas especies y proponer medidas que eliminen o minimicen los problemas que de ellas puedan derivar.

El objeto de esta comunicación es aportar la información que desde el grupo de anillamiento EPOPS hemos podido recopilar sobre el tema en la provincia de Córdoba. Para ello nos hemos valido de una triple vía:

(1) consulta a ornitólogos y naturalistas, (2) observaciones propias, relativas o no a actividad de anillamiento científico y (3) revisión bibliográfica, que ha abarcado los periódicos informes emitidos desde 1990 por el Comité de Rarezas y el Noticiero Ornitológico, publicados ambos en la revista *Ardeola*, publicación científica de la Sociedad Española de Ornitología (SEO/Birdlife).

RESULTADOS

Con arreglo al protocolo de trabajo descrito y dentro del territorio de la provincia de Córdoba, tenemos constancia de la presencia de las siguientes especies: Cotorra de Kramer *Psittacula krameri*, Cotorra Argentina *Myiopsitta monachus*, Pico de Coral *Estrilda astrild*, Estrilda Colinegro *Estrilda troglodytes*, Gorrión de Java *Padda oryzivora*, Pato Mandarín *Aix galericulata*, Malvasía Canela *Oxyura jamaicensis* y Cisne Negro *Cygnus atratus* e Inseparable de Fischer *Agapornis fischeri*.

Oxyura jamaicensis (Malvasía Canela)

Nos encontramos sin duda con uno de los casos de especies exóticas cuya expansión ha sido mejor documentada por las implicaciones conservacionistas que aquella conlleva. De distribución Neártica y Neotropical fue introducida en el Reino Unido hacia 1930, donde en los años 50 del pasado siglo se produjeron los primeros escapes (Onrubia y Andrés, 2003). Desde entonces su expansión la ha llevado a Europa continental y norte de África. Los primeros ejemplares se detectaron en la península en 1983, donde se ha constatado tanto su reproducción como su hibridación con la autóctona Malvasía Cabeciblanca *Oxyura leucocephala* (Torres y Alcalá-Zamora, 1997).

Su situación actual, gracias al enorme esfuerzo desarrollado dentro de la estrategia de erradicación, parece estabilizada (Torres y Moreno-Arroyo, 2000), aunque su establecimiento en el norte de África resulte preocupante (Castro y Torres, 1994).

Aix galericulata (Pato Mandarín)

Nos constan únicamente dos avistamientos de esta anátida, curiosamente en la misma localidad aunque separadas varios años, por lo que puede descartarse se refieran a los mismos ejemplares. Se trata del embalse de Iznájar, al sur de la provincia, donde fue observado un macho y dos hembras en enero de 1994 (A. Gómez y F. Ordóñez en De Juana y Comité de Rarezas, 1996) y un macho en abril de 1997 (F. Martos en De Juana y Comité de Rarezas, 1999). Aunque no se descarta que algunos ejemplares lleguen naturalmente a nuestro país desde Gran Bretaña e islas del Canal de la Mancha, donde se halla introducida, la mayoría de los avistamientos procederían de escapes de aves cautivas (Díaz *et al.*, 1996).

Cygnus atratus (Cisne Negro)

Especie de origen discutido que ha llegado a reproducirse en diversos humedales del norte peninsular como Salburúa en Vitoria-Gasteiz o las marismas de Santoña y Noja en Cantabria (Clavell, 2003). En nuestra provincia conocemos la cita de un individuo aislado en el río Guadalquivir a su paso por la capital el 10 de octubre de 2001 (J. Cañas en Molina *et al.*, 2003).

Psittacula krameri

(Cotorra de Kramer)

Aunque las primeras citas peninsulares datan de 1970 (Pérez–Chiscano, 1969) no tenemos constancia de su presencia en Córdoba hasta enero de 1999, fecha en que se observaron dos ejemplares jóvenes en el Jardín botánico (G. Nicola y M. Díaz en De la Puente *et al.*, 1999). Desde esa fecha la especie se asienta en esta zona concreta de la capital donde se observa y se constata su reproducción en 2003 y 2004 (F. Díaz y F. Cabello de Alba en Moreno *et al.*, 2003; F. Cabello de Alba en Molina y Lorenzo, 2004). En la primavera de 2005 puede estimarse una población de al menos once ejemplares en dicha localización, nidificando en palmeras dentro del recinto del jardín botánico (M. López, obs. per.). Aunque las observaciones más continuadas se dan en esta localidad no podemos excluir su presencia en otras zonas de la provincia como la laguna del Salobral, donde Gines *et al.*, (Gines *et al.*, 2004) la señalan como ocasional.

Myopsitta monachus

(Cotorra Argentina)

Se trata de una especie cuya población progresó rápidamente, más extendida que la anterior (Díaz *et al.*, 1996), documentada como reproductora posible–probable en tres localidades de la provincia de Córdoba (Muñoz, 2003) y que ha sido observada en fechas relativamente recientes (tres aves en Córdoba en diciembre de 2003, observaciones propias). Carecemos, no obstante, de citas posteriores o que indiquen la progresión o asentamiento de la especie, lo que nos hace pensar en el retraimiento posterior o en que al menos ha retrasado su expansión, quizá por su distribución principalmente costera (Muñoz, opus cit.). En el casco urbano de Cabra se estableció un grupo de hasta catorce individuos, por lo que se sospechó de su reproducción. Las obras en el parque urbano donde se asentaban y eliminación de las palmeras *Phoenix* sp parece fue el factor desencadenante de su desaparición (A. J. Pestana Obs. per.).

Padda oryzivora

(Gorrion de Java)

Especie observada de forma ocasional, cuya reproducción no se ha comprobado en nuestro país ni en la provincia de Córdoba. Disponemos de una sola cita correspondiente a un ave de plumaje albino el 20 de junio de 2003 (Obs. per.). De la variedad de su color como del comportamiento confiado creemos se trataba seguramente de un ave escapada de cautividad.

Estrilda troglodytes

(Estrilda Colinegro)

Ave de procedencia subsahariana que se ha reproducido en diversas localidades de Portugal y también en Andalucía (Tellería *et al.*, 1999), provincias de Málaga, Sevilla y Córdoba (Clavell, 2003). No obstante, en nuestra provincia no debe ser abundante ni hallarse extendido, pues sólo disponemos de una observación de 6 ejemplares en una zona de cultivos cercana a la capital el 2 de septiembre de 2000 (P. M. Dobado–Berrios en De la Puente y Lorenzo, 2001).

Estrilda astrid

(Pico de Coral)

Estrildido que ha protagonizado una rápida expansión en numerosas regiones donde ha llegado a reproducirse, como la cuenca del río Guadiana, SO de Galicia, levante y costa mediterránea (Vidal, 2003). En la provincia de Córdoba parece frecuentar las riberas del río Guadalquivir, que debe haber colonizado a partir de las poblaciones situadas en el curso bajo (Chiclana *et al.*, 2002). La primera cita fidedigna en nuestra provincia data de 1998, cuando un macho adulto fue capturado para anillamiento en los alrededores del jardín botánico, en el río Guadalquivir a su paso por la ciudad (R. Pulido, Obs. per.). Asimismo, en noviembre de 2004 fueron capturados cerca de esta zona para anillamiento 6 ejemplares, algunos de ellos juveniles (Obs. propia). Todo ello nos inclina a entender que debe haber colonizado el espacio ribereño de este curso fluvial en toda su longitud.

Agapornis fischeri

(Inseparable de Fischer)

Nos consta exclusivamente el avistamiento de una pareja en el casco urbano de Cabra, que al parecer desapareció al eliminarse las palmeras Phoenix sp y realizarse obras en el parque donde se asentaban. En ningún caso se llegaron a observar pautas de reproducción (A. J. Pestana, Obs. per.).

CONCLUSIONES

Han sido nueve las especies exóticas detectadas en la provincia de Córdoba, seis de las cuales son de observación puntual y no cuentan en la actualidad con poblaciones reproductoras (Gorrión de Java *Padda oryzivora*, Pato Mandarín *Aix galericulata*, Cisne Negro *Cygnus atratus*, Estrilda Colinegro *Estrilda troglodytes*, Cotorra Argentina *Myiopsitta monachus* e Inseparable de Fischer *Agapornis fischeri*), dos son de reproducción comprobada y mantienen poblaciones estables (Cotorra de Kramer *Psittacula krameri* y Pico de Coral *Estrilda astrild*) y una última es objeto de control sistemático que viene evitando su asentamiento y reproducción (Malvasía Canela *Oxyura jamaicensis*).

Si bien tal situación puede ser considerada como ventajosa comparada con otras provincias de nuestro entorno más inmediato como Málaga, Sevilla o Huelva (p. e., García *et al.*, 2000; Chiclana *et al.*, 2002; Paterson, 1999), también podría deberse a la menor cobertura ornitológica y consiguiente limitada atención prestada a este problema. En cualquier caso nos encontramos en una situación en la que aún es posible evitar un asentamiento definitivo de las especies descritas, siempre y cuando se desarrolle un esfuerzo conjunto y continuado que abarque un ámbito geográfico que necesariamente ha de ser más amplio que el estrictamente provincial. Además, tal y como ha quedado de manifiesto en casos como el de la Malvasía Canela quizá lo más importante sea la prontitud en la reacción y evitar que determinadas zonas actúen como focos de expansión de las especies descritas.

REFERENCIAS

- Castro, J. C. y Torres, J. A. 1994. Presencia de Malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*) en el norte de Marruecos. *Oxyura*, **VII** (1): 195-197.
- Clavell, J. 2003. Especies introducidas no establecidas. En R. Martí y J. C. del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. 646-650. DGCN–SEO/Birdlife.
- Chiclana, F.; Lama, J. A. y Salcedo, J. 2002. *Aves de la provincia de Sevilla: comentarios sobre estatus, fenología, habitat y distribución*. Diputación provincial de Sevilla y SEO/Birdlife. Sevilla.
- De la Puente, J.; Pinilla, J. y Lorenzo, J. A. 1999. Noticiero ornitológico. *Ardeola*, **46** (1): 149-162.
- De la Puente, J. y Lorenzo, J. A. 2001. Noticiero ornitológico. *Ardeola*, **48** (1): 137-147.
- De Juana, E. y Comité de Rarezas. 1996. Observaciones homologadas de aves raras. Informe de 1994. *Ardeola* **43** (1): 103-118.
- De Juana, E. y Comité de Rarezas. 1999. Observaciones homologadas de aves raras. Informe de 1997. *Ardeola* **46** (1): 129-148.
- Díaz, M.; Asensio, B. y Tellería, J. L. 1996. *Aves Ibéricas, I. No paseriformes*. J. M. Reyero Editor. 303.
- García, L.; Ibañez, F.; Garrido, H.; Arroyo, J. L.; Máñez, M. y J. Calderón. 2000. *Prontuario de las aves de Doñana. Anuario ornitológico de Doñana, o, Diciembre 2000*. Estación Biológica de Doñana y Ayuntamiento de Almonte.
- Gines, F.; Carrasco, M. y Martos, F. 2004. *Las aves de los humedales del Sur de Córdoba*. Ayuntamiento de Lucena. 272.
- Molina, B.; Moreno–opo, R. y Lorenzo, J. A. 2003. Noticiero ornitológico. *Ardeola*, **50** (2): 339-355.
- Molina, B. y Lorenzo, J. A. 2004. Noticiero ornitológico. *Ardeola*, **51** (1): 245-254.
- Muñoz, A. R. 2003. Cotorra Argentina, *Myopsitta monachus*. En R. Martí y J. C. del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España: 646-647*. DGCN–SEO/Birdlife.
- Onrubia, A. y De Andrés, T. 2003. Malvasía Canela *Oxyura jamaicensis*. En R. Martí y J. C. del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España: 638-639*. DGCN–SEO/Birdlife.
- Paterson, A. M. 1999. *Anuario ornitológico de Málaga 1995-1996-1997*. SEO–Málaga. Málaga.
- Pérez–Chiscano, J. L. 1969. Captura de *Psittacula krameri* (Scopoli) en el SE de la provincia de Cáceres. *Ardeola*, **15**: 144-145.
- Santos, D. M.; Sol, D. y Clavell, J. 2003. Aves introducidas en España. *El Escribano Digital*, **43**: 4-6.
- Sol, D.; Santos, D. M. y Clavell, J. 2003. Las especies introducidas en España. En R. Martí y J. C. Del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves reproductoras de España*, 628-629. Dirección General de Conservación de la Naturaleza–Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Tellería, J. L.; Asensio, B. y Díaz, M. 1999. *Aves ibéricas II. Paseriformes*. J. M. Reyero Editor. 232 pp.
- Torres, J. A. y Moreno–Arroyo, B. 2000. Presencia de la Malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*) en España. *Oxyura*, **X** (1): 69-79.
- Torres, J. A. y Alcalá–Zamora, A. 1997. Evolución temporal de la presencia de Malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*) en España. *Oxyura*, **IX** (1): 45-52.
- Vidal, C. 2003. Pico de coral, Estrilda astrild. En R. Martí y J. C. del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España: 640-641*. DGCN–SEO/Birdlife.

2.3

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

EL MOSQUITO TIGRE (*Aedes Albopictus*): UNA ESPECIE EN EXPANSIÓN. IMPLICACIONES EN SALUD PÚBLICA Y AMBIENTAL

PALABRAS CLAVE

Culícidos, plagas, biocidas, arbovirus, vector.

RESUMEN

La introducción de especies exóticas invasoras ha acompañado al ser humano desde tiempos remotos como una consecuencia más de su acervo cultural. No obstante, la llegada fortuita de algunas especies puede representar una seria amenaza para los intereses humanos. Este es el caso de la introducción del mosquito tigre (*Aedes albopictus*), que puede desempeñar un papel relevante como vector de enfermedades y plaga con una incidencia directa sobre el turismo. Para combatir eficazmente a esta especie es necesario organizar redes de vigilancia y servicios de control que dispongan los recursos humanos y materiales que permitan prevenir y reducir su impacto negativo.

ABSTRACT

Since far-off times, human beings have faced the appearance of invasive exotic species as another consequence of their cultural heritage. However, the chance arrival of some species may represent a serious threat to human interests. This is the case of the appearance of the tiger mosquito (*Aedes albopictus*), which may play an important role as vector of diseases and pest, having a direct effect on tourism. To fight this species efficiently, surveillance networks and control services must be organised and equipped with the human resources and materials that allow this negative impact to be prevented and reduced.

EL MOSQUITO TIGRE (*Aedes Albopictus*): UNA ESPECIE EN EXPANSIÓN. IMPLICACIONES EN SALUD PÚBLICA Y AMBIENTAL

Francisco Cáceres; S. Ruiz y J. C. Gálvez

Servicio de control de mosquitos. Diputación de Huelva
fcaceres@diphuelva.org

RESUMEN

La invasión de especies, subespecies o taxones menores, en áreas biogeográficas que les resultan ajenas es un fenómeno que, en la mayor parte de los casos, ha sido propiciado por la mano del hombre, en ocasiones de forma accidental o en otras intencionadamente, como un componente más de sus prácticas culturales. De cualquier manera, este hecho es una de las principales causas de amenaza para la pérdida de biodiversidad y de deterioro de los ecosistemas, que además puede generar cuantiosos gastos económicos y perjuicios sociales.

En múltiples ocasiones hemos sido advertidos sobre los riesgos de caracterizar o valorar determinadas realidades biológicas bajo una perspectiva exclusivamente antropocéntrica en la que el hombre es principio y fin del orden natural. A pesar de ello, nuestras percepciones y criterios difícilmente pueden eludir el hecho obvio de la identidad humana. Rara vez podemos abstraer de nuestros razonamientos los límites que definen las propias referencias vitales, sobre todo, las que se refieren a la escala de medida del tiempo, o al reconocimiento de lo que nos es propio o extraño. Aún más, la identificación de lo que está bien o lo que nos resulta inconveniente, está supeditada a la dirección que tomen los vientos siempre cambiantes del pensamiento humano. Por ello, en el enjuiciamiento crítico de la historia compartida del hombre y el mundo natural, debemos ser forzosamente indulgentes si el objetivo último ha procurado alcanzar mayores cotas de bienestar para la humanidad. Un claro ejemplo de esta aseveración lo constituye el caso de la introducción de la gambusia en más de 60 países de todo el mundo, como agente de biocontrol para combatir las plagas anofelinas responsables de la lacra palúdica. Aún hoy, casi cien años después, la valoración del impacto que ha tenido este pez larvívoro en la lucha contra los mosquitos vectores de enfermedades o sobre las comunidades de peces autóctonos, lejos de ser concluyente, está sujeta a enconadas controversias (Rupp, 1996).

El caso que nos ocupa, la reciente expansión del mosquito tigre en España, puede resultar muy ilustrativo respecto a las consideraciones que nos plantea la invasión accidental de una especie con claros matices negativos para el hombre y sus intereses. Doscientos años atrás, otro mosquito, *Aedes aegypti* (L.), desembarcó en los puertos ibéricos que comerciaban con ultramar provocando, durante décadas, severas epidemias de fiebre amarilla; entre los años 1800-03, causó más de 60.000 defunciones en Cádiz, Sevilla y Jerez de la Frontera (Nájera, 1935); afortunadamente, no completó con éxito su asentamiento en España (Eritja *et al.*, 2000). Este hecho pone de manifiesto la provisionalidad que en ocasiones puede tener la adscripción de algunas especies al grupo de las invasoras, en determinados contextos geográficos o ecológicos.

Ae. albopictus (Skuse) es un culicido arborícola, originario del sudeste asiático, que ha experimentado en los últimos años una fuerte expansión geográfica, que le ha llevado a colonizar distintos hábitats acuáticos allende sus fronteras originales (subcontinente indio, islas del Índico, China, Corea y Japón), distribuyéndose actualmente por varias regiones biogeográficas entre las que se incluye la mediterránea. Las molestas picaduras que infligen las hembras y el posible riesgo de transmisión de enfermedades, confieren a esta especie peculiaridades que le colocan en el punto de mira de los gestores de plagas, de las administraciones sanitarias y del sector turístico.

Al igual que ocurriera con *Ae. aegypti*, el mosquito tigre se ha servido del comercio marítimo internacional como principal medio de propagación. El mercado de neumáticos usados y la exportación de plantas ornamentales como el bambú de la suerte (*Dracaena* spp.), han contribuido a la expansión de este díptero, que furtivamente ha superado no sólo las fronteras administrativas de muchos países, sino que se ha adaptado a condiciones medioambientales marcadamente distintas a las que se les suponían propias.

Entre las notas más significativas de la biología de este mosquito destaca el hecho de la resistencia de los huevos a la desecación, aspecto éste que contribuye al incremento de la probabilidad de colonización de nuevos hábitats acuáticos. Además, la posibilidad de entrar en estado de diapausa fotoinducida antes de que den comienzo las etapas de vida larvaria, junto con una acreditada plasticidad adaptativa, han hecho posible que esta especie alcance latitudes geográficas con temperaturas y precipitaciones notablemente más bajas a las que caracterizan el área biogeográfica de donde procede. Por si fuera poco, la ocupación de medios acuáticos artificiales y la acentuada preferencia antropófila de las hembras, les confiere un acusado rasgo sinantrópico que magnifica, más si cabe, el potencial papel vectorial de transmisión de enfermedades como puede ser el virus West Nile.

Ante la posibilidad de que en España se pudieran reproducir epidemias como las ocurridas en otros países de nuestro entorno, a finales del año 2000 se elaboró desde el Instituto de Salud Carlos III, un plan estratégico que permitiera salir del estado carencial que evidenciaba nuestro país respecto al conocimiento de las enfermedades víricas transmitidas por artrópodos y roedores. Fruto de ello se creó la Red EVITAR, con el claro objetivo de fomentar aquellas investigaciones que permitieran incrementar los conocimientos de las arbo y robovirosis, aunando esfuerzos desde los campos de la virología, epidemiología y entomología. Respecto a esta última, se estimó conveniente realizar un estudio que abordara, entre otros aspectos, la detección y distribución de *Ae. albopictus* en España.

Poco después, en el verano de 2004 se capturaron, por primera vez, adultos y larvas de *Ae. albopictus*, procedentes de focos de cría de la localidad barcelonesa de Sant Cugat de Vallés (Aranda *et al.*, 2006). Desconocemos en qué momento esta especie llegó a nuestro país; es más, de no existir un reducido, aunque activo, grupo de profesionales relacionados con el control de plagas de mosquitos en España, tal vez habrían pasado varios años hasta que se hubiera detectado la presencia del mosquito tigre en nuestro territorio.

Una vez confirmada su presencia, se necesita mantener campañas de muestreo que permitan obtener información sobre la dispersión geográfica de esta especie y descubrir precozmente la entrada de otras, como *Aedes atropalpus* (Coquillett), u *Ochlerotatus japonicus* (Theobald), que ya han sido capturadas en otros países europeos, y son igualmente importantes por su carácter vectorial (Romi *et al.*, 1997 y Schaffner *et al.*, 2003).

En cuanto a los pronósticos sobre la evolución de ciertos taxones potencialmente invasores, resulta aventurado prever sus respuestas a factores, intrínsecos y extrínsecos, que se expresan localmente de forma muy distinta a como lo hacen en sus hábitats originarios. Las previsiones iniciales que anticipaban la distribución de *Ae. albopictus* basándose en los requerimientos de temperatura y precipitación (Eritja *et al.*, 2005), parecen que se han visto desbordadas con nuevas capturas en zonas que, en teoría, serían inhóspitas para esta especie. Un caso paradigmático es el italiano, en el que desde 1990 hasta la actualidad, *Ae. albopictus* ha colonizado nueve regiones y una treintena de provincias, generando unos gastos para su control estimados en unos 10-15 millones de Euros anuales (Pilani *et al.*, 2004).

En cuanto al manejo de las especies invasoras, los organismos internacionales relacionados con la conservación de la naturaleza, establecen que la estrategia de control más eficaz es la erradicación, siempre y cuando sea ecológicamente viable y posea el respaldo financiero y político para ser completada (UICN, 1999). Con frecuencia dichas premisas no coinciden o están condicionadas por criterios ficticios o cortoplacistas.

Las medidas de control de especies consideradas plagas requieren eventualmente el empleo de biocidas y la disponibilidad de recursos tecnológicos y humanos convenientemente adiestrados y capacitados para tal fin. Así mismo, para la ejecución de esas medidas es necesario establecer los umbrales de daño que marquen las pautas de actuación más adecuadas en función del riesgo sanitario o ambiental, como estrategia de partida para minimizar posibles impactos sobre los medios receptores de los tratamientos, y maximizar la eficacia de los mismos.

La prospección, diagnóstico y cartografiado de los focos de cría, junto con la evaluación de la eficacia de las medidas de control, constituyen aspectos fundamentales para asegurar la gestión adecuada de las especies invasoras, que difícilmente pueden llevarse a cabo en momentos críticos como puede ser la aparición de brotes epidémicos. Con respecto al caso de *Ae. albopictus*, como también en otros que atañen a especies alóctonas de carácter invasor en los que el perfil de organismos plaga es evidente, resulta muy conveniente organizar equipos de trabajo, que de forma coordinada y mantenida en el tiempo, actúen como nodos de una red de vigilancia, capaces de prospectar posibles zonas de cría, determinar la dinámica de las poblaciones, y realizar los tratamientos de control que se estimen necesarios. En este sentido, las administraciones locales de ámbito supramunicipal pueden proporcionar una respuesta muy adecuada, que unida al apoyo de otros estamentos como centros de investigación o universidades, pueden favorecer la transferencia de nuevos conocimientos y tecnologías, promoviendo así, la eficaz distribución de información y experiencias, como uno de los pilares básicos para la prevención reducción del impacto de las especies exóticas invasoras (UICN, 1999 y Aranda *et al.*, 2003).

De todo lo anteriormente expuesto se puede deducir las siguientes reflexiones: 1º, Cuando algo se busca con afán, con frecuencia se suele encontrar; 2º, Las predicciones sobre la evolución ecológica de algunas especies, a menudo, fallan; y 3º, Las medidas de control eficaces no se improvisan.

REFERENCIAS

- Aranda, C.; Eritja, R. y Roiz, D. 2006. First record and establishment of the mosquito *Aedes albopictus* in Spain. *Medical and Veterinary Entomology*, **20**: 150-152
- Aranda, C.; Escosa, R.; Marqués, E. y Tenorio, A. 2003. *Virus West Nile. Revisión, Métodos de Vigilancia y Recomendaciones de Respuesta y Control*. 25 pp. Disponible en <http://www.evitar.retics.net>
- Eritja, R.; Aranda, C.; Padrós, J.; Goula, M.; Lucientes, J.; Escosa, R.; Marqués, E. y Cáceres, F. 2000. An annotated checklist and bibliography of the mosquitoes of Spain (Diptera: Culicidae). *European Mosquito Bulletin*, **8**: 10-18
- Eritja, R.; Escosa, R.; Lucientes, J.; Marqués, E.; Molina, R.; Roiz, D. y Ruiz, S. 2005. Worldwide invasion of vector mosquitoes: present European distribution and challenges for Spain. *Biological Invasions*, **7**: 87-97
- Nájera, L. 1943. Los aedinos españoles y el peligro de la fiebre amarilla. *Graellsia*, **1**: 29-35
- Pilani, R.; Caprioglio, A. y Bellini, R. 2004. Surveillance and prevention in *Aedes albopictus* business: The case of Piedemont region. 3rd. *European Mosquito Control Association*, 6-9 oct, Osijek. 13-14
- Romi, R.; Sabatinelli, G.; Sabelli, L. G.; Raris, M.; Zago, M. y Malatesta, R. 1997. Identification of a North American mosquito species, *Aedes atropalpus* (Diptera: Culicidae), in Italy. *Journal of American Mosquito Control Association*, **13**: 245-246.
- Rupp, H. R. 1996. Adverse assessments of *Gambusia affinis*: An alternative view for mosquito control practitioners. *Journal of American Mosquito Control Association*, **12**: 155-166
- Schaffner, F.; Chouin, S. y Guilloteau, J. 2003. First record of *Ochlerotatus* (Finlaya) *japonicus* (Theobald, 1901) in metropolitan France. *Journal of American Mosquito Control Association*, **19**: 1-5
- UICN (Unión Mundial para la Naturaleza). Especies Invasoras Exóticas. Disponible en: <http://www.iucn.org/themes/pbia/wl/docs/biodiversity>

**EL MOSQUITO TIGRE (*Aedes Albopictus*); UNA ESPECIE EN EXPANSIÓN.
IMPLICACIONES EN SALUD PÚBLICA Y AMBIENTAL**
Francisco Cáceres; S. Ruiz y J. C. Gálvez

2.4

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

LAS POBLACIONES AUTÓCTONAS DE TRUCHA COMÚN EN SIERRA NEVADA

PALABRAS CLAVE

Introgresión, gestión, exóticas, trucha, recuperación.

RESUMEN

La introducción de trucha arco iris y de especímenes foráneos de trucha común procedentes de piscifactoría, han provocado en Sierra Nevada una situación de conflicto con las poblaciones naturales de sus ríos. Desplazamiento y ocupación de hábitat en el primero de los casos, e introgresión genética en el segundo, dificultan la gestión y conservación de las poblaciones autóctonas de trucha común. Se presenta la situación actual de la trucha común en Sierra Nevada, las agresiones que sufren por poblaciones introducidas y las medidas de gestión puestas en marcha para corregirlas.

ABSTRACT

The rainbow trout and other common trout individuals produced in fish farms have caused in Sierra Nevada a conflict situation with the natural populations of its rivers. Displacement and occupation of habitat in the first case, and introgresión genetic in the second, complicate the management and conservation of the indigenous populations of common trout. The present situation of the common trout in Sierra Nevada, the aggressions they suffer because of the introduced populations and the management measures to correct them are presented.

LAS POBLACIONES AUTÓCTONAS DE TRUCHA COMÚN EN SIERRA NEVADA

Francisco Javier Cano-Manuel León

Parque Nacional Sierra Nevada

jcano@oapn.nma.es

INTRODUCCIÓN

La presencia de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) y de especímenes exóticos de trucha común (*Salmo trutta*) en múltiples ríos de Sierra Nevada constituye un hecho que provoca una pérdida singular de la diversidad de este espacio natural. Queda así desvirtuado el hecho de que este macizo montañoso, por sus condiciones climáticas y ecológicas específicas, podría mantenerse al margen de las agresiones provocadas por especie exóticas introducidas. En este caso, la adaptación de esta especie exótica (trucha arco iris) y de las razas centroeuropeas de trucha común a los hábitat acuáticos de Sierra Nevada, ha sido sencillo, al reproducirse condiciones típicas de ríos más septentrionales.

Por acción directa del hombre, las sueltas e introducciones de ejemplares de trucha arco iris provocaron desplazamientos de la trucha común nativa hacia tramos fluviales con aguas más frías, en cota superior. Estas poblaciones autóctonas quedaron confinadas en aquellos tramos fluviales donde la temperatura y oxigenación del agua limitaba la presencia de trucha arco iris. Se consolida de esta forma un primer paso de aislamiento poblacional que ha condicionado la evolución más reciente de estas poblaciones naturales.

Paralelamente se producen sueltas con individuos de trucha común procedentes de piscifactoría. En este caso los desplazamientos y confinamientos en diferentes tramos de los ríos no se produce, pero sí la inmediata hibridación. Estos cruzamientos han provocado una pérdida patente y significativa de los caracteres autóctonos de gran parte de nuestras poblaciones naturales. Todo ello ha sido constatado y ubicado gracias diferentes estudios genéticos.

Aún así, Sierra Nevada cuenta con casi 200 kilómetros de ríos, arroyos y barrancos donde las condiciones son todavía adecuadas para albergar poblaciones autóctonas de trucha común. Partiendo de este dato potencial, se ha realizado un análisis de las distintas poblaciones de salmónidos, introducidas, naturales e híbridas, que pueblan actualmente los cauces de Sierra Nevada, planteándose una estrategia de eliminación de las poblaciones introducidas y de recuperación de tramos con ejemplares propios de esta sierra.

MATERIAL Y MÉTODOS

En el ámbito de este trabajo, se han analizado las poblaciones de salmónidos existentes en 31 ríos (incluidos tributarios de éstos) del macizo montañoso de Sierra Nevada. El sistema de rastreo y análisis de las poblaciones de trucha se ha realizado siguiendo un esquema metodológico basado en la identificación y caracterización del hábitat por tramos de río, ubicando las estaciones de muestreo en diferentes "tramos patrón" seleccionados. Para la caracterización de estos tramos se han analizado las condiciones físico-químicas del agua y calculado diversos índices. Posteriormente se han evaluado las poblaciones de trucha a través de capturas mediante la técnica de pasadas sucesivas utilizando pescador eléctrico.

Paralelamente se ha llevado a cabo la recopilación de la información existente, básicamente la aportada en el trabajo realizado en 1.998 por la Consejería de Medio Ambiente denominado Ordenación fluvial de las aguas trucheras de la Comunidad Autónoma de Andalucía.

GENÉTICA

Para la comprobación de la pureza genética de la trucha común se capturaron un máximo de treinta ejemplares por cada curso de agua muestreado (verano 2003). Se realizó con el objetivo de que fuera lo más representativa del río muestreado, repartiendo las estaciones de muestreo a lo largo del cauce. Este hecho facilitó también comprobar el estado de las poblaciones en relación a la altura (factor natural), constatándose cualitativamente la ausencia de trucha a partir de los dos mil metros aproximadamente.

RESULTADOS

De datos históricos recogidos se constata la presencia histórica de trucha común en todos tramos de alta y media montaña de Sierra Nevada. La situación actual de los distintos ríos y tramos queda resumida en las siguientes Tablas 1, 2, 3 y 4.

La introducción de salmónidos exóticos (trucha arco iris) y de especímenes de trucha común procedentes de piscifactoría está datada en gran parte según el trabajo de revisión realizado en los archivos de la Delegación Provincial de Medio Ambiente. En la Tabla 5, se recogen los datos disponibles de sueltas realizadas bajo control o autorizadas por la Administración.

Tabla 1. Ríos área Poniente Sierra Nevada

Río	Término Municipal	Especie
Dílar	Dílar	T. Común
Monachil	Monachil	T. Común
Genil	Güejar-Sierra	T. Común
Maitena	Güejar-Sierra	T. Común
Barranco	Güejar-Sierra	T. Común
San Juan	Nigüelas	T. Común
Torrente	Nigüelas	T. Común

Tabla 2. Ríos área Marquesado Sierra Nevada

Río	Término Municipal	Especie
Río del Barrio	Lanteira	T. Arco iris
Río del Pueblo	Monachil	T. Arco iris
Alhama de Lugros	Güejar-Sierra	No se detecta
Alhori	Jeréz del Marquesado	T. Común tramo 2º T. Arco iris en el tramo
Alcázar	Jeréz del Marquesado	T. Común tramo 2º T. Arco iris tramo 1º
Benabre y Benajar	Aldeire	T. Arco iris
Dólar	Dólar	T. Arco iris
Hueneja	Hueneja	T. Arco iris
R. Nacimiento	Fiñana	T. Arco iris Poblaciones estables

LAS POBLACIONES AUTÓCTONAS DE TRUCHA COMÚN EN SIERRA NEVADA. Francisco Javier Cano-Manuel León

Tabla 3. Ríos área Alpujarra Occidental Sierra Nevada

Río	Término Municipal	Especie
Mecina	Alpujarra de la Sierra	T. Común
Lanjarón	Lanjarón	T. Común
Válor	Válor	T. Común y T. Arco iris
Chico	Soportújar Cañar	T. Común
Grande y Chico de los Bérchules	Bérchules	T. Común y T. Arco iris
Laroles	Nevada	T. Arcoiris y común de repoblación
Poqueira	Capileira y Bubión	T. Común
Trevélez	Trevélez	T. Común

Tabla 4. Ríos área Alpujarra Oriental Sierra Nevada

Río	Término Municipal	Especie
Nechite	Válor	T. Común
Bayarcal	Bayarcal	T. Común
Paterna del Río	Paterna del Río	T. Común (tramo alto) T. Arcoiris
Andarax	Láujar de Andarax	T. Común
Ohanes	Ohanes	T. Arco iris

TABLA 5. Datos de repoblaciones, archivos de la Administración ambiental

DILAR	Se soltaron truchas comunes de Río Frío procedentes de Italia y Alemania; no se adaptaron
GENIL	Se soltaron truchas comunes de Río Frío procedentes de Italia y Alemania; no se adaptaron
MAITENA	No se han realizado repoblaciones
MONACHIL	Todas las truchas son procedentes de Pisc. Río Frío.
TORRENTE	Se repobló con alevines procedentes de Cazorla con un tamaño de 10-12 cm
SANJUAN	No se han realizado repoblaciones
DÚRCAL	Se repobló con ejemplares procedentes de Pisc. Río Frío y Cazorla
DEL PUEBLO	Repoblaciones de hace 20 años. Posteriormente sueltas de trucha común procedente de Río Frío
BARRIO	Repoblaciones de hace 20 años. Posteriormente sueltas de trucha común procedente de Río Frío
ALHAMA	Se repobló hace 20 años con trucha arco iris. Desaparecida
ALHORI	Se repobló hace 20 años con trucha arco iris
ALCAZAR	Se repobló hace 20 años con trucha arco iris
ABRUCENA	Se repobló hace 20 años con t. arco iris. Posteriormente sueltas de trucha común procedente de Río Frío
BENABRE	Se repobló hace 20 años con t. arco iris. Posteriormente sueltas de trucha común procedente de Río Frío
BENEJAR	Se repobló hace 20 años con t. arco iris. Posteriormente sueltas de trucha común procedente de Río Frío
DÓLAR	Se repobló hace 20 años con t. arco iris. Posteriormente sueltas de trucha común procedente de Río Frío
HUÉNEJA	Se repobló hace 20 años con t. arco iris. Posteriormente sueltas de trucha común procedente de Río Frío
FIÑANA	Se repobló hace 20 años con t. arco iris. Posteriormente sueltas de trucha común procedente de Río Frío
MECINA	No se han realizado repoblaciones
LANJARON	No se han realizado repoblaciones
VALOR	Repoblaciones con trucha arco iris procedente de Río Frío
CHICO SOPORT	No se han realizado repoblaciones
GRANDE BÉRCH	No se han realizado repoblaciones
CHICO BÉRCH	No se han realizado repoblaciones
LAROLES	Repoblaciones con trucha arco iris procedente de Río Frío
POQUEIRA	No se han realizado repoblaciones
TREVÉLEZ	Repoblaciones con trucha común procedente de huevos de Centro Europa
NECHITE	No se han realizado repoblaciones
ANCHUELO BAYÁR	Repoblaciones con trucha común procedente del río Andarax.
PATERNA DEL RIO	No hay datos
ANDARAX	Repoblaciones de trucha común de procedencia desconocida
OHANES	No hay datos

Con el análisis de la situación, y recopilados los análisis genéticos realizados dentro del ya referido estudio de Ordenación fluvial de las aguas trucheras de la Comunidad Autónoma de Andalucía, de los ríos Genil, Dílar, Maitena, San Juan, Trevélez, Andarax y Lanjarón, se procedió a completar la genética de las poblaciones de aquellos ríos dónde aparecía trucha común, y no había constancia fehaciente de repoblaciones o sueltas con ejemplares de piscifactoría. Los resultados se presentan en la Tabla 6.

La Tabla 7 recoge los resultados de las poblaciones analizadas en 1.998 por la Consejería de Medio Ambiente.

TABLA 6. Niveles de introgresión de poblaciones de trucha común (2002)

ANÁLISIS GENÉTICOS POBLACIONES TRUCHA Sierra Nevada CSIC (MUSEO NACIONAL DE CIENCIAS NATURALES) Annie Machordom, 2002		
	Grado de introgresión en %	
	Nuclear	Mitocondrial
Chico (Soportújar)	29,31	66,67
Torrente	31,03	8,33
Poqueira	51,67	66,67
Alhorí	50,00	72,27
Chico (Bérchules)	60,00	0,00
Grande (Bérchules)	3,33	3,45
Mecina	100,00	100,00
Anchuelo B.	100,00	100,00

TABLA 7. Niveles de introgresión de poblaciones de trucha común (1998)

ANÁLISIS GENÉTICOS POBLACIONES TRUCHA Sierra Nevada Consejería de Medio Ambiente, 1998		
	Grado de introgresión en %	
	Nuclear	Mitocondrial
San Juan	No analiz.	0,00
Maitena	No analiz.	0,00
Genil	No analiz.	0,00
Dílar	No analiz.	0,00
Lanjarón	No analiz.	75,00
Trevélez	No analiz.	33,00
Andaraz	No analiz.	0,00

DISCUSIÓN: PROPUESTAS DE GESTIÓN

La viabilidad de las poblaciones naturales de trucha común existentes en los ríos de Sierra Nevada es algo que no resulta sencillo de gestionar. Ello se debe a un motivo fundamental, y es que se trata siempre de poblaciones aisladas, reducidas a escasos tramos de río y desconectadas de otras poblaciones de su misma cuenca.

Obstáculos, tramos desecados, embalses y acequias han contribuido al aislamiento de estas poblaciones naturales, que podríamos calificar de relicticas y con alta carga endogámica. La introducción de especímenes foráneos de trucha común ha contribuido, si cabe aún más, al confinamiento genético

de poblaciones próximas. Así pues, la eliminación o permeabilización de barreras no es suficiente para corregir el aislamiento de estas subpoblaciones naturales, y se hace necesario intervenir sobre las poblaciones introducidas que circundan a éstas.

Resulta evidente que poblaciones autóctonas de trucha común, como pueden ser las de cabecera de los ríos Dílar o Genil, hay que conservarlas en su estado actual, pero asumiendo el riesgo de que la capacidad de respuesta ante cualquier epizootia o cambio en las condiciones del medio (calentamiento por cambio climático principalmente) va a provocar idéntica respuesta en todos los individuos. Estas poblaciones nativas aisladas de trucha son extremadamente FRÁGILES Y SENSIBLES.

La gestión en el caso de ríos con poblaciones autóctonas de trucha común.

Como son los tramos altos de los ríos Genil, Dílar, Laujar, los tributarios del primero, ríos Maitena y San Juan, y como se ha expuesto en este trabajo, también los tramos de cabecera del río Grande de Bérchules, precisan una gestión de estricta conservación, con vigilancia y garantía de caudales circulantes, eliminación de obstáculos y evitando la pesca extractiva (ya consolidada en Orden de Vedas 2005).

En todos los casos, la garantía última de conservación precisa de la intercomunicación de poblaciones dentro de sus respectivas cuencas hidrográficas, incorporando así nuevos hábitats y nuevo material genético. Hoy en día resulta prácticamente imposible reproducir este escenario, aunque sí es viable intercambiar material genético de estos ríos para la creación de nuevas poblaciones.

Los ríos con poblaciones híbridas de trucha común, introgresadas en distintos niveles, exigen una gestión específica y diferente para cada caso.

Más que el nivel de introgresión, es importante conocer si existe algún carácter específico que es necesario conservar. Ello orientará la gestión que vamos a aplicar. Así, las truchas del río Torrente, además de presentar unos niveles bajos de hibridación, tanto a nivel nuclear como mitocondrial, se han detectado una serie de alelos propios, por lo que debe ser tratada como una población cuasi autóctona, evitando nuevas repoblaciones y extracción de ejemplares.

Las truchas del río Chico de Bérchules, donde no se ha detectado introgresión mitocondrial, aunque sí a nivel nuclear, deben tener también un tratamiento similar al de población autóctona. Conservación, no extracción y tampoco nuevas repoblaciones. La mejora de hábitat y la expansión de esta población favorecerá la transmisión generacional del paquete genético mitocondrial nativo (se transmite en bloque por vía materna), mientras que el marcador nuclear alóctono se irá reduciendo generación tras generación.

La población de truchas del río Chico de Soportujar presenta unos niveles de introgresión medio-altos. Sin embargo, además de haberse identificado varios alelos propios, aparece un haplotipo característico de poblaciones mediterráneas (sólo se ha detectado en este río en Sierra Nevada). En este caso, se considera prudente aplicar una gestión de conservación similar al caso anterior, aun conociendo la alta proporción de caracteres genéticos procedentes de trucha centroeuropea.

Otras poblaciones con niveles de introgresión media o alta, como son las de los ríos Poqueira, Trevélez o Alhorí, precisan una gestión más dilatada en el tiempo. Todas ellas presentan algún carácter propio, y aunque las poblaciones autóctonas primitivas son difíciles de recuperar, se plantea una gestión basada en la conservación y mejora genética de la población existente. Para ello resulta básico el mantenimiento de caudales, de calidad del ecosistema, proponiéndose repoblaciones sistemáticas con especímenes

autóctonos de poblaciones genéticamente próximas, respetando la procedencia a nivel de cuenca (Guadalquivir o Mediterránea), y evitando cualquier tipo de extracción en los tramos repoblados.

Esta estrategia permitirá recuperar, o incorporar gran parte, de los caracteres autóctonos a las poblaciones existentes, al tiempo que garantiza una mayor estabilidad y respuesta ante factores cambiantes.

La gestión en tramos de ríos con trucha arco iris.

Exige una vigilancia administrativa que evite nuevas sueltas. En aquellos tramos confinados, dónde es viable su eliminación, la extracción será completa por tramos y se procederá a la creación de nuevas poblaciones con material genético seleccionado. En este sentido se opta por una gestión enfocada a conseguir un óptimo de persistencia de estas nuevas poblaciones. Por ello, no se plantea "clonar" ninguna de las poblaciones nativas conocidas, sino usar combinaciones de individuos procedentes de, al menos, 2 ó 3 procedencias seleccionadas. Estas traslocaciones mixtas de individuos que configurarán poblaciones nuevas (se prevé cuenten con más fortaleza y estabilidad que las de procedencia) se instalarán en aquellos tramos en dónde fueron eliminadas por la introducción de exóticas.

Los métodos de trabajo en este sentido ya han sido ensayados y la técnica puesta a punto. El sistema de pasadas sucesivas con pescador eléctrico para la extracción y censo de individuos, ha sido empleado con este fin en la práctica totalidad de los ríos del espacio natural, habiéndose comprobado su eficacia. Los sistemas de repoblación con jaramugos procedentes de cría en cautividad, también han sido ensayados con éxito en Sierra Nevada, al igual que la traslocación de ejemplares maduros.

En ríos con poblaciones de trucha común de piscifactoría o con muy alta introgresión genética

Como son los ríos Anchuelo de Bayarcal, o Mecina, entre otros, se plantea una gestión similar a aquellos con trucha arco iris. Estos mismos criterios se contemplan para la repoblación de aquellos tramos que se encuentren en condiciones de albergar poblaciones de trucha, y que por motivos antrópicos han desaparecido, como es el caso del río Alhama de Lugros.

Sierra Nevada dispone de las instalaciones, personal y criterios de gestión para abordar la recuperación de la trucha común, habiéndose iniciado trabajos de este tipo en los ríos San Juan, Genil y Laujar (reforzamientos poblacionales y sustitución de arco iris), previéndose iniciar en 2005 la repoblación de cabecera del río Alhama de Lugros, constituyendo todo ello un ejemplo específico de conservación de la trucha común y de lucha frente a especies exóticas introducidas.

REFERENCIAS

Consejería de Medio Ambiente. 1998. *Ordenación fluvial en las aguas trucheras de la Comunidad Autónoma.*

Cano-Manuel F. J. 2001. *Proyecto de Restauración ríos y riberas en el Parque Nacional Sierra Nevada.*

Tragsa. 2001. *Neva 2-Control y seguimiento de la trucha común en los cauces del Parque Nacional de Sierra Nevada.*

Machordom A. 2002. Análisis genéticos de poblaciones de trucha común. Informe interno ref. 71375. *Proyecto de Restauración ríos y riberas en el Parque Nacional Sierra Nevada.*

Pérez J. A. 2003. *Proyecto de Restauración de hábitat piscícola en el Parque Nacional de Sierra Nevada.*

2.5

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

HORMIGAS EXÓTICAS INVASORAS: EL CASO DE LA HORMIGA ARGENTINA

PALABRAS CLAVE

Hormigas invasoras, hormiga argentina (*Linepithema humile*), Parque Nacional de Doñana.

RESUMEN

Entre las especies de hormigas exóticas citadas en la península ibérica, la hormiga argentina (*Linepithema humile*) es la invasora más exitosa, ocasionando perturbaciones de diferentes tipos, tanto al medio humanizado, como al natural. Su principal fuerza, la constituye las grandes colonias que forma, con millares de individuos, además de su carácter agresivo. En el Parque Nacional de Doñana, se han encontrado varios puntos fuertemente infestados por esta especie, tanto en lugares próximos a viviendas humanas como en otros en el medio natural. En este área se ha demostrado cómo excluyen al resto de especies de formícidos y, por lo tanto, cómo crean alteraciones al ecosistema desde su base. Hasta el momento no se han probado métodos de control y/o erradicación eficaces contra esta especie en zonas como dicho espacio protegido.

ABSTRACT

The exotic Argentine ant *Linepithema humile* is the strongest invasive ant species in the Iberian Peninsula. It is well adapted to urbanized areas, where it behaves as a pest, but also it poses a serious threat to native wildlife by upsetting food webs. They are especially formidable due to their aggressive behavior and the enormous size of their colonies, which can extinguish other species colonies. Various infested zones have been found in Doñana National Park, where it displaces native ant species. Nowadays, there is no effective control system for this invasive species, in protected areas.

HORMIGAS EXÓTICAS INVASORAS: EL CASO DE LA HORMIGA ARGENTINA

Soledad Carpintero Ortega¹ y J. Reyes López²

Universidad Pablo de Olavide (Sevilla)¹ – Universidad de Córdoba²

scarort@upo.es¹ – joaquin@uco.es²

INTRODUCCIÓN

En la península ibérica se han encontrado al menos trece especies de hormigas no nativas. De estas, dos de ellas se consideran invasoras: *Lasius neglectus* y *Linepithema humile* (hormiga argentina) (Espadaler y Collingwood, 2000).

La hormiga argentina es, de las invasoras, la especie más extendida en la península y la que, hasta el momento, mayores problemas ha ocasionado. Su distribución actual es mundial, especialmente en zonas de clima tipo-mediterráneo. Las primeras fechas de detección, fuera de su lugar de origen, en Sudamérica, son de finales del siglo XIX. En España, las primeras citas datan de principios del siglo XX, aludiendo a su carácter de plaga agrícola, ya que la hormiga argentina, aunque omnívora, tiene tendencia a alimentarse de la rica secreción de pulgones y cochinillas. Estas especies son las que en realidad constituyen las plagas al alimentarse de la savia de las plantas, pero esto es gracias al crecimiento que alcanzan sus colonias por la eficaz defensa que la hormiga argentina les proporciona frente a sus depredadores (Font de Mora, 1923; García Mercet, 1923; Hölldobler y Wilson, 1990; Williams, 1994).

Para su reconocimiento hay que indicar que se trata de una especie con individuos relativamente pequeños (2,2-2,6 mm las obreras y 4,5-5 mm las reinas), pero fácilmente localizable e identificable por su color marrón-caramelo y las grandes colonias que forma.

CÓMO AFECTA AL MEDIO: FAUNA Y FLORA

Los perjuicios que ocasiona se agrupan en dos categorías:

Plaga en lugares humanizados: esta especie se conoce principalmente por su carácter de plaga doméstica (sobre todo atacando despensas) y también como problema sanitario, al haberse detectado

que actúa como vector de microorganismos patógenos en hospitales. Por otro lado, en huertas y cultivos han producido importantes pérdidas económicas (Newell y Barber, 1913).

Plaga en medios naturales: la hormiga argentina altera de forma importante las comunidades de los lugares que coloniza. Posiblemente, las más afectadas son las otras hormigas, ya que, en general, desplaza a todas las especies. Pero igualmente afecta al resto de la comunidad de invertebrados y a muchos vertebrados, entre los que se incluyen aves nidificantes. Los efectos sobre la flora se producen a distintos niveles: por un lado, por la relación que establecen con pulgones y cochinillas, y por otro por molestar, y hasta eliminar, a polinizadores y dispersores de semillas (Newell y Barber, 1913; Williams, 1994; Delibes, 1997; Delibes, 2001).

En cuanto al desplazamiento de las especies de hormigas nativas, hay que considerar que la comunidad de formícidos tiene un importante papel en el funcionamiento de los ecosistemas, en primer lugar por la elevada biomasa de hormigas que se suele alcanzar (en algunos bosques tropicales, pastizales... se ha calculado que más del 10% de la biomasa animal total lo constituyen las hormigas); en segundo lugar, por los diferentes papeles que cumplen como: dispersoras de semillas; polinizadoras; depredadoras principales de otros invertebrados; alimento de una gran variedad de invertebrados, anfibios, reptiles y aves; alterando el medio físico, ya que mueven grandes cantidades de tierra; enriqueciendo los suelos en nutrientes, etcétera (Hölldobler y Wilson, 1990).

CAUSAS DE ÉXITO DE LA HORMIGA ARGENTINA

Muchas de las causas del éxito de la hormiga argentina las comparte con otras especies invasoras, como son: la ausencia de parásitos y depredadores de su área original, ser poco estricta en sus requerimientos de alimentación y nidificación o tener un carácter agresivo. Pero posiblemente la clave de su éxito se centre en las grandes unicolonias que constituye. Sus nidos constan de un gran número de reinas fecundas, capaces de poner un elevado número de huevos. Además, fuera de su área de origen, la hormiga argentina pierde la agresividad intraespecífica, por lo que cuando dos colonias se encuentran, en lugar de competir unen sus fuerzas, formando enormes sociedades unicoloniales. Por otro lado, la hormiga argentina muestra un eficaz sistema de comunicación hormonal, de manera que cuando una obrera encuentra una fuente de alimento, o algún enemigo, recluta de forma rápida a numerosos congéneres (reclutamiento en masa). Tanto es así, que se está analizando su formación de pistas tróficas para hacer modelos que optimicen las rutas en Internet (Hölldobler y Wilson, 1990; Human y Gordon, 1996; Suarez *et al.*, 1998; Holway, 1999; Bonabeau y Théraulaz, 2000).

El principal freno a su expansión, es la ausencia de vuelos nupciales. Las hembras fértiles se aparean con los machos en los nidos y sólo se dispersan por gemación, es decir, cuando un grupo de obreras acompañadas por una o varias reinas se alejan en búsqueda de nuevos territorios. Siendo así, el principal agente para la dispersión de la hormiga argentina es el hombre al transportar alimentos o diversos objetos infestados (maderas, ladrillos, ropas...) (Williams, 1994).

SITUACIÓN DE LA ESPECIE EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA

En el Parque Nacional de Doñana, se encontraron varios puntos infestados por hormiga argentina, por lo que se consideró de gran interés llevar a cabo una serie de estudios en los que se pusieran de manifiesto el alcance del problema: distribución de la especie por el Parque, características de los hábitats que ocupa y su relación con las especies nativas de formícidos (Carpintero, 2001).

Así, se han localizado hormigas argentinas principalmente en zonas humanizadas (centros de recepción de visitantes, casas de guardas...), ya que, como se indico antes, el hombre es su principal agente de dispersión, aunque también se han introducido en ambientes relativamente alejados de la influencia directa humana. Las poblaciones de hormiga argentina suelen iniciar su colonización como plaga doméstica. Aquí crecen de forma rápida y van introduciéndose en el terreno, hasta que se estabilizan cuando se ven limitadas por las condiciones desfavorables del medio. De cualquier manera, también se han observado en algunos puntos bastante alejados de edificios, como en alcornoques aislados en el medio natural, a los que posiblemente han llegado en alimentos infestados transportados por aves rapaces. En realidad, las continuas relaciones que se establecen entre el medio humanizado y el natural, tanto por los animales que acuden a alimentarse a los vertederos (milanos, zorros...), como por los numerosos visitantes, investigadores y guardas que patrullan el terreno, inducen a preguntarse si quedará alguna zona del Parque Nacional fuera de la influencia de esta hormiga (Carpintero, 2003, Carpintero *et al.*, 2003; Carpintero *et al.*, 2005).

A medida que la población de hormiga argentina va creciendo, va desplazando o eliminando en el Parque Nacional a las especies nativas de formicidos, tanto las terrícolas como las arborícolas. La hormiga argentina altera la densidad y también el comportamiento de las otras especies en mayor o menor medida según su categoría en la jerarquía de dominancia. De esta manera, eliminan en primer lugar a las especies dominantes (aquellas agresivas, territoriales...) y toleran algún tiempo más a las especies subordinadas (de comportamiento cauteloso, pequeñas colonias...), como la endémica *Cataglyphis floricola*, aunque su desaparición de lugares infestados es sólo cuestión de tiempo (Carpintero, 1995; Carpintero, 2003). En distintos experimentos se encontró cómo la hormiga argentina es capaz de desplazar o eliminar a las especies nativas gracias a fenómenos de competencia, tanto por explotación (por ejemplo siendo muy tolerante a los cambios de temperatura), como por interferencia, mostrándose muy agresiva y poseyendo un elevado contingente de obreras, clave para su dominancia (Human y Gordon, 1996; Holway, 1999; Carpintero, 2001).

POSIBLES MEDIDAS DE CONTROL

Hasta el momento, la lucha contra esta especie en Doñana, se ha limitado a unos infructuosos ataques como plaga doméstica, bien con insecticidas tradicionales, o pretendiendo dejar algunos alimentos u otros objetos fuera de su alcance, rodeándolos con agua. Esta estrategia sirvió para bautizarlas como "Hormigas Jesucristo", dada su habilidad para cruzar sobre el agua una vez que, tras un corto periodo de tiempo, se forma sobre la superficie una inapreciable capa de polvo, suficiente para aguantar su liviano peso.

Aunque sólo el tiempo tiene la clave del alcance de esta plaga, sabiendo lo que ha sucedido con otras especies invasoras, sería conveniente adoptar medidas preventivas para impedir su avance. Las estrategias para limitar la invasión de especies introducidas en espacios protegidos han de incluir: conocimiento exhaustivo de la especie, control para evitar en lo posible su introducción, detección rápida de zonas infectadas, planear y ejecutar programas de erradicación, o al menos de control, reducción del área potencial de invasión (por ejemplo, minimizando las áreas alteradas por apertura de nuevos caminos), y perturbaciones mínimas en las zonas naturales (Macdonald, 1990; Williams, 1994).

REFERENCIAS

- Bonabeau, E. y Théraulaz, G. 2000. Enjambres inteligentes. *Investigación y Ciencia*, 16-23.
- Carpintero, S. 1995. *Cataglyphis floricola*, una nueva especie de hormiga descubierta en Doñana. *Quercus*, 38-39.
- Carpintero, S. 2001. Repercusión de la hormiga argentina (*Linepithema humile*) en el Parque Nacional de Doñana. Libro electrónico, Servicio de Publicaciones, Universidad de Córdoba.
- Carpintero, S. 2003. Distribution of the invasive Argentine ant (*Linepithema humile*) in Doñana National Park (Spain) and displacement of native ant species. *Ecologia Mediterranea*, **29** (2): 249-258.
- Carpintero, S., Reyes, L. y Arias de Reyna, L. 2003. Impact of human dwellings on the distribution of the exotic Argentine ant: a case study in the Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, **115**: 279-289.
- Carpintero, S., Reyes-López, J. y Arias de Reyna, L. 2005. Impact of Argentine ants (*Linepithema humile*) on an arboreal ant community in Donana National Park, Spain. *Biodiversity and Conservation*, **14**: 151-163.
- Delibes, M. 1997. Peligrosas hormigas. Trofeo, abril 1997, pp 94.
- Delibes, M. 2001. Vida. La naturaleza en peligro. Ed. Temas de Hoy, S. A., (T. H.), Madrid, 317.
- Espadaler, X. y Collingwood, C. A. 2000. Transferred ants in the Iberian Peninsula (Hymenoptera, Formicidae). *Nouvelle Revue d' Entomologie*, **17**: 257-63.
- Font de Mora, R. 1923. Sobre la presencia de la hormiga argentina (*Iridomyrmex humilis*) en Valencia. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **23**: 77-78.
- García Mercet, R. 1923. Sobre la *Icerya purchasi* y la hormiga argentina. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **23**: 14-15.
- Hölldobler, B. y Wilson, E. O. 1990. *The ants*. Springer-Verlag, Berlin, 732 pp.
- Holway, D. A. 1999. Competitive mechanisms underlying the displacement of native ants by the invasive Argentine ant. *Ecology*, **80** (1): 238-251.
- Human, K. G. y Gordon, D. M. 1996. Exploitation and interference competition between the invasive Argentine ant, *Linepithema humile*, and native ant species. *Oecologia*, **105**: 405-412.
- Macdonald, I. A. W. 1990. Strategies for limiting the invasion of protected areas by introduced organisms. *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard.*, **32**: 189-199.
- Newell, W. y Barber, T. C. 1913. The Argentine ant. *Bulletin Bureau of Entomology, U. S. Department of Agriculture*, **122**: 1-98.
- Suarez, A.V., Bolger, D.T. y Case, T. J. 1998. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal Southern California. *Ecology*, **79** (6): 2041-2056.
- Williams, D. F. 1994 [ed.]. *Exotic ants. Biology, impact, and control of introduced species*. Westview Press, Oxford, 332 pp.

HORMIGAS EXÓTICAS INVASORAS: EL CASO DE LA HORMIGA ARGENTINA.
Soledad Carpintero Ortega- J. Reyes López

2.6

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

ESPECIES VEGETALES INVASORAS EN ANDALUCÍA

PALABRAS CLAVE

Flora alóctona, invasión, Andalucía, distribución, proceso.

RESUMEN

En Andalucía existen alrededor de 300 especies vegetales que han sido introducidas por diferentes vías, de las cuales 180 se encuentran naturalizadas, ya sea en espacios naturales, seminaturales, o artificiales. En este artículo se describen brevemente aspectos de la biología e impacto en los ecosistemas y los aspectos relacionados con la gestión de algunas especies con comportamiento invasor constatado en Espacios Naturales andaluces como *Carpobrotus edulis* (L.) N. E. Br. (in E. Phillips) y *Opuntia* spp. en ecosistemas litorales, *Cortaderia selloana* (Schult. y Schult.f.) Asch. y Graebn. y *Azolla filiculoides* Lam. en zonas húmedas.

ABSTRACT

There are around 300 species than have been introduced in Andalusia through different routes (gardening, reforestation, agricultural practices, etc.); 180 of them are naturalized. In this article, several aspects such as autoecology, distribution in Andalusia, interferences on ecosystems and some aspects related to the active management of some of the main invasive species as *Carpobrotus edulis* and *Opuntia* spp. in coastal ecosystems, *Cortaderia selloana* and *Azolla filiculoides* in wetlands are described.

ESPECIES VEGETALES INVASORAS EN ANDALUCÍA

Elías D. Dana

Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras

Consejería de Medio Ambiente

edana@egmasa.es

INTRODUCCIÓN

En Andalucía, son más de 300 las especies vegetales alóctonas presentes que han sido introducidas por diferentes vías, voluntaria o involuntariamente (Dana *et al.*, 2005). De éstas, 180 se encuentran naturalizadas en mayor o menor medida, formando poblaciones tanto en sistemas antropizados o artificiales como naturales. Si bien la mayor parte de las invasiones de plantas se producen en espacios artificiales o intensamente modificados por el ser humano, los casos de invasiones en el medio natural, aunque menores en número adquieren una especial relevancia por las implicaciones que se derivan para la conservación de los hábitats, de los ecosistemas y de sus componentes biológicos. Estos últimos pueden ser alcanzados de forma directa por las especies invasoras o bien pueden llegar a ellos procedentes de los espacios antropizados circundantes. Habida cuenta de las publicaciones que se recogen en el presente volumen y que se han dedicado a situar el contexto ibérico y andaluz en el marco global, y, especialmente, teniendo en consideración otras obras más amplias previas donde ya se recogen buena parte de estas ideas (Dana *et al.*, 2005; Sanz-Elorza *et al.*, 2005; Sanz-Elorza *et al.*, 2004; Dana *et al.*, 2003), así como otras más parciales o específicas donde se abordan cuestiones puntuales (por ejemplo, Dana y Domingo 2006; Dana y Vivas 2006) resulta seguramente poco necesario recalcar que Andalucía no es una excepción al proceso generalizado de intercambio de organismos entre regiones geográficas. Por ello, nos centraremos en esta ocasión en presentar una serie de cuestiones relevantes relativas a la presencia, impacto y gestión de ciertas especies de plantas alóctonas que cuentan con un especial interés para la conservación de la diversidad biológica en Andalucía. Debe indicarse que no se ha hecho un esfuerzo extra por parte del autor, en utilizar exclusivamente una terminología científica sino que se han incluido conceptos que permitan al lector que no pertenezca al ámbito científico mantener el hilo de comprensión de todo el texto. No obstante, se ha evitado en todo momento la tergiversación de los términos y de su significado para mantener un cierto rigor técnico que pueda ser considerado aceptable dada la intencionalidad de la obra.

EL MEDIO LITORAL Y SUBLITORIAL

Sin duda, y a pesar de posibles excepciones locales (como *Galenia secunda* (L. fil.) Sond. in Harv. y Sond., peligrosa aizoácea con una rápida tasa de expansión demográfica, presente en la costa gaditana), dos de las especies con más importancia (por la extensión y/o el impacto) en espacios naturales de Andalucía son, la uña de gato o uña de león (*Carpobrotus edulis* (L.) N. E. Br.) seguida a una cierta distancia por la chumbera de higos tintos o chumbera brava (*Opuntia dillenii* (Ker Gawl.) Haw.). La primera se ha constatado como especie invasora en diversas zonas localizadas a lo largo del litoral andaluz (Almería, Málaga, Cádiz, Huelva), mientras que la presencia de la segunda se circunscribe básicamente a los arenales estabilizados de las provincias de Cádiz y Huelva, principalmente en el dominio del sabinar y retamar costero.

La uña de gato o de león: dunas móviles inmóviles.

Bajo este nombre (*Carpobrotus edulis* (L.) N. E. Br.) se agrupa un conjunto de diversas variedades o expresiones morfológicas (muchas veces sin rango taxonómico cierto o sólido) de una misma especie de origen sudafricano que se manifiesta con diferentes y vistosos colores en la floración (Fotos 1 y 2) y que es empleada como ornamental y en la fijación de taludes. Por otro lado, diversas ramas de la Administración local, regional y nacional, han sido responsables directos, especialmente en épocas pasadas, del uso de esta especie en el medio natural. Mayoritariamente se ha empleado para la fijación de dunas móviles que generaban problemas al mantenimiento de infraestructuras públicas.

Tanto en su región de origen como en las de nueva introducción, los hábitats invadidos son fundamentalmente dunas móviles secundarias (en el dominio de las formaciones de *Ammophila arenaria* (L.) Link) y arenas estabilizadas por vegetación de mayor porte (enebrales, sabinares, retamares, etc.) donde además son frecuentes las repoblaciones con pino piñonero. Los efectos de la presencia de esta especie en las comunidades vegetales afectadas son diversos: por un lado, existe un proceso obvio de competencia por el espacio, durante la etapa de crecimiento más activo (primavera), los estolones avanzan claramente por encima de los individuos vecinos, en ocasiones causando la fragmentación de los órganos vegetativos (Foto 3). Por otro, favorece la adición de materia orgánica (modificando así el contenido nutricional de suelos esencialmente pobres en nutrientes como son las arenas litorales) y finalmente, de acuerdo con las últimas publicaciones, puede producir interferencias en la polinización de especies autóctonas vecinas tanto incrementando como disminuyendo la frecuencia de visitas a ciertas especies, dependiendo de los taxones implicados y de las condiciones locales y temporales. Entre las especies autóctonas afectadas más frecuentemente se encuentran taxones de gran importancia en los procesos ecológicos ligados a los sistemas dunares como *Ammophila arenaria* (L.) Link, *Armeria pungens* (Link) Hoffmanns. y Link, *Helichrysum* spp., *Lotus creticus* L., *Medicago marina* L., *Malcolmia littorea* (L.) R. Br., *Pancratium maritimum* L., etc.

A pesar de que se han ensayado diversos métodos de control de esta especie fundamentalmente basados en la aplicación de herbicidas, el método más eficaz y menos impactante (aunque económicamente costoso) se basa en algo tan sencillo como la retirada manual de los estolones completos (suele ser necesario escarbar en la superficie para retirarlos enteros). Sin embargo, para que el control sea efectivo es necesario realizar visitas a la zona de actuación cada seis meses aproximadamente a fin de mantener un seguimiento de la evolución de posibles rebrotes y nuevas germinaciones del banco de semillas. Las tareas de repaso deben realizarse cuando las plantas hayan alcanzado unos 10-25 cm de tamaño, ya que es cuando pueden ser más fácilmente detectables y reconocibles por los trabajadores y, siempre que sea posible, antes de que florezcan. Estos trabajos de repaso no son tan costosos y si se realizan de la forma indicada arriba, y durante varios años, se consigue perfectamente erradicar la población problemática. Si bien puede resultar conveniente repoblar la zona con especies pertenecientes a la comunidad invadida para reforzar

las poblaciones de interés, esto debería hacerse con material genético procedente de la misma localidad para evitar interferencias y contaminaciones genéticas, incluso en taxones de amplia distribución, lo que requiere una planificación y recolección de propágulos previas. No obstante, no suele ser imprescindible, porque una vez abierto el claro (especialmente si estos trabajos se realizan antes de que finalice primavera) la vegetación del banco de semillas recupera rápidamente el terreno.

Las chumberas del género *Opuntia* y afines.

Opuntia maxima Mill. (= *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill.) y, de modo especial, por su carácter más agresivo, *Opuntia dillenii* (Ker Gawl.) Haw. son las especies que están más extendidas en los espacios naturales y seminaturales andaluces. A ellas se une, en ocasiones puntuales, *Opuntia subulata* (Muehlenpf.) Engelm. que, en determinadas circunstancias, ha generado interferencias con especies concretas de alto valor para la conservación como *Adenocarpus gibbsianus* Castrov. y Talavera. Las esenciales diferencias morfológicas entre dos de estas especies se muestran en las fotos 4 y 5.

Todas ellas se han empleado profusamente en la formación de setos vivos y, en el caso de *O. maxima*, para alimentación del ganado y obtención de tintes a partir de cultivos de cochinillas. Se propagan bien tanto por vía vegetativa (modo fundamental de propagación) como sexual, y las comunidades afectadas son esencialmente matorrales costeros como retamales de retama blanca, y sabinares y lentiscal, si bien en el caso de *O. maxima* se encuentran poblaciones con carácter invasor en otros tipos de formaciones dominadas por especies como *Genista umbellata* (L'Hér.) Dum. Cours., *Rosmarinus officinalis* L, etc. Los impactos específicos generados no han sido estudiados desde el punto de vista científico en Andalucía, aunque cabe esperar que se afecten procesos ecológicos semejantes a los que detectados en trabajos para otras zonas del Mundo. En nuestra región sí se ha observado en campo que influyen negativamente en los procesos sucesionales, retardándolos y compitiendo por el espacio frente a especies arbustivas (Foto 6). En la actualidad, junto a su empleo como seto vivo, generalmente se asilvestran a partir de fragmentos abandonados procedentes de podas y saneamientos de jardines.

El control de las diversas especies de chumbera se consigue de modo efectivo mediante maquinaria en zonas extensas y en los que no haya riesgos de daño al suelo o a la vegetación asociada (líquenes, musgos, comunidades de terófitos o plántulas) empleando retroexcavadoras de mediano tamaño de manera experta y selectiva (Foto 7). En caso contrario, el control mediante motosierras o herramientas manuales (calabozos para el corte de tallos y azadas para desenterrar los tocones). Los restos pueden enterrarse posteriormente o trasladarse a vertedero.

LOS HUMEDALES, SUS RIBERAS Y SUS RIVERAS

Asociados a humedales (bien a la lámina de agua, bien a los terrenos de los márgenes) aparecen hidrófilos y especies terrestres que se benefician de las reservas hídricas que el suelo mantiene durante el estío. Un ejemplo del primer caso viene dado por *Azolla filiculoides* Lam., y del segundo, por *Cortaderia selloana* (Schult. y Schult.f) Asch y Graebn.

Yerba pampera, dos veces el tamaño del hombre.

La hierba de La Pampa o yerba pampera *Cortaderia selloana* (Schult. y Schult.f) Asch y Graebn.) es una especie procedente de Suramérica (posiblemente de Argentina, Uruguay y Brasil, DiTomaso 2000) empleada en jardines como punto de atracción visual debido a sus vistosas inflorescencias y elevado

porte de hasta cuatro metros de altura. Se trata de un taxon con una reducida capacidad de competencia durante la fase juvenil, pero que compite intensamente por los nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, que consume en grandes cantidades y con rapidez, luz y agua cuando ha conseguido establecerse (Gadgil *et al.*, 1992). Su sistema radicular y su capacidad para consumir agua la hace capaz de modificar seriamente los regímenes hidrológicos de los humedales que invade (Gadgil *et al.*, 1990). Por su baja capacidad competitiva (especialmente frente a herbáceas) durante la etapa juvenil la invasión suele producirse cuando se ha producido una degradación de la estructura de la comunidad vegetal por ejemplo, por apertura de claros, o bien porque las semillas, que se dispersan ayudadas del viento, consiguen llegar a claros en la vegetación en los estadíos sucesionales intermedios. Una vez asentada, las especies autóctonas no pueden desplazarla, de manera que las poblaciones se mantienen durante décadas, a la vez que disminuyen las posibilidades de asentamiento de nuevos individuos de especies leñosas. Las plántulas de *C. selloana* consiguen entonces generar nuevos individuos instalándose en claros que se producen de modo habitual (herbivoría, mortandad, avenidas, etc.). Se trata de una especie que, en la práctica, se comporta como hermafrodita y es precisamente cuando se plantan próximos individuos masculinos y femeninos (solamente reconocibles por las diferencias en las flores y panículas, no por caracteres vegetativos) cuando se genera un mayor riesgo de invasión, especialmente si existen humedales en las cercanías (las semillas pueden dispersarse de modo muy efectivo a varios cientos de metros de distancia). Al lector interesado en aspectos concretos de la biología de la especie en España se le remite a los trabajos desarrollados por Pausas *et al.*, (2004), Sanz Elorza *et al.*, (2004), Saura y Lloret (2005) y por Doménech *et al.*, (2005).

En Andalucía, hasta la fecha, el caso de invasión más grave se ha producido en la desembocadura del Río Guadiaro, catalogada como Paraje Natural. Este estuario está en parte circundado por viviendas residenciales y un campo de golf; de los jardines circundantes han procedido muy probablemente las semillas que hace unas décadas debieron iniciar la invasión. En la actualidad la vegetación se ha visto gravemente afectada por la bajada del nivel freático y el aporte de sedimentos en ciertas zonas y por la expansión de *Cortaderia selloana*, que ha dado lugar a formaciones prácticamente monoespecíficas con una arquitectura vegetativa que es inusual para este tipo de ecosistemas. Entre las especies vegetales más afectadas cabe citar a leñosas como el lentisco (*Pistacia lentiscus*), el acebuche (*Olea europaea ssp. sylvestris*) o el taraje (*Tamarix africana*), amén del propio carrizal (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), que también se ha visto seriamente afectado.

El control de la especie puede realizarse con éxito en cuatro fases: 1) desbrozado con motodesbrozadora, 2) eliminación manual de los juveniles, 3) arranque de los tocones con retroexcavadoras mixtas 4) repoblación con las especies autóctonas correspondientes. En las riberas de humedales y en los propios suelos desecados, los claros suelen recubrirse espontánea y rápidamente por algunas especies colonizadoras como zarzas (*Rubus ulmifolius* Schott) o carrizos. Por otro lado, los fragmentos de hojarasca procedente del desbrozado, si se dejan en el suelo, contribuyen a mantener la humedad edáfica y, aparentemente, pueden favorecer el asentamiento de la vegetación. Previamente a todos estos trabajos, al menos en el caso del Paraje Natural del Estuario del Río Guadiaro, puede ser necesario la apertura de pasillos entre el matorral para poder realizar las tareas, lo que debe hacerse mediante motosierras y desbrozadoras de cuchilla y tratando de, simplemente, podar la vegetación leñosa de especies autóctonas, dejando el espacio suficiente para el paso de vehículos, maquinaria y personal.

Otras situaciones de invasión resultan menos complejas por tratarse de ambientes con un mayor nivel de degradación, sotobosques (generalmente de pinar) o playas en las que se han realizado excavaciones; se trata de casos en los que las operaciones son más sencillas de realizar. En cualquiera de los casos, el control efectivo pasa por la reducción de los aportes de semillas procedentes de jardines próximos situados en un rango mínimo de 1 kilómetro a la redonda, para lo que es imprescindible 1) la eliminación de los ejemplares plantados, que pueden sustituirse por otro tipo de especies menos dañinas y que requieren menor consumo de agua como los frutales mediterráneos o las labiadas y leguminosas arbustivas de

alto porte y, 2) el mantenimiento de una vegetación bien estructurada y con la composición específica correspondiente al ecosistema y a la localidad en cuestión.

Debe hacerse mención, finalmente, al fuerte carácter invasor que en climas mediterráneos ha mostrado otra especie próxima y de morfología muy similar, *C. jubata* (Lem.) Stapf., taxon apomítico (los ejemplares hembras producen semillas sin necesidad de ser fecundadas por polen) y que, bajo ningún concepto, debería emplearse en jardinería.

Caminando sobre las aguas: el éxito de la simbiosis.

Los cauces de agua calma andaluces son invadidos en ocasiones por *Azolla filiculoides* Lam., un pequeño helecho procedente de América tropical que es usada como ornamental en estanques y acuariofilia. Presenta propagación vegetativa y, en zonas suficientemente cálidas como es el caso de la Península Ibérica, también lo hace de forma sexual. Esta especie se propaga por hidrocoria, por la cual las esporas o fragmentos de tallos flotantes alcanzan nuevas zonas o bien por zoocoria, por medio de las aves acuáticas. Hasta la fecha se conoce su presencia en enclaves tan importantes como Doñana y proximidades, rívera del Chanza y rívera del Cala en los Parques Naturales de Aracena y Picos de Aroche y de la Sierra Norte, respectivamente.

Su éxito biológico se debe, en gran medida, a su asociación con *Anabaena azollae*, una cianófita (es decir, una bacteria con pigmentos clorofílicos) encargada de fijar nitrógeno atmosférico, por lo que este helecho es relativamente independiente del nivel de compuestos nitrogenados disueltos en agua (hasta tal punto resulta efectiva esta asociación que la planta se emplea como fertilizante natural en arrozales asiáticos), mientras que resulta altamente dependiente de la concentración de fósforo utilizable, y por ello del nivel de eutrofia del medio (el crecimiento máximo de esta especie se produce cuando la concentración de P se encuentra por encima de 0,4 mg/L). Baioa y Carrapiço (1998) explican la génesis de las explosiones de esta especie en el río Guadiana, que coinciden con aportes puntuales de aguas residuales, con impacto por parte de la ganadería y con momentos de sequía estival y subsiguiente concentración de nutrientes por evaporación. Por ejemplo, en la explosión ocurrida en 1993, la concentración de fósforo registrada oscilaba entre 0,63 mg/L y 5,23 mg/L.

Debido a la autoecología de esta resistente especie (por ejemplo, presenta una alta capacidad de resistencia y permanencia debido a que los esporocarpos permanecen en el agua o en el fango durante tres años y soportan condiciones de temperatura por debajo de los 0°C) y a las condiciones de eutrofización que caracterizan cada vez más a los medios acuáticos, se está observando una clara expansión en los últimos años, posiblemente desde Portugal en muchas ocasiones. Estas características, además, hacen que su control poblacional sea sumamente complicado. Los métodos de control, tanto físicos como químicos resultan generalmente poco efectivos. Entre los físicos se ha acudido en ocasiones a la retirada manual mediante redes o bombas de succión en superficie. La primera opción es menos interesante (mayor coste, menos rapidez) y menos efectiva si la zona invadida es extensa. En ambos casos siempre quedan ejemplares desde los que vuelve a producirse la reinvasión, por lo que se deben considerar más bien como tareas de rebaje poblacional. Puesto que no existen trabajos suficientemente dilatados en el tiempo y bien planificados y estructurados sobre estos métodos (solamente actuaciones puntuales) no se puede concluir si sería efectivo considerar estos métodos, ni se conoce si las especies autóctonas se verían beneficiadas y la expansión detenida o ralentizada.

Por otro lado, la aplicación de sustancias químicas en el medio acuático está aderezada de numerosas dificultades, especialmente de tipo legislativo, además de las dificultades técnicas (seguimiento de subproductos de degradación, posible contaminación colateral, impacto sobre otras especies, etc.) que si bien no deben provocar un descarte por adelantado de la opción, sí constituyen elementos que deben ser analizados tan a fondo como sea posible en cada caso.

Los métodos químicos son de difícil aplicación en humedales naturales y en el caso de invasiones extensas. De todas las sustancias que son empleadas en el extranjero para el control de esta especie los herbicidas basados en glifosato sin mezclar con otras sustancias herbicidas se encuentran entre los menos tóxicos para la salud de las personas y el medio ambiente de entre los que contempla la Legislación Española, ya que su acción se centra en la generación de interferencias en la ruta del ácido shikímico (ausente en los vertebrados) y la sal de glifosato (sustancia activa) muestra, en la mayoría de las ocasiones, baja persistencia, y baja toxicidad aguda, siempre según los datos conocidos hasta la fecha, ya que, como es sabido, en el campo de la química los avances y revisiones en estas cuestiones son continuas. No obstante, los productos autorizados lo son para uso en acequias y canales de riego siempre previa desecación, lo que no es sencillo de conseguir en el caso de corrientes naturales.

La tercera vía es el control biológico mediante *Stenopelmus rufinus* Gyllenhall, un gorgojo introducido que ya aparece de forma natural en Andalucía y en diversos puntos de España asociado a los casos de invasión por *Azolla filiculoides* (Dana y Vivas, 2006) y que se alimenta de manera específica sobre especies de este género. Diversos estudios (Hill 1998; Hill 1999; Mc Connachie *et al.*, 2004; Mc Connachie *et al.*, 2003; Sheppard *et al.*, 2006) han demostrado que el control biológico de esta especie es perfectamente posible y efectivo a escala local (es decir, en situaciones concretas), sin riesgo para especies nativas, si bien este aspecto puede estudiarse en profundidad mediante un análisis de riesgo, cuyos protocolos están generalmente bien establecidos. Su presencia asociada a las poblaciones de *Azolla* conocidas en Andalucía elimina una de las principales (si no la esencial) objeciones para poner en práctica experiencias de control con este insecto: la introducción de una especie foránea para el control de otra. Estas técnicas se basan en el manejo dirigido de las poblaciones existentes y en su refuerzo demográfico. Experimentos propios (Dana, datos inéditos) han mostrado que, en laboratorio, el gorgojo provoca la total y definitiva desaparición del helecho en un plazo aproximado de dos semanas.

A pesar de todas estas consideraciones, la realidad es que, dada la tendencia a la persistencia de esta especie una vez ha colonizado una zona, y su ligazón a condiciones de eutrofia, lo sensato es actuar sobre éstas últimas, y enfocar los esfuerzos a conseguir que los parámetros físicos-químicos del agua de los humedales afectados vuelvan a los niveles normales. La eutrofia excesiva no solo provoca la aparición del helecho de agua, sino que en realidad, éste es el síntoma de un proceso generalizado de degradación del ecosistema por lo que los planes de control esta especie deberían pasar, forzosamente, por trabajos de restauración con base ecológica. En los casos en los que esta opción no sea factible a medio plazo, el control biológico, combinado con seguimientos técnicos apropiados y con trabajos de eliminación física o química, podría arrojar resultados satisfactorios e incluso la eliminación total de la especie en localidades concretas.

Otras especies acuáticas: la amenaza que llega

Por lo que parece de los datos conocidos hasta la actualidad, ninguna alóctona, flotante o sumergida, debería poder emplearse en jardinería acuática. Incluso especies tropicales de las que apenas se conocen citas en ámbitos mediterráneos pueden convertirse en terribles invasoras. Su comportamiento puede ser difícil de predecir. Recientemente se constató una invasión por *Pistia stratiotes* L. (Araceae), conocida como *lechuga de agua*, que, tras los arduos esfuerzos de un grupo de personas vinculados a la Consejería de Medio Ambiente, entre técnicos y peones que trabajaron con denuedo a pie de campo, fue finalmente eliminada del Caño Martín Ruiz (Sanlúcar de Barrameda, Cádiz). Para ello se emplearon métodos manuales, empleando redes tendidas entre ambos márgenes, de las que tiraban varios operarios y arrastraban el material o, mediante sacaderas desde la orilla. *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae), más conocida como jacinto de agua es otra peligrosa invasora de la que ya existen llamativos antecedentes de invasión en el territorio peninsular. En su día se le permitió proliferar en ciertos puntos del Guadiana a su paso por Extremadura y experimentó una explosión poblacional que la condujo a ocupar una extensa

lámina de agua, por lo que finalmente está siendo objeto de trabajos de eliminación por parte de la Administración. En Andalucía el autor de este trabajo localizó en 2003 y 2004 una nutrida población en fase de expansión en la desembocadura de un arroyo cercano a las Ruinas de Bolonia (Cádiz) que, afortunadamente se extinguió de forma natural durante el invierno de 2005.

Se aprecia desde estos ejemplos, que los humedales son sin duda ambientes sumamente receptivos a la entrada y proliferación de especies acuáticas, especialmente de aquellas originarias de zonas templadas o cálidas que presentan simultáneamente reproducción sexual y asexual. Géneros como *Cabomba*, *Elodea*, *Hydrocotyle*, *Lagarosiphon*, *Ludwigia*, *Salvinia*, y otras muchas especies acuáticas vendidas hoy día de forma corriente en numerosos centros son auténticas minas que pueden hacer saltar por los aires nuestros ya comprometidos humedales.

Pero la lista de especies cuyo comportamiento invasor ha sido ya constatado en Andalucía es mucho más larga de lo aquí reseñado. Entre ellas, por su comportamiento y las altas coberturas que pueden llegar a alcanzar en los ecosistemas invadidos, y por afectar a espacios protegidos, cabe destacar a *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Agave sisalana* (Engelm.) Perr., *Galenia secunda* (L. fil.) Sond. in Harv. y Sond., *Gomphocarpus fruticosus* (L.) Aiton fil., *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. y a *Tradescantia fluminensis* Vell. (Fotos 8 a 11), algunas de ellas alelopáticas o sumamente competitivas (Dana y Domingo 2006) aunque una información mucho más detallada puede encontrarse en Dana *et al.*, (2005).

En definitiva, podemos resaltar que, en el caso de las especies vegetales (no se podría decir lo mismo de otros grupos biológicos como fauna, hongos, etc.) los procesos de invasión están claramente asociados a: 1) una presión humana claramente excesiva, 2) perturbaciones naturales o generadas por el ser humano que provocan en ambos casos la apertura de claros en la vegetación nativa, 3) al aporte intenso de propágulos. A este respecto, puede afirmarse que la mayor parte de especies que se comportan actualmente como invasoras en ecosistemas naturales fueron en su día directamente introducidas en el medio natural o en sus proximidades, de modo que podríamos decir que, desafortunadamente, 'metimos en casa al enemigo'.

REFERENCIAS

- Baioa MV y Carrapiço F. 1998. The *Azolla* bloom in the Mértola region: a sociological approach. In Monteiro, A., Vasconcelos, T. y Catarino, L. (eds.) Proceedings of the 10th International Symposium on Aquatic Weeds—Management and Ecology of Aquatic Plants, pp. 233-235. European Weed Research Society, Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Lisboa.
- Dana, E. D. y Domingo, F. (2006, en prensa). Inhibitory effects of aqueous extracts of *Acacia retinodes* Schldl., *Euphorbia serpens* L. and *Nicotiana glauca* Graham on weeds and crops. *Allelopathy J.* **16** (2).
- Dana, E. D. y Vivas, S. 2006. *Stenopelmus rufinusus* Gyllenhal 1836 (Coleoptera: Eirrhinidae) naturalised in Spain. *The Coleopterists Bulletin (USA)* **60** (1): 41-42.
- Dana, E. D., Sanz–Elorza, M. y Sobrino, E. 2005. Atlas de Especies Invasoras en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Dana, E. D., Sanz–Elorza, M. y Sobrino, E. 2003. Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación. In Bañares, A., Blanca, G., Güemes, J., Moreno, J. C. y Ortiz, S (eds.), *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*, pp. 1007-1017. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- DiTomaso, J. 2000. *Cortaderia selloana*. In C. C. Bossard, J. M. Randall, and M.C.Hoshovsky (eds.), *Invasive Plants of California's Wildlands*, pp. 128-133. University of California Press, Berkeley.
- Domenech R., Vilà M., Pino J. y Gesti J. 2005. Historical land–use legacy and *Cortaderia selloana* invasion in the Mediterranean region. *Global Change Biology* **11**: 1054-1064.
- Gadgil RL, Barton PG, Allen PJ, Sandberg AM. 1990. Growth of pampas grass (*Cortaderia* spp.) in New Zealand *Pinus radiata* forests. *Source New Zealand Journal of Forestry Science* **20** (2): 176-183.
- Gadgil RL, Sandberg AM, Allen PJ. 1992. Title Nutritional relationships between pampas grass (*Cortaderia* spp.) and *Pinus radiata*. *New Zealand Journal of Forestry Science* **22** (1): 3-11.
- Hill MP. 1998. Life history and laboratory host range of *Stenopelmus rufinusus*, a natural enemy for *Azolla filiculoides* in South Africa. *Biocontrol* **43** (2): 215-224.
- Hill MP. 1999. Biological control of red water fern, *Azolla filiculoides* Lamarck (Pteridophyta : Azollaceae), in South Africa. *African Entomology*: 119-124.
- Mc Connachie AJ, de Wit MP, Hill MP, Byrne MJ. 2003. Economic evaluation of the successful biological control of *Azolla filiculoides* in South Africa. *Biological Control* **28** (1): 25-32.
- Mc Connachie AJ, Hill MP, Byrne MJ. 2004. Field assessment of a frond–feeding weevil, a successful biological control agent of red waterfern, *Azolla filiculoides*, in southern Africa. *Biological Control* **29** (3): 326-331.
- Pausas JG, Lloret F y Vila M. 2004. Simulating the effects of different disturbance regimes on *Cortaderia selloana* invasion. *Biological Conservation* **128**: 128-135.

Sanz-Elorza, M. Dana, E.D. y Sobrino E. 2004. Atlas de Especies Invasoras en España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Saura-Mas, S. Lloret , F. 2005. Wind effects on dispersal patterns of the invasive alien *Cortaderia selloana* in Mediterranean wetlands. *Acta Oecologica* **27**: 129-133.

Sheppard A, Shaw R y Sforza R. 2006. Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed Research* **46**: 93-117.

2.7

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

IMPLICACIONES ECOLÓGICAS DE LA PRESENCIA DE FLORA EXÓTICA INVASORA EN ECOSISTEMAS DE MARISMAS. ESTUDIO DE UN CASO: *Spartina densiflora*

PALABRAS CLAVE

Biodiversidad, sucesión ecológica, producción, productividad (P/B), hibridación.

RESUMEN

Spartina densiflora es una gramínea alóctona en expansión en las marismas del Golfo de Cádiz. Por su alto potencial competitivo frente a la vegetación autóctona acaba constituyendo comunidades vegetales monoespecíficas que alteran los patrones de distribución de las especies nativas, con importantes implicaciones ecológicas, estructurales y funcionales. Algunas de las variaciones que induce su presencia son cambios en la red de drenaje, pérdida de hábitats y de biodiversidad. Con escasos consumidores locales y con tasas de descomposición aparentemente bajas, modifica los valores de producción primaria, pero también la tasa de renovación de su biomasa. Altera así el sentido de los flujos de energía, y la disponibilidad de ésta para los demás niveles de la red trófica. Su posible hibridación con otras especies es también un riesgo ecológico potencial.

ABSTRACT

Spartina densiflora is an exotic cordgrass that has invaded the marshes in the Gulf of Cádiz. This species has a high competitive potential compared to autochthonous ones, and monospecific stands may be formed in invaded areas, often altering assemblages of native plants, with important ecological implications for ecosystem structure and function. Alterations of the tidal creeks system, loss of habitats and biodiversity are induced by *Spartina densiflora*. With few local consumers and low decomposition rates, it changes the rate of primary productivity as well as the biomass renewal rates, varying the routes for energy flow and the availability of energy to other levels of the food web. Hybridization with other species is also a potential ecological risk.

IMPLICACIONES ECOLÓGICAS DE LA PRESENCIA DE FLORA EXÓTICA INVASORA EN ECOSISTEMAS DE MARISMAS. ESTUDIO DE UN CASO: *Spartina densiflora*

Eloy M. Castellanos¹; C. J. Luque¹; E. Mateos Naranjo²;

J. M. Castillo²; M. E. Figueroa² y A. J. Green³;

Área de Ecología. Departamento de Biología Ambiental y Salud Pública

Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad de Huelva

Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla²

Departamento de Ecología de Humedales. Estación Biológica de Doñana.

verdugo@uhu.es

IMPORTANCIA DE LAS MARISMAS ESTUARINAS

Las marismas mareales están presentes en los estuarios de latitudes medias y altas de todo el mundo. El régimen de inundación semidiurno que las afecta genera gradientes ambientales muy acentuados perpendiculares a la línea de marea. Los principales son salinidad, horas de inundación mareal y grado de anaerobiosis, y determinan una característica distribución en zonación de la vegetación. Aunque no son muchas las especies vegetales adaptadas a estos ambientes, las condiciones microtopográficas, el grado de complejidad de la red de canales mareales, las variaciones climatológicas estacionales e interanuales y los factores bióticos locales incrementan la complejidad estructural y funcional de estos ecosistemas, alterando las bandas paralelas de vegetación y confiriendo en numerosas ocasiones un patrón de distribución en manchas más diverso. Así mismo, hacia el extremo más aislado de las inundaciones, los gradientes se suavizan y se incrementa la heterogeneidad ambiental, y con ello la diversidad específica y de hábitats (Adam, 1993).

La compleja red dendrítica de canales inundables que conforman los estuarios resulta de máxima importancia en la configuración estructural y funcional de las marismas. A través de ellos se redistribuyen con periodicidad mareal gran cantidad de nutrientes y materia orgánica refractaria, disuelta o particulada, generados en la propia marisma o alóctonos transportados por los ríos y acumulados en su tramo bajo. La abundancia de materia orgánica y nutrientes, y la energía subsidiada por los ciclos mareales sitúan a las marismas entre los ecosistemas con mayores valores de producción mundial. Aun tratándose de ecosistemas con predominio de productores primarios terrestres, presenta también elevados valores de productividad (P/B), lo que da idea de la magnitud de los procesos de descomposición, esenciales para mantener la alta producción.

Los elevados valores de producción y productividad, y la alta diversidad de hábitats hacen que la importancia ecológica de las marismas trascienda de su ámbito geográfico estricto e incida directamente

en el mantenimiento de las biocenosis de otros ecosistemas, que con carácter temporal también forman parte de la biocenosis propia de la marisma. A escala regional, las marismas, además de ser la base de la red trófica del estuario que las alberga, son la zona de cría y guardería de numerosas especies animales, algunas de ellas de interés comercial, que habitan en los ecosistemas marinos litorales próximos (Adam, 1993). A escala global, se constituyen como una importante pieza para el sostenimiento de la biocenosis ornítica de humedales muy alejados, que, en sus amplias rutas migratorias, encuentra en las marismas puntos de alimentación, descanso y reproducción (Castellanos *et al.*, 2004).

EFICACIA BIOLÓGICA DE SPARTINA DENSIFLORA

Spartina densiflora en Europa se circunscribe al arco suratlántico peninsular ibérico (Figueroa y Castellanos, 1988), y en la provincia de Cádiz aparece desde el estuario del Guadalquivir hasta Bahía de Algeciras. Excepcionalmente, no se encuentra en la desembocadura del río Barbate, y tan solo recientemente ha sido detectada en Bahía de Cádiz (Luque *et al.*, 2004), invadiendo incipientemente la orilla izquierda del estuario del río Guadalete (J. García de Lomas, comunicación personal).

Este neófito sudamericano ocupa un ancho rango de hábitats, desde las dunas o la marisma alta hasta los fangos intermareales (Castillo *et al.*, 2000), soportando con éxito casi todo el gradiente ambiental con influencia mareal. Por otro lado, posee un alto potencial competitivo frente a la vegetación autóctona, y en su presencia más conspicua constituye extensas formaciones monoespecíficas, los llamados *mares de Spartina* (Figueroa y Castellanos, 1988; Castellanos *et al.*, en prensa).

Diferentes estudios demuestran la elevada eficacia biológica de *Spartina densiflora* en el uso de los recursos y la amplitud de su nicho ecológico. Su diseño estructural y su estrategia de crecimiento (Figueroa y Castellanos, 1988), o la buena eficiencia energética de sus fotosistemas, tanto desde ambientes euhalinos a eurihalinos como en suelos con potenciales redox muy negativos (Castillo *et al.*, 2000; Castillo *et al.*, 2005), son ejemplo de ello. Esta especie, naturalizada en nuestras latitudes, presenta en el Golfo de Cádiz sus máximos valores mundiales de producción (Peixoto y Costa, 2004) aunque no parece tener consumidores ni descomponedores que la aprovechen, acumulándose su materia orgánica en poblaciones maduras durante mucho tiempo.

ALTERACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DE MARISMAS

Las características estructurales y funcionales están muy relacionadas en este tipo de ecosistema, en el que los canales mareales, la abundante materia orgánica y los procesos de fermentación y descomposición mantienen los altos valores de producción que soportan su rica biocenosis. La presencia masiva de *Spartina densiflora* modifica cualitativa y cuantitativamente la estructura de las marismas, incidiendo directa e indirectamente sobre una parte importante de los procesos físicos, bioquímicos y biológicos que en ella ocurren.

1. Cambios fisiográficos en la red de drenaje

El acúmulo continuado de biomasa y necromasa aérea y enterrada no consumidas incrementa significativamente las tasas de acreción. Se colmatan los pequeños canales mareales de marisma media y alta, que disminuyen así su funcionalidad. Se altera la redistribución de nutrientes y el sentido de los flujos de energía, bien contenida en los restos animales y vegetales, bien subsidiada por los ciclos de marea. A su vez, la ocupación masiva de los canales y zonas inundables por *Spartina densiflora* no sólo hace

de barrera a sedimentos, nutrientes y energía, sino que impide también la redistribución de organismos vivos, de semillas y de propágulos, minimizando su dispersión y alterando los ciclos biológicos de las especies nativas.

2. Pérdida de hábitats

La intensa ocupación que hace *Spartina densiflora* de los espacios que invade, y su elevada eficacia biológica sobre los recursos espacio y luz, impiden que otras especies vegetales compitan con ella exitosamente. Su forma de crecimiento en falange y su elevado índice de área foliar, con valores de extinción de luz del 100% (Figueroa y Castellanos, 1988) posibilitan las formaciones monoespecíficas de esta gramínea, disminuyendo la heterogeneidad ambiental y de hábitats. Resulta probable su incidencia directa sobre numerosas especies acuáticas, estuarinas y litorales, que utilizan la marisma como zona de cría y guardería, y podría limitar también los puntos de alimentación, descanso y reproducción para las aves, sedentarias y migradoras (A. J. Green, comunicación personal).

3. Pérdidas de biodiversidad y de diversidad biológica

Consecuencia directa de la pérdida de hábitats es una disminución en el número de especies vegetales que conforman la marisma. La presencia de *Spartina densiflora* debe ser asociada simultáneamente a la desaparición de especies autóctonas, como el candilejo (*Juncus subulatus*), la castañuela (*Scirpus maritimus*) o los almajos (*Arthrocnemum macrostachyum*, *Sarcocornia fruticosa*). En las comunidades invadidas, estas especies disminuyen su abundancia relativa, a la vez que sufren una mayor presión de herbivorismo, que no soporta en cambio la planta invasora (Castellanos *et al.*, en prensa).

Con la presencia de *Spartina densiflora* la riqueza y la diversidad específicas disminuyen (Luque *et al.*, en prensa), así como la diversidad genotípica de nuestras quenopodiáceas (Figueroa *et al.*, 2003; Redondo 2004), cuya importancia está aún por determinar. Con ello se pierden gran parte de las complejas y numerosas relaciones tróficas que optimizan los aportes de energía subsidiada por los ciclos mareales, simplificándose el ecosistema.

4. Alteración de la colonización y ensamblaje por especies nativas

Los procesos de sucesión primaria y secundaria descritos para marismas en nuestras latitudes (Castellanos *et al.*, 1994, 1998, 2000; Figueroa *et al.*, 2003; Castellanos *et al.*, 2004) se ven afectados por especies de nichos vacíos en las primeras fases de colonización. *Spartina densiflora* es una de ellas. En el curso de la sucesión autogénica, la dirección y velocidad de los cambios dependen en gran medida de los colonizadores primarios (Connell y Slatyer, 1977), y la ocupación de espacios vacíos por una especie persistente como *Spartina densiflora* favorecería el bloqueo del proceso sucesivo.

5. Disminución de la tasa de descomposición, de la productividad (P/B) y de la producción

Spartina densiflora acumula una elevada cantidad de estructuras muertas (hojas, tallos, rizomas) que permanecen estantes durante años, impidiendo no sólo la sucesión por especies nativas (Figueroa y Castellanos, 1988), sino la disponibilidad de la energía y los nutrientes que fija para otras especies de estos ecosistemas. La inoperancia aparente de los detritívoros locales disminuye también la cantidad de restos vegetales susceptibles de fermentar en los sedimentos, muy anaerobios en estos ambientes.

Los productos de la fermentación, reducidos inicialmente (sulfatoreducción), son, a través de bacterias sulfooxidantes y de procesos de fotooxidación anaerobia, la vía del flujo de más del 70% de la energía fijada por los productores primarios en marismas mareales, que se ve así alterada, y oxidan más del 55% del carbono orgánico (Adam, 1993; Mitsch y Gosselink, 2000). Podría darse la paradoja de un incremento de la producción primaria neta, pero una disminución de la producción secundaria, y el secuestro de nutrientes. Es decir, una elevada producción primaria no supone necesariamente una elevada capacidad tampón ante cambios ambientales en estos ecosistemas.

Sin embargo, desconocemos aún si la aparente ralentización del proceso de descomposición se ve compensada por la elevada cantidad de materia orgánica que genera *Spartina densiflora*.

6. Hibridación y especiación

Su posible hibridación con otras especies es también un riesgo ecológico potencial. Hibridación y alopoliploidía son frecuentes en la vegetación. En marismas, antecedentes en las costas atlánticas del noroeste europeo como el de *Spartina anglica*, confirman esta posibilidad. En esta zona surgió como anfídiploide fértil, originado del cruce de la nativa *Spartina maritima* y *Spartina alterniflora*, introducida desde América del Norte (Stapf, 1913; Marchant, 1967; Ayres y Strong, 2001). Esta nueva especie del siglo XX, *S. anglica*, desplaza a las especies autóctonas, con su alta tasa de crecimiento, su elevada fecundidad y su colonización agresiva (Gray y Benham, 1990).

REFERENCIAS

- Adam, P. 1993. *Saltmarsh Ecology*. Paperback edition. Cambridge University Press, Cambridge, 461.
- Ayres, D. R. y Strong, D. R. 2001. Origin and genetic diversity of *Spartina anglica* (Poaceae) using nuclear DNA markers. *American Journal of Botany*, **88**: 1863-1867.
- Castellanos, E. M.; Figueroa, M. E. y Davy, A. J. 1994. Nucleation and facilitation in saltmarsh sucesión: interations between *Spartina matitima* and *Arthrocnemum perenne*. *Journal of Ecology*, **82**: 239-248.
- Castellanos, E. M.; Heredia, C.; Figueroa, M. E. y Davy, A. J. 1998. Tiller dynamics of *Spartina maritima* in successional and non–sucesional mediterranean salt marsh. *Plant Ecology*, **137**: 213-225.
- Castellanos, E. M.; Nieva, F. J. J.; Castillo, J. M.; Luque, C. J. y Figueroa, M. E. 2000. Successional and competitive mechanisms during early succession in a tidal salt–marsh. En *Vegetation science in retrospect and perspective* (eds. White, P. S.; Mucina, L. Leps, J.): 67-70. Opulus Press, Uppsala.
- Castellanos, E. M.; Figueroa, M. E.; Nieva, F. J. J.; Luque, C. J. y Castillo, J. M. 2004. Evolución de la vegetación en salinas abandonadas. En *Salinas de Andalucía*. A. Perez–Hurtado (Coord.). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla:196-197.
- Castellanos, E. M.; Luque, C. J.; Castillo, J. M.; Figueroa, M. E. y Green, A. J. (en prensa). La restauración ecológica como vía de entrada de especies exóticas invasoras: *Spartina densiflora* en el Parque Nacional de Doñana y su entorno. En: *Las especies exóticas invasoras en la provincia de Sevilla*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Castillo, J. M.; Fernández–Baco, L.; Castellanos, E. M.; Luque, C. J.; Figueroa, M. E. y Davy, A. J. 2000. Lower limits of *Spartina densiflora* and *S. maritima* in a Mediterranean salt marsh determined by different ecophysiological tolerances. *Journal of Ecology*, **88**: 801-812.
- Castillo, J. M.; Rubio–Casal, A. E.; Redondo, S.; Álvarez–López, A. A.; Luque, T.; Luque, C. J.; Nieva, F. J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2005. Short–term response to salinity o fan invasive cordgrass. *Biological Invasions*, **7**: 29-35.
- Connell, J. H. y Slatyer, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, **111**: 1119-1144.
- Figueroa, M. E. y Castellanos, E. M. 1988. Vertical structure of *Spartina maritima* and *Spartina densiflora* in mediterranean marshes. En *Plant form and vegetation structure*. M. J. A. Werger; P. J. M. van der Aart y H. J. During; J. T. A. Verhoeven. (Eds.). SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands: 105-108.
- Figueroa, M. E.; Castillo, J. M.; Redondo, S.; Luque, T.; Castellanos, E. M.; Nieva, F. J.; Luque, C. J.; Rubio–Casal, A. E. y Davy, A. J. 2003. Facilitated invasión by hybridization of *Sarcocornia* species in a salt–marsh succession. *Journal of Ecology*, **91**: 616-626.
- Gray A. J. y Benham, P. E. M. (eds.) 1990. *Spartina anglica*–a research review. *ITE Research Publication*, **2**: 80.
- Luque, C. J.; Álvarez, A. A.; Rubio, A. E.; Muñoz, J.; Redondo, S.; Castillo, J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2004. *Memoria de Vegetación: Parque Natural Bahía de Cádiz*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Luque, C. J.; Castellanos, E. M.; Castillo, J. M. y Figueroa, M. E. (en prensa). Diversidad en marismas mareales mediterráneas: 2. Cambios en la diversidad específica. En *Diversidad Biológica y Biodiversidad*. Centro de Estudios Ramón Areces. Madrid.

Marchant, C. J. 1967. Evolution of *Spartina* (Gramineae). I. The history and morphology of the genus in Britain. *Journal of the Linnean Society* (Botany), **60**: 1-24.

Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. 2000. *Wetlands*. 3rd edition, John Wiley and Sons, Inc., New York, 920.

Peixoto, A. R. y Costa, C. S. B. 2004. Produção primária líquida aérea de *Spartina densiflora* Brong. (Poaceae) no estuário da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Botânica*, en prensa.

Redondo, S. 2004. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, 111.

Stapf, O. 1913. Townsend's grass or ricegrass. *Proceedings of the Bournemouth Natural Science Society*, **5**: 76-82.

**IMPLICACIONES ECOLÓGICAS DE LA PRESENCIA DE FLORA EXÓTICA INVASORA
EN ECOSISTEMAS DE MARISMAS. ESTUDIO DE UN CASO: *Spartina densiflora*.**
Eloy M. Castellanos - C.J. Luque - E. Mateos Naranjo - S. Redondo
J. M. Castillo - M. E. Figueroa - A. J. Green

2.8

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

ESPECIES INTRODUCIDAS EN ANDALUCÍA: EL CASO DE LOS PECES

RESUMEN

Tenca, carpa común, black-bass, lucio, trucha arco-iris, alburno, gambusia, gobio, chanchito, perca sol, fúndulo y carpín constituyen la xenodiversidad de peces que vive en las aguas continentales andaluzas. Aunque la historia de las introducciones de peces en nuestra región comenzó hace más de quinientos años, la mayoría se han realizado durante el siglo XX. Además de las introducciones ilegales o accidentales, las razones que explican la presencia de peces exóticos en Andalucía son por el manejo de algún componente del ecosistema acuático (biomanipulación), para incrementar las fuentes alimenticias, mejorar las pesca deportiva o para adornar estanques y fuentes.

ABSTRACT

Rainbow trout, common carp, goldfish, gudgeon, eastern mosquitofish, northern pike, largemouth bass, pumpkinseed sunfish, tench, chameleon cichlid, bleak and mummichog constitute the fish xenodiversity living in Andalusian continental waters. Although the history of fish introductions in our region began five hundred years ago, most of them were carried out during the XXth Century. The main reasons that explain the presence of these exotic fishes in Andalusia are food supply, fisheries enhancement, manipulation of aquatic systems, accidental/unauthorized introductions and/or aesthetic considerations.

ESPECIES INTRODUCIDAS EN ANDALUCÍA: EL CASO DE LOS PECES

Carlos Fernández Delgado

Grupo de Investigación *Aphanius*; Departamento de Zoología. Universidad de Córdoba
carlos.fdelgado@uco.es

INTRODUCCIÓN

Océanos, cordilleras, ríos, desiertos, etc., barreras naturales que favorecían el aislamiento y especiación en ecosistemas únicos, han sido progresivamente anulados por los diversos y eficientes métodos de transporte desarrollados. Ello ha favorecido el tránsito de especies entre diferentes partes del globo. Son estas especies, ubicadas más allá de su rango de distribución histórico, las que se conocen con el nombre de foráneas, exóticas, introducidas o alóctonas. Algunas de ellas, capaces de sustituir a las especies nativas a través de la competencia, predación o parasitismo y cambiar la dinámica del sistema, reciben el nombre de invasoras.

Quizás sean los peces uno de los primeros organismos en ser introducidos en tierras extrañas. La carpa, por ejemplo, comenzó a ser introducida por los chinos hace 3.000 años (Balon, 1974). Posteriormente, durante la Edad Media, las órdenes monásticas la introdujeron por toda Europa, incluido nuestro país (Lozano-Rey, 1935).

En los siglos siguientes, la gran expansión de la civilización occidental estuvo acompañada por la introducción en muchas partes del globo de infinidad de especies de flora y fauna Euro-Americana. El principio dominante de la filosofía occidental era de que la naturaleza (improductiva y pobre) debería ser convertida en productiva cuanto antes y usada en beneficio de las gentes (Primack, 1993), para ello, el uso de especies familiares, era imprescindible.

Aunque la mayoría de los peces se introducen con la mejor de las intenciones, con frecuencia los efectos negativos superan los positivos. Este fenómeno ha sido llamado el "Efecto Frankenstein" por Moyle *et al.*, (1986) tomado de la figura central de la novela de Mary Shelley de 1918. En esta novela, el Dr. Frankenstein pensaba que estaba creando una versión mejorada del hombre, pero en su lugar creó un monstruo. El daño causado por las especies invasoras es de tal magnitud que están consideradas, como la segunda causa de pérdida de biodiversidad a nivel planetario, después de la destrucción de hábitats (Wilson, 1992).

El problema de las especies invasoras está comenzando a aflorar en nuestro país, pero aún la concienciación es baja. Es imprescindible por tanto divulgar este grave problema, al tiempo que se deben tomar rápidas y eficaces medidas para frenar su expansión. En el presente artículo trato de hacer una aproximación al problema en la ictiofauna continental andaluza, una de las más amenazadas de nuestra región.

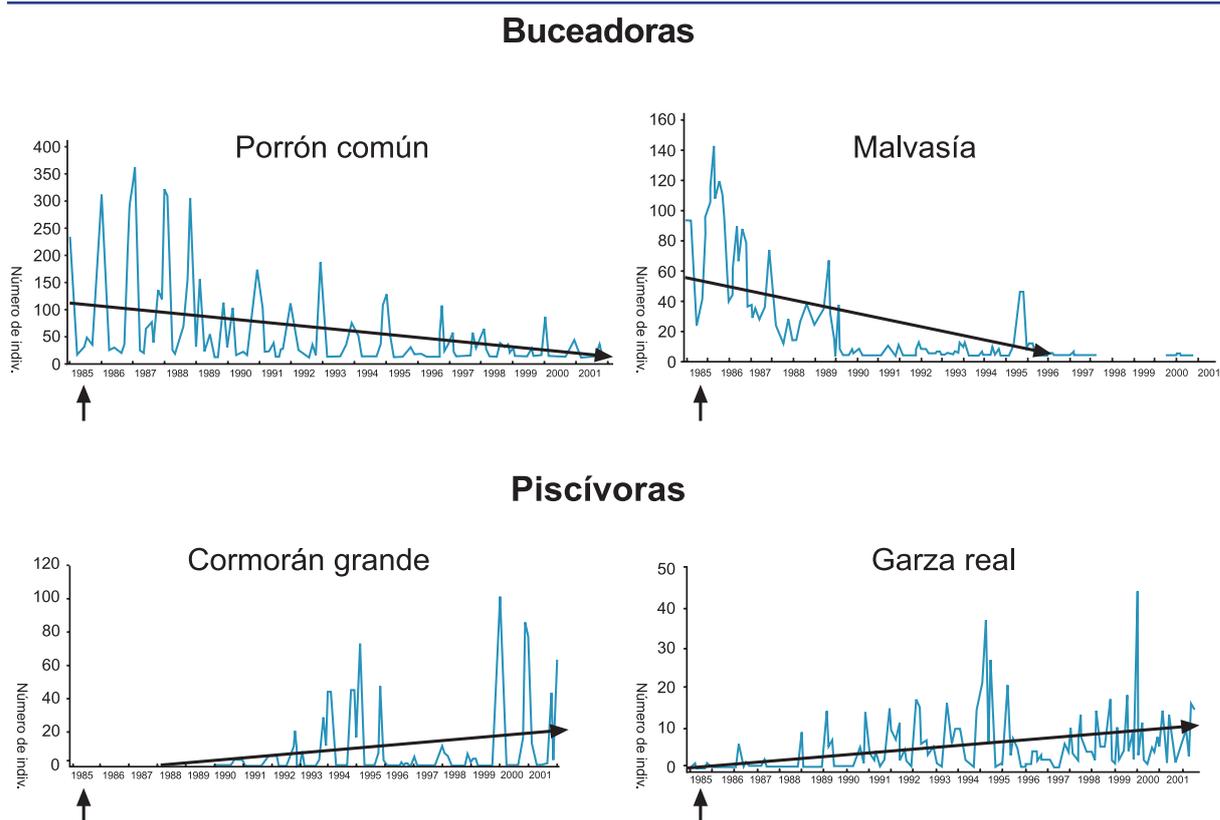
¿POR QUÉ SE INTRODUCEN PECES?

1. Para incrementar la fuentes de alimento

Ciertas especies fueron claves en el desarrollo y expansión de la cultura humana y su propagación fue el resultado natural del proceso de colonización del planeta por el Homo sapiens. Dos especies que probablemente tuvieron estos motivos en origen fueron la tenca (*Tinca tinca*) y la carpa (*Cyprinus carpio*). La primera es profusamente cultivada en Extremadura, desde donde ha podido colonizar nuestras aguas epicontinentales y la segunda está presente en nuestra Región como mínimo desde el siglo XVI (Lozano-Rey, 1935).

En Andalucía tenemos un ejemplo muy bien documentado de los negativos efectos que la carpa, ejerce sobre un ecosistema receptor. La Laguna de Zóñar (Aguilar de la Frontera, Córdoba), fue declara Reserva Integral en 1984 por el Parlamento de Andalucía fundamentalmente debido a la muy interesante comunidad de anátidas buceadoras que en ella había. La malvasía (*Oxyura leucocephala*) era de las más emblemáticas, siendo Zóñar uno de sus últimos refugios (Torres-Esquivias y Raya, 1982). En 1985 se detectaron los primeros ejemplares de carpa en la Laguna. Desde entonces y hasta la actualidad, la comunidad de aves ha cambiado drásticamente. Las especies buceadoras han sido progresivamente sustituidas por otra dominada por piscívoras (Figura 1).

Figura 1. Evolución de los efectivos de cuatro especies de aves en la Laguna de Zóñar durante el periodo 1985-2001. La flecha indica el año en que se detectó por primera vez la carpa en la Laguna (Fernández-Delgado et al., 2004)



2. Para “mejorar” la pesca deportiva o comercial

A la pesca deportiva se le deben importantes introducciones de especies, la mayoría muy voraces, por todo el mundo, llevando a la extinción a numerosas especies locales. Ante esta pérdida de especies, una práctica de manejo común es introducir un pez presa, incrementando así la degradación del lugar.

En base a estos motivos se han introducido en nuestra región el black-bass (*Micropterus salmoides*), el lucio (*Esox lucius*), la trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*) y, como especie presa, el alburno (*Alburnus alburnus*).

3. Como agentes de control biológico (Biomaniplulación)

El uso de peces como agentes de control biológico (mosquitos, caracoles, plantas acuáticas, etc.) es un concepto atractivo pues, caso de tener éxito, posee efectos a largo plazo, es barato y obvia el uso de pesticidas.

Uno de los ejemplos más llamativos es la gambusia (*Gambusia affinis*), utilizada abusivamente para el control de las poblaciones de mosquitos, vectores de muchas enfermedades, por lo que fue considerada como un protector de la humanidad (Courtenay y Meffe, 1989). En España, los 12 únicos supervivientes de un envío efectuado desde Estados Unidos, se soltaron en una pequeña balsa de la provincia de Cáceres en julio de 1921. Son estos los que se supone como los ancestros de toda la población española (Buen, 1929; Nájera, 1946 y 1947a, b).

A pesar de su profusa utilización en el control de mosquitos, hay poca información que proclame su éxito y mucha sus fracasos. La conclusión general es que no solo no es un efectivo predador de mosquitos sino que los daños causados, en términos de pérdida de especies, son muy superiores a los beneficios producidos (ver revisión en Welcomme, 1981 y Courtenay y Meffe, 1989), de hecho Myers (1965), lo califica como “el pez destructor”.

4. Introducciones no autorizadas o accidentales.

Ciertas introducciones son el resultado de comportamientos irresponsables como los de pescadores que utilizan especies exóticas (fáciles de reproducir) como cebo vivo. Con frecuencia estos peces-cebo se liberan del anzuelo, curan sus heridas y establecen nuevas poblaciones. Es probable que de esta manera apareciera el gobio (*Gobio gobio*) en nuestras aguas.

En otras ocasiones, son aspectos sentimentales los que entran en juego, como el caso de las especies típicas de acuario que aparecen en la naturaleza. Los propietarios, incapaces de mantener a los animales en casa y al mismo tiempo incapaces de sacrificarlos, los sueltan en la naturaleza, incluso buscan los hábitats que, a su entender, pueden ser más propicios para que sobrevivan. De esta manera se han introducido en nuestras aguas el chanchito (*Herichthys facetum*) y la perca sol (*Lepomis gibbosus*), típicas especies de acuario.

Foto 1. En primer término pueden verse gran cantidad de truchas arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*) escapadas de una piscifactoría, situada aguas arriba, con deficientes métodos de control.

Estas introducciones crípticas son más comunes de lo que en realidad se piensa y pueden explicar muchas anomalías en la distribución de peces. Lo expuesto son dos posibilidades, pero existen muchas más, como los peces que escapan de piscifactorías con pobres medidas de seguridad (Foto 1), o aquellos introducidos

a través del agua de lastre de las embarcaciones. Este agua, utilizada para estabilizar las embarcaciones, se bombea, en el puerto donante, a grandes tanques y se descarga en el puerto receptor. Con el agua va una enorme cantidad de organismos vivos representantes de la fauna y flora de la zona donante. Según Carlton (1999), una cantidad próxima a las 7000 especies se transportan diariamente alrededor del mundo, pero evidencias recientes (McCarthy y Crowder, 2000) sugieren que la diversidad de especies fitoplanctónicas y grupos relacionados son incluso superiores. Estos organismos que se transportan y sueltan en el puerto de destino pueden constituir una nueva población a veces alejada miles de kilómetros de su lugar de origen. El problema es tan serio que se afirma que los ecosistemas estuáricos, bahías y zonas interiores con puertos constituyen los ecosistemas más amenazados del planeta. Es probable que el fúndulo (*Fundulus heteroclitus*), haya aparecido en nuestras aguas a través de esta vía.

5. Por razones estéticas.

Preferencias culturales por el color, comportamiento, etc., explican la presencia de determinadas especies exóticas. Tal es el caso de los carpines (*Carassius auratus*) en estanques y fuentes de muchas de nuestras ciudades andaluzas.

PROPUESTAS PARA EL CONTROL DE ESPECIES PISCÍCOLAS INVASORAS EN ANDALUCÍA

- 1 Declarar la suelta incontrolada de especies como un vertido más: el vertido biológico, que debería ser castigado por ley. Cualquier tipo de vertido sintético se puede, en mayor o menor medida, eliminar, cuando una nueva especie entra en un ecosistema, es prácticamente imposible su erradicación.
- 2 Favorecer la naturalidad del sistema. En los sistemas naturales, las especies autóctonas cobran ventaja frente a las alóctonas, que no han sido diseñadas para ellos. Las especies invasoras proliferan mejor en ambientes degradados.
- 3 Controlar el comercio y la suelta de especies ya presentes, impidiendo su expansión. Prohibir la tenencia y comercialización de las especies más dañinas.
- 4 Controlar las fuentes emisoras de especies exóticas: agua de lastre, piscifactorías, tiendas de acuarios, ventas por internet, etc.
- 5 Potenciar la pesca de especies nativas.
- 6 Constitución de un grupo de trabajo específico para el control de especies piscícolas invasoras. Serían tareas de este grupo:
 - Analizar en profundidad las propuestas de introducción de nuevas especies.
 - Desarrollar programas de control y erradicación.
 - Desarrollar programas de investigación sobre especies exóticas y su interacción con las autóctonas.
- 7 Programas de educación ambiental.

REFERENCIAS

- Balon, E. K. 1974. Domestication of the carp, *Cyprinus carpio* L. Royal Ontario Museum, *Miscellaneous publication*, Toronto.
- Buen, F. De. 1929. La invasión de nuestras aguas dulces por las gambusias (*Gambusia holbrookii* Grd). *Revista de Biología Forestal y Limnología*, **1**: 49-53.
- Carlton, J. T. 1999. The scale and ecological consequences of biological invasions in the world's oceans, 195-212, en *Invasive Species and Biodiversity Management*. O. T. Sandlund, P. J. Schei, y Å. Viken (editores) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Courtenay, W. R. Jr. y Meffe, G. K. 1989. Small fishes in strange places: A review of introduced poeciliids, pp 319-331, en Meffe, G. K. y F. F. Snelson, Jr., (editores) *Ecology and evolution of livebearing fishes* (Poeciliidae). Englewood Cliffs, N. J. Prentice-Hall.
- Ehrlich, P. R. 1986. Which animals will invade? 79-95 en Mooney H. A. y J. A. Drake (editores), *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. Springer-Verlag, New York 321 pp.
- Fernández-Delgado, C.; Martínez-Peñas, R.; Arribas, C.; Berná, J.; Fernández-Borlán, A.; Pérez-Alejandre, R. y Saldaña, T. 2004. *Métodos de control de la población de carpas (Cyprinus carpio) y carpines (Carassius auratus) en la Reserva Natural Laguna de Zóñar y reducir sus poblaciones*. Memoria Final. II vols.
- Lozano-Rey, L. 1935. Los peces fluviales de España. *Mem. R. Acad. Cienc. Exact. Fis. y Nat.*, **11**: 1-839.
- McCarthy, H. P. y Crowder, L. B. 2000. An overlooked scale of global transport: phytoplankton species richness in ships' ballast water. *Biological Invasions*, **2**: 321-322.
- Moyle, P. B.; Li, H. W. y Barton, B. A. 1986. The Frankenstein effect: impact of introduced fishes on native fishes in North America, 415-426 en Stroud, R. H. (editor) *Fish culture in fisheries management*. American Fisheries Society, Fish Culture Section and Fisheries Management Section, Bethesda, Maryland.
- Myers, G. S. 1965. *Gambusia*, the fish destroyer. *Tropical Fish Hobbyst*, 61-65.
- Nájera, L. 1946. La *Gambusia holbrookii* en España. *Las Ciencias*, **11** (4): 837-876.
- Nájera, L. 1947a. La *Gambusia holbrookii* en España. Continuación (1). *Las Ciencias*, **12** (1): 206-225.
- Nájera, L. 1947b. La *Gambusia holbrookii* en España. Conclusión. *Las Ciencias*, **12** (3): 706-729.
- Primack, R. B. 1993. *Essentials of conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, 564.
- Torres-Esquivias, J. A. y Raya, C. 1982. Zonas húmedas del sur de la provincia de Córdoba: descripción y avifauna. *Bol. Est. Cent. Ecol.*, **11** (22): 43-48.
- Welcomme, R. L. 1981. *Register of international transfers of inland fish species*. FAO Fish. Tech. Pap., **213**: 1-120.
- Wilson, E. O. 1992. *The diversity of life*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, MA.

2.9

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

AVIFAUNA EXÓTICA NIDIFICANTE EN EL PARAJE NATURAL BRAZO DEL ESTE

RESUMEN

El Grupo Ornitológico del Sur lleva desde 1981 hasta nuestros días realizando el seguimiento de la avifauna del Paraje Natural Brazo del Este. Durante estos 25 años se han llevado a cabo de manera continuada tareas de anillamiento científico de aves, lo que ha permitido capturar y poder identificar la mayor parte de las especies existentes en la zona. Pudiendo así conocer cuando se produjo la aparición de las distintas especies exóticas en la zona y su adaptación.

ABSTRACT

Due to the work of the Grupo Ornitológico del Sur, starting from 1981 and up to day, making the pursuit of the birds of the Paraje Natural Brazo del Este, it's been possible to state the presence of some species of exotic birds in this protected area. Five species have been captured for the ringing work, four of them have been able to build nests (*Ploceus melanocephalus*, *Ploceus intermedius*, *Euplectes afer* and *Estrilda astrild*) and the other one has not shown any nest or evidences of breeding, the *Quelea quelea*. The presence of these species must be under control, since some of them constitute real plagues in their places of origin, which can suppose a high risk for the native species.

AVIFAUNA EXÓTICA NIDIFICANTE EN EL PARAJE NATURAL BRAZO DEL ESTE

Jesús Fernández Mejías; A. Barragán Marín y A. Plata Ortiz

Grupo Ornitológico del Sur
jesusfm@ya.com

INTRODUCCIÓN

La presencia de especies exóticas dentro de la avifauna existente en el Brazo del Este es un hecho ya conocido. Algunas especies de estrildas como son *Estrilda astrild*, o *Estrilda troglodytes* se han podido observar en este paraje desde hace más de 10 años. Sólo se ha comprobado la nidificación de *Estrilda astrild*. Desde 1997 se ha venido detectando el establecimiento de otro grupo de aves, los tejedores, de las especies capturadas sólo tres de ellas se han observado de manera regular en el Paraje Natural.

Además de las especies anteriormente mencionadas en 1998 se capturó un ejemplar de *Quelea quelea*, si bien esta fue una captura accidental. En todo el área de Isla Mayor nidifican otras exóticas como son el *Estrilda troglodytes* y el *Amandava amandava*, si bien ninguna de las dos se ha llegado a establecer aun en el Brazo del Este.

A continuación se detallan aquellas especies que nidifican en el Paraje Natural del Brazo del Este:

- ***Euplectes afer***: Esta especie de origen africano, mide unos 13 cm. de longitud. El macho se caracteriza por poseer un plumaje muy bello en la época de reproducción con colores amarillos y negros. Pasada esta época mudan el plumaje siendo similares a las hembras, de color pardo amarillento. Su tamaño es algo mayor que un *Serinus serinus*.

De esta especie se han capturado un total de 23 individuos, tanto jóvenes como machos o hembras con placa incubatriz. La primera captura se efectuó en 1998, habiéndose notado un incremento de sus capturas en los últimos años, en el último año se cogieron 10 de las 23 aves anilladas. Se han observado bandos de hasta un centenar de individuos en el Brazo durante el periodo posterior a la reproducción, siendo esta la especie exótica más abundante en la actualidad.

- ***Ploceus melanocephalus***: Tejedor originario de África de tamaño similar a un Gorrión común, o incluso algo mayor. Los machos tienen durante la época de reproducción la cabeza de color negro, que pierden el resto del año, siendo prácticamente indistinguibles de las hembras.

La nidificación de esta especie se constató por primera vez en 1997, cuando se capturó un macho en una zona próxima al Brazo del Este. De esta especie se han anillado 15 ejemplares, si bien parece que su población no se ha incrementado de manera alarmante como ocurre con la especie anterior, siendo el número de capturas constante desde que se localizó. Esta especie se encuentra fuertemente ligada al Gorrión moruno *Passer hispaniolensis*, los primeros nidos se localizaron (A. Ventas com. pers.) en una colonia de esta especie y un macho marcado en esa zona fue controlado meses después mientras se alimentaba en los arrozales junto a un bando de Gorriones morunos.

- ***Ploceus intermedius***: Esta especie, de tamaño intermedio entre las dos anteriores. El macho en plumaje nupcial tiene la cabeza de color negro, siendo el resto de año similar a las hembras y jóvenes. Además de por el tamaño se distingue por el color amarillo de su iris.

La nidificación de esta especie no se ha constatado en el Brazo del Este si bien la captura de jóvenes y de hembras parece indicar que esta especie se reproduce en el Paraje Natural. Desde el año 2000 se han capturado 21 ejemplares de los que 12 se han anillado en 2004. También está muy ligado al Gorrión moruno, realizándose la mayor parte de las capturas en las zonas donde esta especie se alimenta o sesteá.

- ***Estrilda astrild***: Minúscula ave, de unos 9 cm. de longitud. De color general marrónáceo con la cola negra y las mejillas blancuzcas. Pico y antifaz rojo, los jóvenes tienen el pico negruzco. El color de su plumaje no varía a lo largo del año.

A pesar de que hasta 2001 no se capturó el primer ejemplar, esta especie nidifica en el Brazo del Este desde hace unos 10 años. Las pocas capturas llevadas a cabo, cinco, se deben al pequeño tamaño de estas aves que hace que atraviesen las redes japonesas tradicionales y se tengan que emplear unas de luz más pequeña para su captura.

Aunque la presencia de especies exóticas en nuestros campos puede en un principio ser algo anecdótico e incluso positivo ya que nos ofrece la posibilidad de observar aves que de otra manera nos sería imposible ver, a medio y largo plazo esta presencia se puede volver en contra ya que estas aves son normalmente muy competitivas y por tanto pueden desplazar a especies autóctonas. En cuanto a las especies anteriormente tratadas hay que destacar que algunas de ellas, como por ejemplo *Quelea quelea*, son consideradas en sus países de origen como una plaga para la agricultura. A excepción del *Estrilda astrild* el resto de las especies tienen como base de su alimentación en gran parte del año el arroz y otros cultivos de la zona.

En cuanto a interacciones con otras especies únicamente se ha observado como Euplectes afer, la más común de las aquí tratadas, persigue en alguna ocasión a los Buitrones *Cisticola juncidis*, sin que podamos concluir si es un comportamiento habitual de la especie o fue algo casual.

Por todo lo anterior la presencia de especies exóticas en el Paraje Natural Brazo del Este, y en general en todos sitios, debe ser seguida y controlada por la administración. La aparición de estas especies se debe conocer lo antes posible ya que el éxito en su seguimiento y/o control depende en gran medida la rapidez de las medidas adoptadas. Para llevar a cabo el seguimiento de estas especies exóticas, y de las que muy probablemente seguirán llegando, se debería contar con personas que estén familiarizadas con este grupo de aves ya que al tratarse de especies alóctonas su identificación en el campo no es fácil, más aun cuando la mayor parte del año estas especies tienen un plumaje de eclipse que la hace muy parecidas unas a otras.

AVIFAUNA EXÓTICA NIDIFICANTE EN EL PARAJE NATURAL BRAZO DEL ESTE.
Jesús Fernández Mejías; A. Barragán Marín y A. Plata Ortiz

2.10

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

IMPACTO DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DE CANGREJOS DE RÍO SOBRE LAS POBLACIONES DE *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) EN ANDALUCÍA

PALABRAS CLAVE

Procambarus clarkii, eradication, control, *Pacifastacus leniusculus*.

RESUMEN

Hace tan sólo 30 años, el cangrejo de río (*Austropotamobius pallipes*), estaba ampliamente distribuido por los arroyos que surcaban las sierras calizas andaluzas. Esta especie atesoraba una gran importancia ecológica, cultural y gastronómica en las zonas ocupadas.

En el año 1974 fue introducido en las marismas del Guadalquivir el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), expandiéndose rápidamente de forma natural y asistida. A día de hoy ocupa gran parte del territorio andaluz hasta la cota de 1200 m.s.n.m.

Posteriormente, y fruto de escapes de cautividad, se ha establecido una población del cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*), también de origen americano. La mayoría de poblaciones de ambas especies americanas portan un hongo oomycete (*Aphanomyces astaci*) que causa mortandades del 100% en las poblaciones autóctonas afectadas, lo que las ha abocado, junto con otras causas, a la casi total extinción.

ABSTRACT

Just 30 years ago, the native crayfish (*Austropotamobius pallipes*) was widely distributed by the streams that flow through the limestone hills of Andalusia. This species treasured great ecological, cultural and gastronomic importance in the occupied areas.

In 1974, the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) was introduced in the marshes of the Guadalquivir River, then spreading rapidly both naturally and deliberately. Today, this species is distributed throughout much of the Andalusian region up to a height of 1200 m.

Subsequently, and as a result of escapes from captivity, a population of crab signal (*Pacifastacus leniusculus*), also of American origin, was established. Most people on both American species bear a oomycete fungus (*Aphanomyces astaci*) causing mortalities of 100% in native species concerned. This fact has engaged, along with other causes, the almost total extinction of native crayfish.

IMPACTO DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS DE CANGREJOS DE RÍO SOBRE LAS POBLACIONES DE *Astropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) EN ANDALUCÍA

Javier Galindo Parrilla; B. Nebot Sanz y J. C. Delgado Santabárbara

Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

fgalindo@egmasa.es

ANTECEDENTES

Hasta mediados del siglo pasado el cangrejo de río autóctono (*Astropotamobius pallipes*), estaba ampliamente distribuido por los arroyos de las sierras calizas andaluzas y del resto del territorio nacional.

A partir de estas fechas, la dinamización de la economía española fue provocando una mayor industrialización del país, con efectos localmente nocivos para los ecosistemas acuáticos, traducidos en contaminación de aguas, alteración de riberas o destrucción de la geomorfología fluvial, lo que motivó un cierto declive de las comunidades asociadas.

En 1974 fue introducido, con fines económicos, en las marismas del Guadalquivir el cangrejo rojo o cangrejo de las marismas (*Procambarus clarkii*), de origen americano, sufriendo una enorme expansión posterior de forma natural y asistida por parte del hombre. Actualmente, esta especie exótica se encuentra repartida por gran parte de los arroyos andaluces hasta una cota de 1200 m.s.n.m., habiéndose convertido en un importante recurso para especies como la nutria o las ardeidas.

Asimismo, y fruto de escapes de cautividad, se ha instalado otra especie exótica también de origen americano, en tierras andaluzas. Se trata del cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*), tradicionalmente considerada por muchos como un sustituto ecológico del cangrejo autóctono, en fuerte regresión.

Estas especies americanas son portadoras de un hongo oomycete "*Aphanomyces astaci*", que causa mortandades del 100% en las poblaciones autóctonas afectadas, lo que ha abocado a las poblaciones a la casi extinción en tan sólo 30 años.

Otras causas del declive han sido identificadas, tales como las sequías, contaminación, alteración de cauces y otras patologías.

Actualmente en Andalucía subsisten un total de 35 poblaciones de cangrejo autóctono, relegadas a tramos de cabecera, tramos marginales de su distribución original. En los últimos 10 años ha sufrido un declive del 55%, lo que ha motivado su inclusión en el Catálogo andaluz de especies amenazadas como "En peligro de extinción".

IMPORTANCIA CULTURAL, GASTRONÓMICA Y ECOLÓGICA DEL CANGREJO DE RÍO

Los cangrejos de río constituyen lo que se denomina una "Keystone" o especie clave dentro de los ecosistemas acuáticos. Son un recurso de primera magnitud para multitud de especies vertebradas como es el caso de la Nutria, Turón o ardeidas en general.

Como ejemplo más gráfico de su importancia en la cadena trófica, podemos citar la fuerte expansión sufrida por la Nutria durante la última década, ligada en parte a la expansión de las especies americanas de cangrejo de río.

Por su naturaleza detritívora, los cangrejos de río son modeladores de gran parte de las comunidades fluviales, entre las que se encuentran briófitos, macrófitas, macroinvertebrados, anfibios o peces. En definitiva son una especie clave en los flujos de energía de este ecosistema.

Por otro lado, en algunas publicaciones, (Torre, M. y Rodríguez, P., 1964.) hay constancia de una producción de cangrejo de río autóctono valorada en más de 50.000.000 de pesetas en todo el territorio nacional, el cual se distribuía a través de mercados, bares y restaurantes, lo que pone en evidencia la importancia de esta especie en el entramado gastronómico y cultural. Asimismo hay constancia de la representación de la especie en motivos religiosos o pictóricos de toda Europa desde varios siglos atrás.

EFFECTOS DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

En Andalucía estas especies alóctonas han sido identificadas como la principal causa de extinción de la especie autóctona, encontrándose actualmente ocupando gran parte del nicho ecológico de esta última.

Los efectos sobre el ecosistema de estas especies todavía son investigados a día de hoy, habiéndose encontrado que no son comparables en la mayoría de los casos con la especie autóctona (*Austropotamobius pallipes*).

Así, investigaciones llevadas a cabo con el cangrejo señal en el Reino Unido (Guan, R-Z. y Wiles, P. R., 1997) han demostrado que esta especie es capaz de competir de forma activa con el *Cottus gobio*, una especie de pez bentónico, a la que incluso podría hacer desaparecer. Otros estudios (Nyström, P. et al., 1996) con esta especie de cangrejo, demuestran que su efecto sobre dos especies de moluscos *Lymnaea stagnalis* y *L. peregra*, es muy superior al demostrado por *Astacus astacus* (especie autóctona europea).

Por su parte el cangrejo rojo americano, produce una drástica reducción de las macrófitas acuáticas, con posterior enturbiamiento del medio, provocando enormes desequilibrios en estos ecosistemas invadidos. Asimismo, se ha demostrado su efecto negativo sobre numerosas especies de anfibios en condiciones cerradas o muy delimitadas, llegando incluso a provocar extinciones locales.

Estas especies americanas son consideradas lo que en Ecología se denomina "Estrategas de la R", es decir, especies de gran crecimiento, productividad y elevada tasa de predación. Por el contrario, las especies europeas se consideran "Estrategas de la K", especies de menor crecimiento, productividad y tasa de predación.

Por tanto, aún a falta de profundizar en diversas líneas de investigación, no podemos valorar como “Especies ecológicamente homólogas” las especies americanas introducidas y las especies europeas, como algunas administraciones han intentado hacer pensar.

Por otra parte, hasta el día de hoy no se ha demostrado el desplazamiento del cangrejo rojo por parte del cangrejo señal, otro argumento frecuentemente utilizado. Los estudios existentes, muestran una distribución en mosaico, y una discriminación del hábitat en función de la altitud, por lo que es probable que el resultado final sea el de dos especies introducidas coexistiendo en el ecosistema.

EL PROGRAMA DE CONSERVACIÓN Y GESTIÓN DEL CANGREJO DE RÍO AUTÓCTONO EN ANDALUCÍA

Este programa iniciado en el año 2002, tenía como objeto conocer el estado de las poblaciones autóctonas andaluzas, delimitar los factores de riesgo existentes, y en última instancia, corregir estos factores y favorecer la dispersión de la especie de forma asistida.

Tres años después, se han muestreado casi 400 arroyos distribuidos por toda la Andalucía caliza, además de Despeñaperros y Sierra Norte de Sevilla, donde existían citas históricas.

De las al menos 140 poblaciones estimadas hace unos 20 años en Andalucía, tan sólo han subsistido 35 de ellas, arrinconadas en pequeños tramos de cabecera, y sujetas a numerosos factores estocásticos.

El cangrejo rojo americano y las sequías han sido identificados como los factores de riesgo más patentes para estas poblaciones, además de haber constituido la principal causa de extinción. Esta especie americana sigue actualmente en expansión, habiéndose constatado su traslocación furtiva a numerosos puntos durante la última década.

Por otro lado, se han identificado cerca de 150 áreas potenciales para la especie en toda la región. Los criterios prioritarios para la selección de las mismas han sido la ausencia de especies exóticas de cangrejo, buenas condiciones de refugios y calidad de hábitat, presencia de barreras físicas en el tramo inferior y presencia histórica de la especie en el área de influencia.

Actualmente se están realizando labores de reintroducción, y duplicación de poblaciones para asegurar el mantenimiento del material genético existente. Hasta el momento más de 30 actuaciones han sido implementadas, por lo que previsiblemente se habrá duplicado el número de poblaciones a corto plazo.

Asimismo se ha iniciado la adecuación de hábitats, recolección de muestras para la caracterización genética, seguimiento de poblaciones y redacción del Plan de recuperación y los planes provinciales de gestión. En este sentido la formación de los agentes de Medio Ambiente ha sido de gran utilidad para el proyecto, habiéndose realizado charlas formativas a más de 300 agentes de toda Andalucía. Actualmente, este cuerpo es pieza vital del Programa de recuperación de la especie.

Por último, y fruto de las necesidades de ejemplares para la recuperación, se ha redactado un proyecto de construcción de una astacifactoría o centro de cría, que nos supla los mismos durante los próximos años, estando a la espera de su ejecución.

GESTIÓN DE LAS ESPECIES EXÓTICAS

Como se ha comentado anteriormente, la situación en Andalucía es bastante desalentadora al estar ocupados gran parte de los tramos medios y bajos de los ríos, por especies americanas de cangrejo.

Hasta la fecha, han sido probados multitud de métodos de control y erradicación en todo el mundo, con resultados variables.

Métodos mecánicos (pesca con trampas, a mano y pesca eléctrica), han sido los más frecuentes. Buen método de control con esfuerzo a largo plazo, ambientalmente el más aceptable. Por el contrario, sin combinación con otros métodos es muy complicada la erradicación de las especies.

Métodos biológicos (parásitos, enfermedades, etc.). Insuficientemente ensayados, hasta el momento existe poca información al respecto.

Métodos físicos (manipulación de variables ambientales). Poco ensayados, tan sólo el secado de tramos de ríos o charcas durante un periodo largo puede hacer desaparecer poblaciones de cangrejo, con un coste ambiental variable. Barreras físicas o cambio de las condiciones físico-químicas han sido propuestas, con poca documentación hasta el momento.

Métodos químicos (biocidas, atrayentes, repelentes, etc.). Los atrayentes o repelentes han sido probados recientemente mediante feromonas, con pobres resultados. Mejores expectativas han mostrado los biocidas, entre los cuáles los piretroides y la rotenona son los más efectivos hasta el momento.

Métodos legislativos y educación ambiental (regulación sobre pesca y comercio de especies). Es el método más efectivo para la preservación de los ecosistemas locales. La comercialización de especies exóticas "en vivo", así como su pesca y traslocación constituyen la primera causa de dispersión del cangrejo de río. La información a los agentes vinculados, junto con una correcta legislación sobre pesca y comercio, son los principales puntos a abordar en el futuro en Andalucía.

En definitiva, la erradicación de especies exóticas de cangrejos, una vez implantados en el medio, pasa por la combinación de los métodos más adecuados para cada caso. Un solo método de forma aislada, no es probable que produzca resultados esperanzadores.

REFERENCIAS

- Cuéllar, L. y Coll, M. 1983. Epizootiology of the crayfish plague (*Aphanomyces astaci*) in Spain. *Freshwater Crayfish*, **V**: 545-548.
- Chang, V.C.S. y Lange, W.H. 1967. Laboratory and field evaluation of selected pesticides for control of the red crayfish in California rice fields. *J. Econ. Entomol.*, **60**: 473-477.
- Diéguez-Uribeondo, J. et al. 1997. The crayfish plague fungus (*Aphanomyces astaci*) in Spain. *Bull. Fr.Pêche Pisc.*, 347.
- Félix Royo *et al.*, 2002. Enfermedades del cangrejo de río presentes en España. CIVA 2002 (www.civa2002.org), 52-61.
- Consejería de Medio Ambiente. 2004. Programa de gestión y conservación del cangrejo de río autóctono en Andalucía. Delegación provincial de Granada. Informe inédito.
- Gherardi, F. y Holdich D. M. 1999. *Crayfish in Europe as Alien Species. How to make the best of a bad situation?*.
- Guan, R-Z. y Wiles, P. R. 1997. Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conservation Biology*, **11**: 641-647
- Nyström, P.; Brönmark, C. y Granéli, W. 1996. in press. Influence of an exotic and a native crayfish species on a littoral benthic community. *Oikos*.
- Torre, M. y Rodríguez, P. 1964. *El cangrejo de río en España*. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. Madrid.

2.11

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

LAS PLANTAS ACUÁTICAS INVASORAS. EL CASO DE *Azolla* EN DOÑANA

PALABRAS CLAVE

Flora Exótica, *Azolla*, jacinto de agua, plantas acuáticas, macrófitos acuáticos, Doñana.

RESUMEN

Las plantas acuáticas incluyen diversas especies como: *Eichhornia crassipes*, *Hydrilla verticillata* o *Salvinia molesta*, que, debido a sus especiales características fisiológicas y reproductivas y a las alteraciones que producen en el medio, constituyen una excelente manera para conocer la forma de actuar de las especies exóticas invasoras.

Una de estas especies: *Azolla filiculoides* ha aparecido recientemente en el Parque Nacional de Doñana (SW España), extendiéndose rápidamente por toda la marisma y alcanzando incluso las lagunas sobre las arenas. Su forma de crecimiento, formando densos tapetes que cubren por completo la superficie del agua y la posibilidad de fijar nitrógeno atmosférico, auguran importantes cambios en los ecosistemas acuáticos del Parque Nacional de Doñana. Asimismo, la presencia de otras especies en las inmediaciones del Parque Nacional de Doñana indica que el problema de *Azolla*, no es un problema aislado, sino que está incluido en el proceso global de expansión de las especies exóticas invasoras, consecuencia de las alteraciones de los hábitat naturales producidos por el hombre.

ABSTRACT

Aquatic plants include some species as: *Eichhornia crassipes*, *Hydrilla verticillata* or *Salvinia molesta*, which due to special physiological and reproductive characters and the problems they cause in native ecosystems, they constitute an excellent way to know the behavior of Invasive exotic species.

One of this kind of species: *Azolla filiculoides*, has recently been found in the Doñana National Park (SW Spain). It has quickly spread over Doñana's marshland and has arrived to the sandy ponds even. Its growing mode, that makes a dense carpet over the water surface, and its ability to fix the atmospheric nitrogen, predicted important changes in the marshland ecosystem of Doñana National Park. Besides, the appearance of others exotic species in the neighborhood of Doñana National Park, points to *Azolla* is not an isolated case. It is part of the global process, effect of the men's disturbances on natural habitats.

LAS PLANTAS ACUÁTICAS INVASORAS. EL CASO DE *Azolla* EN DOÑANA

Pablo García Murillo

Dpto. Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Farmacia. Universidad de Sevilla
pgarcia@us.es

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas han llevado consigo una importante modificación en los procesos biogeográficos responsables de la distribución de las especies. En consecuencia, muchas de estas actividades han supuesto la ruptura de barreras biogeográficas que impedían a determinadas especies alcanzar ciertos territorios y la reducción de su aislamiento continental.

Si bien estos procesos han estado presentes desde que el hombre comenzó a dominar los ecosistemas de su entorno, ha sido a partir del siglo XIX, con el desarrollo de los medios de transporte y el enorme incremento de los viajes intercontinentales, cuando estos se han hecho especialmente relevantes.

La natural colonización de un nuevo hábitat, que viene ocurriendo de forma continuada desde tiempos geológicos, se ha visto de esta forma gravemente alterada. Las nuevas formas de dispersión (usando los medios de transporte humanos) y la transformación de los ecosistemas naturales para el aprovechamiento de sus recursos, son la causa de que en la actualidad resulten cada vez más habituales las noticias sobre los problemas que ocasionan las especies exóticas invasoras.

Las consecuencias de esta situación no sólo afectan a la biodiversidad, estructura y funcionalidad de los ecosistemas que reciben este tipo de especies, sino que también inciden seriamente en la actividad humana, provocando en ciertos casos cuantiosas pérdidas económicas. La gravedad del problema es tal que en los últimos 20 años, en los Estados Unidos de América, se han desarrollado diversas leyes para implementar la monitorización de las especies exóticas invasoras. Leyes que han culminado con una "Presidential Executive Order" (Clinton, 1999) para llevar a cabo políticas federales en esta línea. Para dar una idea, se estiman en unos 138 billones de dólares por año el coste de las pérdidas producidas por estos organismos en Estados Unidos (Pimentel *et al.*, 2000).

LAS PEORES PLANTAS ACUÁTICAS

A este respecto, el grupo de las plantas acuáticas proporciona ejemplos que ilustran perfectamente las ideas expuestas en el párrafo anterior. Se trata de unos organismos bastante discretos en nuestro territorio, pero que incluyen entre sus efectivos a algunas de las más espectaculares especies exóticas invasoras.

En nuestro territorio la mayoría de las plantas acuáticas son poco conspicuas, con flores pequeñas y poco vistosas. Además, para observarlas bien, es preciso meterse en el agua y, en general, su identificación suele ser complicada. Por esta razón, con alguna excepción (como los nenúfares), la mayoría de ellas no tienen nombre común y resultan desconocidas incluso para la mayor parte de los naturalistas, técnicos y aficionados a la naturaleza. En cambio, en otras partes del mundo (Figura 1), resultan ser organismos muy bien conocidos; ello se debe a los problemas que causan a la actividad humana. La práctica totalidad de estas especies "molestas" pertenecen al grupo de las especies exóticas invasoras (Tabla 1).

Figura 1. Principales lugares del mundo donde las plantas acuáticas invasoras ocasionan problemas a la actividad humana

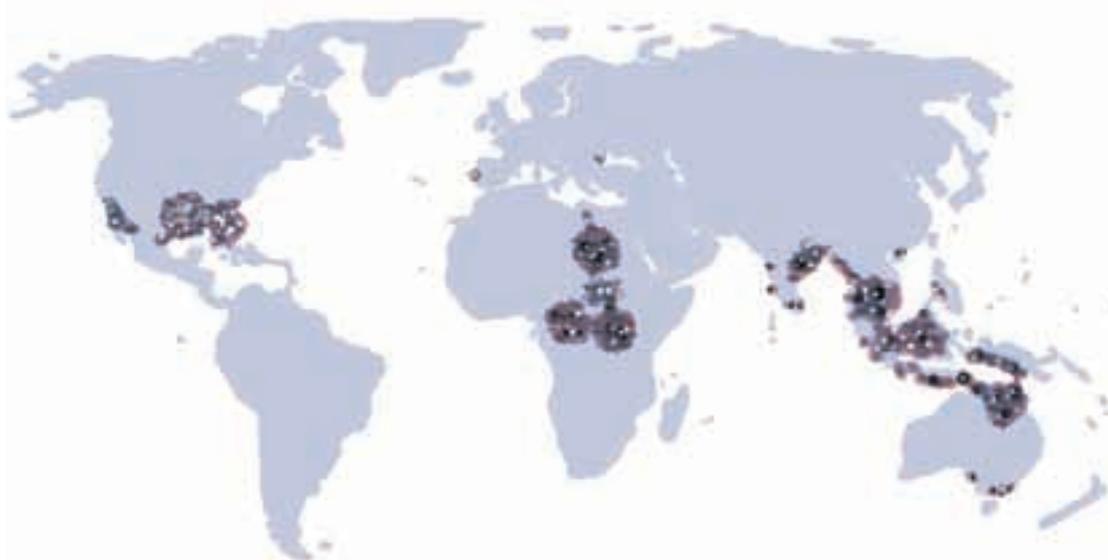
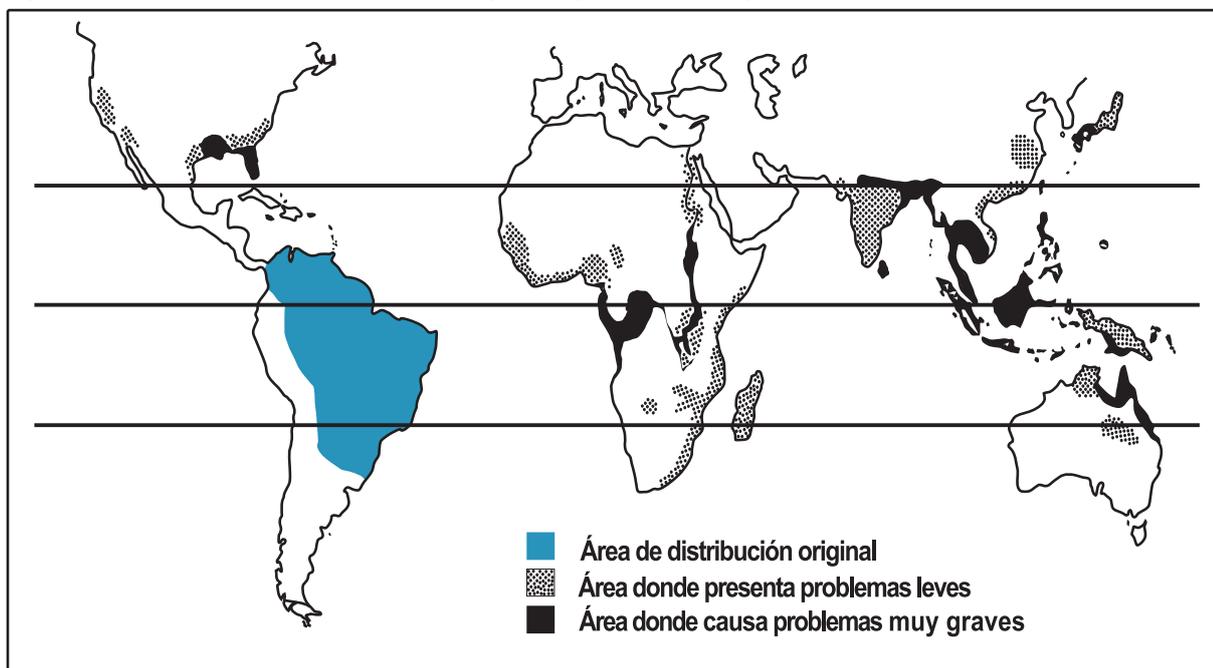


TABLA 1. Principales especies acuáticas invasoras

ESPECIES	ORIGEN
Sumergidas	
<i>Egeria densa</i>	S. América
<i>Elodea canadensis</i>	N. América
<i>Hydrilla verticilla</i>	S. Asia
<i>Lagarosiphon major</i>	África
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Subcosmopolita
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	S. América
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Europa, África, Asia
Flotantes	
<i>Azolla filiculoides</i>	América
<i>Eichhornia crassipes</i>	S. América
<i>Pistia stratiotes</i>	Trópicos
<i>Salvinia molesta</i>	S. América

Figura 1. Área de distribución de *Eichhornia crassipes*. Adaptado de Sculthorpe (1967)



Así, *Eichhornia crassipes*, el jacinto de agua, resulta ser el paradigma del vegetal devastador. Su forma de introducción, sus cualidades y los problemas que ha originado constituyen el arquetipo de la planta acuática exótica invasora.

Eichhornia crassipes, es una Monocotiledónea que pertenece a la familia de las Pontederiaceas. Su área natural de distribución se extiende por el NW del continente sudamericano (Figura 2). Se trata de una planta de aspecto extraño: flota libremente en la superficie del agua y posee unas hojas con los pecíolos engrosados (que funcionan como flotadores), dispuestas en rosetas de unos 30 cm de diámetro; tiene asimismo unas grandes flores de un hermoso color azul que se agrupan en número de 5-30 en una vistosa inflorescencia. Atributos que hacen que *Eichhornia crassipes* resulte una planta tremendamente atractiva para cualquier persona.

Eso fue lo que debieron pensar los miembros de la delegación japonesa en la "Cotton Centennial Exposition" (celebrada en 1884 en New Orleans), al repartir entre los visitantes de su pabellón macetas de esta original planta. El regalo, procedente de Venezuela, fue todo un éxito y los visitantes quedaron sorprendidos ante la extraña belleza de estos vegetales y, ya en su casa, por lo fácil que resultaba su cultivo. De tal forma, que algunos de ellos soltaron plantas de *Eichhornia* en estanques, ríos y lagos de su vecindario. Al poco tiempo, en 1890, ya aparecía naturalizada en numerosos lugares de Florida y en 1895 se encontraba en estados tan lejanos como California y estaba empezando a convertirse en una plaga. Su peculiar forma de crecimiento: formando tapetes que cubrían rápidamente la superficie del agua, llevó consigo numerosos problemas para las actividades humanas: colapsaba los cursos de agua, dificultaba o impedía la navegación, limitaba las pesquerías, etc. Hoy, después de 121 años de presencia en Norteamérica, esta plaga aún no ha sido erradicada y se encuentra extendida por los cinco continentes.

Al igual que otros organismos exóticos invasores, el éxito de *Eichhornia crassipes* reside en su capacidad para soportar un amplio rango de condiciones del medio, en la rapidez con que tiene lugar su crecimiento, en su potencial reproductivo y en la eficacia de su dispersión. A este respecto hay que señalar que se multiplica vegetativamente mediante estolones (en 6-15 días puede duplicar el tamaño de la población, por este medio) y sexualmente mediante semillas, que puede producir en un elevado número (en torno a 400 por cápsula). Y

sobre todo, que resulta muy atractiva para el hombre, el cual se ha encargado de propagarla por todos los rincones del mundo. Esta combinación de cualidades convierten a *E. crassipes* en una auténtica "bomba de relojería" capaz de transformar rápidamente los medios que invade. Véase, por ejemplo, el caso del Lago Victoria, un lugar completamente transformado tras la invasión de esta planta, tal como se hacía eco la prensa en el año 1999 (Prados). O, sin ir más lejos, los graves problemas que están causando recientemente en la cuenca extremeña del Guadiana, donde la Confederación Hidrográfica del Guadiana lleva invertidos más de 7 millones de euros en su control (Cifuentes *et al.*, 2007). Todos estos rasgos han hecho que *Eichhornia crassipes* figure entre los "100 of the World's Worst Invasive Alien Species" en la selección que Lowe *et al.*, (2000) hicieron para la Comisión de la UICN encargada de los organismos exóticos invasores.

Otra acuática invasoras tristemente famosa, que sigue un patrón parecido al de *Eichhornia crassipes*, es *Hydrilla verticillata*.

Es también una Monocotiledónea que se incluye en la familia de las Hydrocharitaceas. A diferencia de *E. crassipes*, es una planta sumergida y enraizada en el fondo, que se caracteriza por presentar hojas sentadas en verticilos de tres, con el margen serrulado y flores unisexuales muy pequeñas e inconspicuas (Foto 3). Su origen está en las regiones templadas de Asia, pero en la actualidad causa importantes problemas en los ecosistemas del sur de los Estados Unidos, Australia, Nueva Zelanda, y algunos lugares de África y Europa. Se trata de una especie muy agresiva que se propaga muy rápidamente y, si bien necesita estar sumergida en agua para vivir, compensa esta desventaja con la facilidad que tiene para multiplicarse vegetativamente: es capaz de producir asexualmente turiones y tubérculos. Ambas estructuras pueden ser arrastradas por las corrientes a una gran distancia y producir rápidamente nuevas plantas y, en el caso de los tubérculos, resisten el efecto de los herbicidas o la predación de los peces al quedar enterrados en el suelo.

Su propagación en Estados Unidos ha sido espectacular. Se trata de una planta usada como ornamental para acuarios que fue encontrada naturalizada en un canal cerca de Miami en 1960. En 1995, en Florida, cubría 40.000 Ha, el 43% de las aguas de los lagos públicos. En 2001 ya estaba presente como plaga en 21 estados, siendo especialmente prolífica en los estados del sur. Ello ha llevado a algunos investigadores, como Langeland (1996) a calificarla como "La mala hierba acuática perfecta", este autor señala que el coste estimado de las tareas que se realizaron para controlar su expansión en el estado de Florida durante 1994-1995 fue de 14.5 millones de dólares, ya que al igual que *Eichhornia crassipes* causa numerosos problemas a diversas actividades humanas: obstrucción de canales, impide la navegación, altera los flujos de agua, etc.

El tercer puesto en este podio lo podría ocupar *Salvinia molesta*. Se trata de una Pteridofita (grupo de plantas al que pertenecen los helechos) acuática de la familia de las Salviniaceas. Es una planta flotante que se multiplica rápidamente disponiéndose en densos tapetes en la superficie del agua. Y, aunque no puede reproducirse sexualmente (es un pentaploide), su velocidad de crecimiento es impresionante y su tolerancia a todo tipo de aguas, también. Es una planta de origen sudamericano que ha aparecido recientemente como plaga en diversos lugares del mundo: S. Asia, Australia, Estados Unidos o Sudáfrica. En Estados Unidos apareció en 1995 y desde entonces se ha extendido a 12 estados. Según U. S. Geological Survey (2004), en laboratorio la población de partida se duplica cada 2-4 días. En el campo, en condiciones buenas, su biomasa se duplica cada 10 días. Asimismo, esta institución refiere el caso de un lago de 40 millas cuadradas cubierto completamente de *S. molesta* después de tres meses tras la aparición de una única planta de esta especie. Muchos de los expertos en estos organismos se refieren a *Salvinia molesta* como "la peor planta acuática".

AZOLLA EN DOÑANA

Podría pensarse que, aunque estos casos resultan tremendos, están ocurriendo en otros lugares que se encuentran, por fortuna, a mucha distancia de nuestro territorio. Desgraciadamente no es así, lo cierto es que “ya están aquí”. Pueden encontrarse numerosas referencias (que se están incrementando en los últimos años) sobre la presencia de algunas de estas especies en la Península Ibérica y, lo que resulta aún peor, sus efectos se están empezando a sentir. Uno de nuestros espacios naturales protegidos más emblemáticos, el Parque Nacional de Doñana (en adelante P. N. D.), como se verá a continuación, está en la actualidad invadido por una planta acuática exótica: *Azolla filiculoides*.

Azolla filiculoides es una Pteridofita acuática de la familia de las Salviniáceas, su origen se encuentra en América. Es fácilmente reconocible: las plantas, que flotan en la superficie del agua, están formadas por pequeños tallitos ramificados (de unos 5 cm), completamente cubiertos por diminutas hojas escumiformes, de color verde o rojizo y con numerosas raicillas adventíceas. Estas plantas se disponen, al igual que *E. crassipes* o *S. molesta*, formando densos tapetes. Hacen desaparecer la vegetación sumergida, producen anoxia y alteran los movimientos del agua. Además, su habilidad para hacer simbiosis con cianobacterias le permite fijar directamente el nitrógeno atmosférico (entre 3-5 Kg/Ha). También, al igual que otras invasoras, *Azolla* crece rápidamente, siendo capaz de duplicar su biomasa en tres días. Por otra parte, es tremendamente fértil, posee la capacidad de multiplicarse vegetativamente mediante fragmentación y se reproduce sexualmente mediante esporas.

En España ha sido observada en varios lugares (García Murillo et al., 2007), si bien no existían noticias de que hubiera causado problemas. En cambio, pueden encontrarse referencias sobre problemas causados por *A. filiculoides* en algunos embalses portugueses los años 1993 y 1995 (Carrapiço et al., 1998).

Según García Murillo et al., (2004a), y Fernández Zamudio et al. (2006) en el año 2001, técnicos del P. N. D. confirmaron la presencia de *Azolla filiculoides* en una zona de la marisma del Parque. Dicha especie, al parecer, ya había sido observada el año anterior por personal de la Estación Biológica de Doñana, si bien no fue identificada. Desde entonces *A. filiculoides* se ha extendido por toda la marisma del Parque encontrándose tanto en las zonas de aguas más dulces (proximidades del Caño Guadiamar o la Marisma junto a las Pajareras) como en los lugares con aguas más salinas (Lucio del Membrillo o Caño de Brenes). Lugares tan remotos como la Laguna del Hondón, en cuyos alrededores se encuentra la única población funcional de *Hydrocharis morsus ranae* del SW de Europa (García Murillo et al., 2001) han sido rápidamente invadidos por esta Pteridofita. La invasión ha sido tan espectacular, que al final de la primavera, en los últimos años, esta especie ha formado impresionantes tapices de más de 10 cm de espesor (Foto 5) que impiden el desarrollo de la rica vegetación autóctona sumergida. Tapetes de tales dimensiones que son perfectamente visibles por la avioneta que utiliza la E. B. D. para los censos de aves. Y continúa avanzando, en Abril de 2004 se encontró en una de las lagunas sobre las arenas de la Reserva Biológica de Doñana y en Mayo de ese mismo año la pudimos observar, en la otra orilla del Guadalquivir, en un canal próximo al Pinar de la Algaida, en Sanlúcar de Barrameda (Cádiz).

Aparte de lo espectacular del caso, el problema que plantea la presencia de esta especie en Doñana es de una gran complejidad; ya que si continúa su expansión, podría verse muy mermado o desaparecer en su mayoría el rico tapiz de macrófitos de la marisma, incrementarse la eutrofización de sus aguas y volverse anóxicas las capas más profundas. Ello conllevaría un gran cambio en los ecosistemas marismes, en su estructura, metabolismo y biodiversidad. Por otra parte, los únicos métodos que se pueden utilizar para su control en este espacio natural (sin provocar importantes alteraciones en los ecosistemas autóctonos) son los medios mecánicos, los cuales no han resultado eficaces en absoluto (García Murillo et al., 2004b). Los otros métodos de control: herbicidas y lucha biológica, entrañan demasiados riesgos para ser utilizados en un espacio natural protegido tan valioso. Quizá una rápida actuación sobre las primeras plantas observadas o un conocimiento detallado de la biología de esta especie hubiera resultado un remedio eficaz. Quién sabe. En un estudio reciente (Cirujano et al., 2008) se estima que en 2007 *Azolla* llegó a ocupar 4363 hectáreas de la marisma de Doñana.

TABLA 2. Especies vegetales exóticas encontradas en ecosistemas autóctonos de los alrededores del Parque Nacional de Doñana. (Adaptado de Cobo et al., 2003)

TAXÓN	LOCALIDAD	PROCEDENCIA
<i>Abutilon theophrasti</i> Medik.	Sur de Asia	Andévalo (H)
<i>Ammannia robusta</i> Heer y Regel	América	Andévalo (H)
<i>Asparagus asparagoides</i> (L.) Druce	África del Sur	Andévalo (H)
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	América	Litoral (H), Marisma (Se)
<i>Bergia capensis</i> L.	Asia y África Tropical	Marisma (Se)
<i>Bidens frondosa</i> L.	América	Andévalo (H)
<i>Bidens pilosa</i> L.	América	Litoral (H)
<i>Cestrum parqui</i> L'Hér.	América del Sur	Litoral (H)
<i>Cyperus difformis</i> L.	Asia	Marisma (Se)
<i>Chamaecybe maculata</i> (L.) Small	América del Norte	Litoral (H)
<i>Chenopodium pumilio</i> R. Br.	Oceanía	Andévalo (H), Litoral (H)
<i>Chloris gayana</i> Kunth	África del Sur	Litoral (H)
<i>Cucumis myriocarpus</i> Naudin subsp. <i>myriocarpus</i>	África del Sur	Andévalo (H)
<i>Dichondra micrantha</i> Urban	Antillas	Litoral (H)
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	América del Sur	Marisma (Se)
<i>Diplachne fascicularis</i> (Lam.) Beauv.	América	Litoral (H)
<i>Diplachne uninervia</i> (C. Presl.) Parodi	América	Marisma (Se)
<i>Echinochloa colonum</i> (L.) Link	América	Marisma (Se)
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) Bauv.	América	Marisma (Se)
<i>Echinochloa oryzoides</i> (Ard.) Scop	América	Marisma (Se)
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	América	Marisma (Se)
<i>Erigeron karvinskianus</i> DC.	México	Andévalo (H)
<i>Galenia secunda</i> (L. fil) Sonder	África del Sur	Litoral (H)
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	América del Sur	Litoral (H)
<i>Killingia brevifolia</i> Rottb.	Pantropical, América y Asia	Litoral (H)
<i>Lepidium sativum</i> L.	Persia y Egipto	Litoral (H)
<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	América	Litoral (H)
<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	América	Litoral (H)
<i>Panicum miliaceum</i> L.	Asia	Condado (H), Litoral (H)
<i>Pistia stratiotes</i> L.	Trópicos	Algaida (Ca)
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	América del Sur	Litoral (H)
<i>Spartina patens</i> auct. pl., non (Ait.) Muhl	América	Litoral (H)
<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham et Schlecht	S. América	Marisma (Se)
<i>Tetragonia tetragonoides</i> (Pallas) O. Kuntze	Nueva Zelanda	Litoral (H)
<i>Tragus racemosus</i> (L.) Allioni	Trópicos	Litoral (H)

NUEVAS AMENAZAS

Durante el año 2002 en la marisma del Parque Natural de Doñana aparecieron algunas plantas de *Sagittaria montevidensis* Cham. y Schlecht., una planta acuática sudamericana. Una rápida actuación de la Consejería de Medio Ambiente terminó con estas plantas, en ese momento. Igualmente, en Noviembre de 2004, agentes de la Consejería de Medio Ambiente advirtieron la presencia de una gran mancha de unos 3 km de longitud, de *Pistia stratiotes* L. (otra planta acuática exótica con un amplio currículo como invasora, ver García Murillo

et al., 2005) en un lugar muy próximo al Parque Nacional de Doñana: el Caño Martín Ruiz (Sanlúcar de Barrameda, Cádiz). En Diciembre de 2004, la Consejería, a la vista de la magnitud de la mancha y de la proximidad al Parque Nacional de Doñana decidió iniciar las tareas para su erradicación.

Finalmente, en la Tabla 2 pueden verse las especies exóticas localizadas en las inmediaciones del P.N.D. A partir de dicha tabla y de lo expuesto anteriormente, puede deducirse que este espacio natural protegido se encuentra bajo una constante amenaza, en lo referente a las especies vegetales exóticas invasoras. Y aunque el P. N. D. dedica notables esfuerzos, con un éxito considerable, al control y a la erradicación de estas especies, es preciso mantenerse alerta e incrementar las medidas de control para que las invasiones de estas especies no tengan éxito.

EPÍLOGO

A partir de lo expuesto puede concluirse que resulta imprescindible tener en cuenta a las especies exóticas invasoras en la gestión de la conservación y los espacios naturales protegidos. Urge tomar medidas.

Es necesario incrementar los conocimientos que se tienen sobre la biología de estas especies, disponer de bancos de datos sobre las mismas, sus áreas de distribución, su ecología. Cuanto más conocimiento se tenga sobre estas especies más eficaces serán las tareas de control que sobre ellas se lleven a cabo.

Por otro lado, otros países llevan ya un tiempo trabajando sobre el problema que suponen estos organismos, sería preciso aprender de sus experiencias y aprovechar sus conocimientos. Sus resultados muestran de forma unánime que los mayores éxitos en el control se obtienen con la detección precoz, sería conveniente trabajar en esta línea. Asimismo advierten que la educación juega un papel fundamental, es necesario divulgar el riesgo que suponen estas especies en los ecosistemas de nuestro territorio y los gastos que las tareas de control y erradicación traen consigo. Es necesario que estos conocimientos trasciendan de los técnicos de la conservación y de la comunidad científica. Es preciso que lleguen a otros colectivos que participan de manera muy importante en este proceso: agricultores, ganaderos, viveristas, jardineros, ayuntamientos, autoridades portuarias, ecologistas, etc. De esta forma se podrían evitar incongruencias tales como usar en jardines públicos especies con un dilatado historial como invasora, especialmente en lugares próximos a espacios naturales protegidos, donde se destinan considerables esfuerzos para el control de este tipo de especies.

También resulta necesario desarrollar una legislación que apoye todas estas acciones y defina claramente la manera de trabajar con ciertas especies. A este respecto las "listas negras" usadas en otros países podrían ser de gran ayuda.

Por último habría que tener presente que la alteración de los ecosistemas autóctonos constituye la vía de entrada de las especies exóticas, que aprovechan los desequilibrios producidos en los ecosistemas alterados para instalarse en ellos. Un ecosistema en buen estado de conservación no tiene ningún "hueco" libre para que lo ocupe una especie exótica. Quizá el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas autóctonos sea la mejor defensa contra la invasión de especies exóticas.

REFERENCIAS

- Carrapiço, F.; Costa, M. H.; Teixeira, G. y Baioa, M. V. 1998. A New evaluation of some Azolla blooms: The Guadiana Case. Lisbon. *10th EWRS Symp. On Aquatic Weeds*, 249-252.
- Clinton, W. J. 1999. Executive order: Invasive species, citado en Myers, J. H. y Bazely, D. R. 2003. *Ecology and Control of Introduced plants*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Cobo, M. D.; Sánchez Gullón, E. y García Murillo, P. 2003. Datos acerca de la presencia y gestión de especies invasoras y xenófitas en un espacio protegido europeo paradigmático. En Capdevilla Argüelles, L., Zilletti, B. y Pérez Hidalgo, N. Eds. *Contribuciones al conocimiento de las especies invasoras en España*. León. Grupo de Especies Invasoras Ed. G. E. I., Serie Técnica, 38-41.
- García Murillo, P.; Cirujano, S.; Medina, L. y Sousa, A. 2001. Las plantas acuáticas también sufren ¿Se extinguirá *Hydrocharis morsus ranae* L. de la Península Ibérica?. *Quercus*, **183**: 27-29.
- García Murillo, P.; Cobo, M. D.; Sánchez Gullón, E. y Garrido, H. 2004. Plantas exóticas e invasoras en Doñana. *Medio Ambiente*, **46**: 45-53.
- García Murillo, P.; Dana Sánchez, E. y Rodríguez Hiraldo, C. 2005 b. La lechuga de agua amenaza con invadir Doñana. *Quercus*, **232**: 36-37
- Langeland, K.A. 1996. *Hydrilla verticillata* (L.F.) Royle (Hydrocharitaceae), "The Perfect Aquatic Weed". *Castanea*, **61**: 293-304.
- Lowe S. J.; Browne, M. y Boudjelas, S. 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species*. Auckland. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG).
- Pimentel, D.; Lach, L.; Zuniga, R. y Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of non indigenous species in the United States. *BioScience*, **50** (1): 53-64.
- Prados, L. 1999. El mayor lago de África se muere por la introducción de las especies foráneas. *El País*, 21 Noviembre 1999. *Sociedad*: 32.
- Sculthorpe, C. D. 1967. *The Biology of Aquatic Vascular Plants*. London. Edward Arnold Publishers.
- USGS 2004. *Salvinia. Nonindigenous Aquatic Ferns in the United States*. <http://salvinia.er.usgs.gov/>
- Cifuentes, N., Hurtado, A. & Ruíz Téllez, T. 2007. Lucha integral contra la plaga del jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en el tramo medio del río Guadiana. En GEIB (Ed.) *Invasiones biológicas: un factor del cambio global*. GEIB, Série Técnica nº 3. 266-269.
- Cirujano, S., García-Murillo, P., Fernández-Zamudio, R., Espinar, J.M., Rubio, A., Meco, A., López-Bravo, I., Sánchez-Andrés, R., Sánchez-Carrillo, S., Moreno, M., Sousa, A. (2008). *Estudio y control del helecho acuático invasor Azolla filiculoides en los humedales del Parque Nacional de Doñana 2005-2008*. Informe Técnico Inédito Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Fernández Zamudio, R., Cirujano, S., Nieto, I., Cobos, M.D., Sousa, A., & García Murillo, P. 2006. *Novedades florísticas en el Parque Nacional de Doñana* (SW España). *Acta Botanica Malacitana* 31: 191-195.

García Murillo, P., Fernández Zamudio, R., Cirujano, S., Sousa, A., & Espinar, J.M. 2007. *The invasion of Doñana National Park* (SW Spain) by the mosquito fern (*Azolla filiculoides*). *Limnetica* 26: 243-250

2.12

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

BIODIVERSIDAD AGRÍCOLA Y EROSIÓN GENÉTICA

PALABRAS CLAVE

Recursos fitogenéticos, uniformidad genética, variabilidad, revolución verde.

RESUMEN

Nos horrorizamos cuando escuchamos que un patrimonio histórico como la Catedral de Sevilla (con más de 6 siglos de vida) se va degradando por la acción de la excesiva contaminación atmosférica de la ciudad, pero también nos deberíamos llevar las manos a la cabeza al conocer la desaparición de otro patrimonio de la Humanidad: las variedades locales, fruto del trabajo de generaciones de agricultores. La causa principal de su desaparición a un ritmo alarmante es la implantación, tras la llamada "Revolución Verde", de un tipo de agricultura industrializada, sostenida por el apoyo institucional y las grandes multinacionales y basada en cuatro nichos tecnológicos: la mecanización, los fertilizantes, los pesticidas y las semillas mejoradas.

ABSTRACT

We horrify when we listen that a historic patrimony as the Cathedral of Seville (over 6 centuries old) is degrading for the action of the city excessive air pollution, but also we should also react to find out about the disappearance of another world heritage: local varieties, result of the work of several generations of farmers. The main cause for its alarming disappearance rhythm is the establishment, after the call "Green Revolution", of a industrialized type of agriculture, maintained with the support of institutions and large multinationals, which are based on four technological niches: mechanization, fertilizers, pesticides and improved seeds.

BIODIVERSIDAD AGRÍCOLA Y EROSIÓN GENÉTICA

Juan Manuel González Gutiérrez

Red Andaluza de Semillas
info@redandaluzadesemillas.org

BIODIVERSIDAD AGRÍCOLA Y RECURSOS GENÉTICOS

Antiguamente se consideraba que los recursos naturales básicos para la vida eran el agua, el suelo y el aire. Sin embargo existe un cuarto recurso natural que ha ganado importancia últimamente frente a estos recursos tradicionales por ser una de las bases de la salud ambiental de nuestro planeta y una fuente de seguridad económica y ecológica para las generaciones futuras: los recursos genéticos (Hobbelink, 1992 y Nuez y Ruiz, 1999.b). El interés adquirido por estos recursos se ha producido, al igual que ha ocurrido históricamente con el resto de recursos, por su progresiva desaparición, la toma de conciencia de su escasez por parte de la sociedad y, lógicamente, su encarecimiento (Soriano, 2000).

Los recursos genéticos forman parte de la diversidad biológica, conocida como biodiversidad. Es en ésta en la que se basa el sustento que conforma la vida de este planeta (Álvarez, 2000; Souza *et al.*, 2001). Son los alimentos que comemos: cultivos, frutas, animales, peces, raíces y cortezas; las plantas medicinales que nos curan; los árboles y otras plantas que nos aportan materiales para vestirnos, cobijarnos y numerosos servicios y los incontables microorganismos en la base de todas las cadenas de vida. Pero la biodiversidad es también cultura, sistemas productivos, relaciones humanas y económicas. Es, en esencia, libertad (Vía Campesina, 2001).

No se debe considerar la biodiversidad como la simple abundancia de taxones, es decir, un sistema no posee mayor diversidad a mayor número de organismos, especies o variedades. Esto es completamente erróneo ya que la biodiversidad se basa no sólo en el concepto de diferencia sino también en el de complejidad y por lo tanto si ignoramos la interacción entre los grupos, difícilmente tendremos una idea real de la biodiversidad del sistema (Soriano *et al.*, 2000.a).

Así, la biodiversidad se puede definir desde una perspectiva como: *el resultado de las formas en que están organizados e interactuando los diferentes componentes vivos e inertes del sistema* (Simmons,

1982; Díaz, 1998 y Souza *et al.*, 2001). Y desde otra perspectiva, *la biodiversidad es lo que hace posible la organización e interacción del sistema mismo* (Gliessmann, 2001).

De toda la riqueza biológica (especies existentes en la actualidad) del planeta creadas a través de la evolución, entendiéndola como un proceso que no ha ocurrido de forma simultánea en toda la superficie de la tierra (Vavilov citado por Martín, 2001), el hombre aprovecha tan solo una mínima parte de la riqueza fitogenética del planeta: son más de 1.500.000 las especies biológicas ya descritas sobre el planeta, aunque posiblemente la cifra real de las existentes sea cuatro veces superior (Hernández, 1999). De las conocidas, 350.000 pertenecen al reino vegetal y de ellas 250.000 corresponden a plantas superiores, del 50% de las cuales se conoce algún uso o interés concreto para el hombre. El catálogo de las plantas de interés alimentario para la humanidad supera con toda probabilidad las 20.000, pudiendo llegar a la cifra de 50.000. Sin embargo y actualmente tan solo alrededor de 200 pueden considerarse como cultivos importantes desde el punto de vista alimentario, y de éstas tan solo 100 son comercializadas internacionalmente. Mas aún, solo veinte cultivos representan el 80% de la alimentación mundial, diez de ellos alcanzan el 66%, de los cuales tres (trigo, arroz y maíz) significan por sí solos el 41.5% (FAO, 1996. a).

Estas cifras pueden producir la falsa impresión de que la humanidad puede sobrevivir perfectamente en un mundo muy simplificado, utilizando muy pocas especies, pero lejos de esta sensación, el hombre depende de un gran número de especies biológicas. Nuestra dependencia de las especies y productos extraídos o derivados de los vegetales es tan inmensa como incuestionable (IPGRI, 2001).

LA BIODIVERSIDAD AGRÍCOLA Y LOS RECURSOS FITOGENÉTICOS

La situación de la biodiversidad agrícola es diferente a la silvestre, ya que está asociada a sistemas agroecológicos y a necesidades humanas y ambos están en continuo cambio. A pesar de estas diferencias, la pérdida tanto de la biodiversidad silvestre como de la agrícola debe ser afrontada de forma internacional, pero la agrícola, que siempre ha estado directamente vinculada al hombre, requiere una ordenación humana más activa y constante (FAO, 1996.a).

Por todas las características citadas anteriormente, en el caso concreto de la agricultura parece más correcto hablar de Recursos Fitogenéticos para la Alimentación y la Agricultura (RFAA), que constituyen la fracción de la biodiversidad potencialmente útil para el desarrollo agrícola (Nuez y Ruiz, 1999.b), son la base de la subsistencia de la humanidad (Ministerio de Medio Ambiente, 1999) y la suma de todas las combinaciones de genes resultantes de la evolución de una especie (IPGRI, 2000). La FAO (1996.a) utiliza en la actualidad esta denominación para resaltar de esta forma la importancia que estos recursos tienen para el mantenimiento de la producción agrícola y para la seguridad alimentaria mundial y los define como:

“la diversidad de material genético contenido en las variedades tradicionales y cultivares modernos usados por los agricultores, así como sus parientes silvestres y otras especies de plantas que puedan ser usadas como alimento humano o para los animales domésticos, para la obtención de fibras y tejidos, madera, energía, etc.”

En definitiva, los recursos fitogenéticos juegan un papel fundamental ya que, entre muchas de sus características, su variabilidad genética (Hernández, 2000):

- Es la base del desarrollo de variedades mejoradas que aseguren cantidades estables y suficientes de alimentos.
- Es la fuente de nuevas opciones de cultivos y de resistencia a factores adversos.

- Ayuda a mantener el equilibrio de agroecosistema basándose en la selección o reintroducción de especies apropiadas.
- Es un elemento importante para la agricultura sostenible.
- Es un elemento estratégico en tratados de intercambio entre países.
- En ocasiones es la opción segura para ampliar la frontera agrícola.
- Es un legado de seguridad para la alimentación y bienestar de las generaciones futuras.

EROSIÓN GENÉTICA

En la actualidad nos enfrentamos a enormes presiones que pretenden imponer la uniformidad en vez de la diversidad, uniformidad tanto biológica como cultural (referida ésta al saber colectivo de la humanidad sobre la biodiversidad, su utilización y su gestión), produciéndose un proceso de pérdida de biodiversidad en el caso de la pérdida de especies (Álvarez, 2000).

Esta pérdida de biodiversidad es conocida como erosión genética y se puede definir como el proceso de pérdida de la variabilidad genética, y afecta tanto a animales terrestres y acuáticos como a vegetales y a pequeños microorganismos (GRAIN, 1996.c), es decir, no se trata sólo de la pérdida más llamativa de ballenas, delfines o tigres, sino también de esos animales, plantas y árboles que tradicionalmente han aportado el sustento de nuestras comunidades (Álvarez, 2000).

Si bien en este trabajo sólo se hace referencia a la pérdida de las plantas cultivadas, hay que resaltar que en los agroecosistemas se está produciendo una gran pérdida de variabilidad genética en variedades autóctonas de ganado. Estos animales domésticos que cumplen un rol fundamental en la agricultura como fuente de alimento, de trabajo, facilitando el cultivo de la tierra, como capital (especialmente en países pobres), como suministradores de energía (en forma de estiércol que se utiliza para abonar o se quema) o como productores de fibra que se usa para las vestimentas (GRAIN, 1996.b), han sido sometidos a intensos programas de selección, produciéndose el desplazamiento de razas locales por las mejoradas (Ministerio de Medio Ambiente, 1999). De la misma manera, también se están perdiendo pequeños organismos que cumplen unas labores vitales en el funcionamiento de los ecosistemas, y de los que tanto la agricultura como las industrias forestales dependen para sus producciones y sustentabilidad (García, 1999 y Díaz, 2000).

La erosión de nuestros recursos genéticos puede afectar gravemente a las futuras generaciones, las cuales, muy acertadamente, nos culparán de falta de responsabilidad y de falta de previsión. En ese momento, la mayoría de los recursos genéticos no estarán disponibles para su utilización general por los mejoradores, agrónomos, forestales y horticultores de todo el mundo (Nuez y Ruiz, 1999.b).

SITUACIÓN DE LOS RECURSOS FITOGENÉTICOS EN ESPAÑA

Aunque en España no hay cifras ni estudios concretos al respecto, los datos que se estiman aparecen reflejados en el Informe Nacional para la Conferencia Técnica Internacional de la FAO (Leipzig, 1996) sobre los Recursos Fitogenéticos elaborado por el INIA en 1995, y en el que se llegaron a las siguientes conclusiones:

- En cereales de invierno (trigo, cebada, avena y centeno) prácticamente el 100% de las variedades han sido sustituidas por otras mejoradas, excepto en el caso del centeno, cultivo en retroceso y del que en pequeñas explotaciones del norte de la Península, de carácter montañoso, se pueden encontrar variedades locales.

- En los cereales de primavera (maíz, sorgo y arroz), la situación es igualmente precaria. Aunque se pueden encontrar algunas variedades locales de maíz en la zona norte y de sorgo en el Valle del Ebro, en explotaciones comerciales han sido sustituidas al 100% por variedades mejoradas (híbridos). Las variedades de arroz son al 100% mejoradas.
- En leguminosas se utiliza un alto porcentaje de variedades locales, tanto para consumo humano como para pienso. Algunos tipos de estas variedades, debido a su calidad, están en recuperación para incluirlas en planes de mejora.
- En cultivos extensivos industriales (girasol, algodón, remolacha, etc.) la totalidad de las variedades son mejoradas. Solamente se pueden encontrar algunas variedades locales de girasol blanco para consumo directo como pipa.
- En hortícolas, existen por un lado los cultivares mejorados y normalmente comercializados por transnacionales destinadas a los mercados interiores y de exportación, con notables excepciones de variedades locales de alta calidad muy apreciadas en mercados interiores. Y por otro lado, las hortícolas que se cultivan en pequeños huertos suelen ser en una gran proporción variedades tradicionales destinadas al autoconsumo. El problema de estas fincas es, habitualmente, su ubicación en zonas de poca importancia hortícola, o terrenos marginales y su uso por personas de avanzada edad, por lo que están en franco retroceso.
- Las especies forrajeras y pratenses son en su mayoría material mejorado normalmente a partir de variedades autóctonas, exceptuando la alfalfa y la veza en las que predomina el uso de variedades tradicionales.
- En especies ornamentales, predomina el material foráneo sobre el autóctono en flor cortada, aunque últimamente se está promoviendo el uso de especies autóctonas para jardinería de exterior e interior.
- En frutales podemos diferenciar varios casos. En la vid para vinificación, se suelen usar cultivares antiguos, normalmente asociados a las denominaciones de origen o zonas de cultivo, aunque en algún caso sean de origen foráneo. No ocurre lo mismo para la uva de mesa, donde predominan las variedades mejoradas. En cítricos, el 100% son variedades mejoradas. Las variedades de olivo son normalmente cultivares autóctonos. En frutales caducifolios, sólo predominan variedades antiguas en el caso del almendro, albaricoquero y algunos tipos de melocotón, además de aquellos de menor importancia comercial como son higueras, granados o acerolos. En frutales subtropicales, aunque el material original no era autóctono, muchas de las variedades han sido mejoradas y seleccionadas por los propios agricultores, considerándolas como del país.

CAUSAS DE LA EROSIÓN GENÉTICA EN LAS ESPECIES CULTIVADAS

La erosión genética en los agroecosistemas se debe a una interacción entre factores complejos que han incidido directa o indirectamente sobre los mismos. Por ello y porque posiblemente unos factores sean consecuencias de otros, no se deben estudiar de manera aislada.

Lo que sí parece claro, es que la destrucción de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad no pueden seguir siendo considerados como externalidades o simples efectos secundarios de un modelo económico de desarrollo determinado, sino que deben incluirse como costes ambientales (Álvarez, 2000) y deberían ser un elemento crucial en la comparación de agroecosistemas (Altieri, 1995). Por esto, es importante analizar las causas de erosión para poder intervenir sobre ellas.

Un gran número de trabajos coincide en que la principal causa de la erosión genética ha sido y es la implantación generalizada de la agricultura comercial moderna o industrializada (FAO, 1996.a), originada por la consolidación de la racionalidad científica occidental impuesta en el siglo XX (Revolución Verde) con la idea de que a la naturaleza había que someterla y modificarla con el objetivo de aumentar las producciones basándose en cuatro grandes pilares: mecanización, fertilizantes, pesticidas y semillas mejoradas (Rosset, 1997; Montecinos, 1997; Gómez y Honty, 1997; Sotomayor, 1997; Angulo *et al.*, 1998 y Hobbelink, 1999).

Todo esto ha provocado el deterioro de los agroecosistemas, manifestado como rebrotes de plagas en muchos sistemas de cultivo y también en forma de salinización, erosión del suelo, contaminación de aguas, etc. Además estos cambios han llevado también a la transformación de la vida rural en todo el mundo y una cada vez mayor dependencia económica, tecnológica y cultural ante las transnacionales de la agricultura y la alimentación (Hecht, 1997).

Bajo esta consideración, junto a tres procesos paralelos que se producen desde los años 80 (Segunda "Revolución verde") como es la consolidación del control de la cadena alimenticia por las empresas transnacionales, la legalización de la privatización de la vida a través de los derechos de propiedad intelectual y el despliegue masivo de cultivos transgénicos (Álvarez, 2000), se engloban las siguientes causas específicas de la erosión genética: Sustitución de variedades tradicionales por otras modernas, Cambios en los sistemas agrícolas, Medidas legislativas y políticas, Factores económicos, Cambios demográficos, Conflictos civiles y catástrofes naturales, Pérdida de diversidad cultural, Degradación y destrucción de agroecosistemas

EFFECTOS DE LA EROSIÓN GENÉTICA

La erosión genética en agricultura esta provocando la desaparición a un ritmo alarmante de los recursos genéticos vegetales de los cuales depende la seguridad alimentaria de las generaciones presentes y futuras (FAO, 1996.a y Demissie, 2000). La seguridad alimentaria es el derecho que poseen los pueblos a obtener los alimentos necesarios para la alimentación familiar garantizando una vida plena y saludable (Souza *et al.*, 2001). Para garantizar esta definición, deben ser satisfechas dos condiciones: a) asegurar una disponibilidad estable, en todo momento, de los alimentos, b) asegurar que cada hogar acceda a los alimentos adecuados (Sánchez-Griñán, 1997).

En la actualidad no podemos considerar que hay seguridad alimentaria, si se define ésta como el acceso a los alimentos. Actualmente hay 800 millones de personas desnutridas y se prevé en los próximos 30 años un crecimiento de la población mundial desde los actuales 5.700 millones de habitantes hasta unos 8.500 millones (Nuez y Ruiz, 1999.b; Hawtin, 2001). El número de personas desnutridas disminuyó en 40 millones entre 1990-1992 y 1995-1997. Sin embargo el ritmo es muy lento y el progreso es muy disparejo como para lograr el objetivo trazado en la Cumbre Mundial sobre la Alimentación de 1996: reducir el total a una cifra de alrededor de 400 millones para el año 2015 (FAO, 1999).

Por ello y porque los recursos genéticos son la base de la evolución natural y dirigida de las especies agrícolas y animales que directa o indirectamente contribuyen a la supervivencia y bienestar de las personas, la conservación y uso sostenible es necesaria para aumentar el suministro de alimentos y la producción agrícola y así hacer frente a los desafíos que plantean los cambios del medio ambiente (FAO, 1996.b).

Uniformidad genética y vulnerabilidad

Uno de los mayores problemas que ha provocado la implantación de los actuales modelos agrícolas, basados en conseguir grandes aumentos en la producción, ha sido la enorme reducción del número de especies cultivadas y dentro de éstas, el número de variedades empleadas (Hobbelink, 1992).

Esta uniformidad genética, fruto de la selección y mejoramiento, desde el siglo XIX, de las variedades cultivadas y que constituye un peligro frente a cambios ambientales o aparición de nuevas plagas o enfermedades por su restringida base genética, nos conduce a la vulnerabilidad genética (Martín, 2001 y CONAM, 2001). Esta es definida por la Academia Nacional de las Ciencias de EE.UU. como: "la

situación que se produce cuando una planta cuyo cultivo esta extendido, es susceptible de manera uniforme a un peligro creado por una plaga, un patógeno o el medio ambiente como consecuencia de su constitución genética, abriendo así la posibilidad de pérdidas generalizadas del cultivo" (National Academy of Sciences of USA, en FAO 1996.a).

La humanidad ha sufrido ya varias veces las consecuencias de esta uniformidad:

- En 1840 un ataque de mildiu (*Phitophthora infestans*) devastó los patatales de Irlanda, alimento básico de la dieta. Más de dos millones de irlandeses murieron de hambre, y parece que tal desastre no hubiera ocurrido de no haber sido tan escasas las variedades sembradas en Irlanda (Hawtin, 2001).
- En 1917 un ataque de roya negra (*Puccinia graminis*) produjo grandes pérdidas en la cosecha de trigo de los EE.UU. (Carmona, 1988).
- En 1943 la enfermedad "brown spot" del arroz (*Cochliobolus victoriae*) en Bengala, India (Soriano, 2001).
- En 1970 el *Helminthosporium maydis* redujo drásticamente la cosecha de maíz de los EE.UU., destruyendo más del 50% de los maizales existentes en el sur del país. La causa del desastre fue atribuida a que casi todos los híbridos del maíz cultivados compartían el mismo citoplasma (Rocha, 2002).
- Este mismo año, una catastrófica epidemia de la roya del café causó grandes pérdidas en Brasil, lo que provocó la subida de los precios del café en los mercados mundiales (Nuez y Ruiz, 1999. a).

Estos últimos casos, junto con otros muchos que se dieron a conocer posteriormente, fueron recogidos en un informe publicado por la Academia Nacional de las Ciencias de EE.UU. sobre la "vulnerabilidad genética de los principales cultivos", y en el cual se concluye:

"La lección fundamental de 1970 es que la uniformidad genética es la base de la vulnerabilidad frente a las epidemias... La mayor parte de los principales cultivos son enormemente uniformes genéticamente, y enormemente vulnerables... Esta uniformidad deriva de fuerzas legislativas y económicas muy poderosas... La situación establece desafíos sustanciales para los científicos y para la nación" (National Academy of Sciences of USA, en Nuez y Ruiz, 1999.a).

A pesar de todo lo descrito, el uso de variedades de amplia adaptabilidad geográfica continua provocando que los cultivos actuales tengan una base genética muy estrecha, lo que hace que sean más vulnerables ante los cambios de cualquier tipo (Hobbelink, 1992).

REFERENCIAS

Altieri, M. A. 1995. El "Estado del Arte" de la Agroecología y su contribución al desarrollo rural en América Latina. En Cárdenas Marín, A. (ed.). *Agricultura y Desarrollo sostenible*. MAPA. Madrid. 151-203.

Carmona Mirasol, E. P. 1988. *Recuperación y conservación de recursos fitogenéticos*. Trabajo Conjunto de Fin de Carrera de la Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola de la Universidad Politécnica de Valencia.

Carmona, J. 1996. Patrimonio sin vitrina, desarrollo participativo y educación permanente en el Parque de Miraflores. En: *Difusión del Patrimonio Histórico*. Instituto Andaluz del Patrimonio Histórico. Sevilla.

Cecarelli, S. y Grando, S. 2000. Fitomejoramiento participativo descentralizado. En LEISA. *Boletín de ILEIA para la agricultura y el desarrollo sostenible de bajos insumos externos*, 35-36.

CONAM. 2001. Variabilidad genética. En: *Diversidad Biológica y Desarrollo en el Perú*. Consejo Nacional del Ambiente, República del Perú. Julio.

Demissie, A. 2000. Conservación "in situ": la experiencia etíope. En LEISA. *Boletín de ILEIA para la agricultura y el desarrollo sostenible de bajos insumos externos*, 30-31.

Díaz del Cañizo, 2000. *Recuperación de variedades tradicionales locales de cultivos hortícolas y del conocimiento a ellas asociado, para su conservación, uso y manejo en las comarcas de Antequera (Málaga) y Estepa (Sevilla)*. Tesis de la III Maestría de Agroecología y Desarrollo Rural Sostenible en Andalucía y América Latina. Instituto de Sociología y Estudios Campesinos (ISEC) (coord.). Universidad Internacional de Andalucía sede Iberoamericana de Santa María de la Rábida.

Díaz Pineda, F. 1998. Diversidad Biológica y Conservación de la Biodiversidad. En: *Diversidad biológica y cultural rural en la gestión ambiental del desarrollo*. Díaz Pineda, F. (coord.). Cooperación Internacional. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente (ed.). Julio. 41-55.

FAO. 1996.a. *Informe sobre el estado de los Recursos Fitogenéticos en el mundo*. Dirección de Producción y Sanidad Vegetal FAO (ed.), Roma (Italia).

FAO. 1996.b. *Plan de Acción Mundial para la conservación y la utilización sostenible de los recursos fitogenéticos para la alimentación y la agricultura*. Dirección de Producción y Sanidad Vegetal FAO (ed.), Roma (Italia).

FAO. 1999. *El estado de la inseguridad alimentaria en el mundo*. Resumen de prensa. Dirección de Producción y Sanidad Vegetal FAO (ed.), Roma (Italia).

García Jiménez, F. S. 1999. *Aplicando la Investigación Acción Participativa (IAP) a la Valoración y Conservación de Recursos Genéticos a nivel local: el caso de La Verde (Villamartín, Cádiz)*. Trabajo Profesional Fin de Carrera de la Escuela Técnica de Ingenieros Agrónomos y Montes (ETSIAM).

Gliessmann, S. 2001. La biodiversidad y estabilidad de los agroecosistemas. En: *La Práctica de la Agricultura y Ganadería Ecológicas*, 69-87. Comité Andaluz de Agricultura Ecológica (CAAE). Sevilla.

Gómez, A. y Honty, G. 1997. *Agricultura sustentable: Ajuste Tecnológico o Nuevo Paradigma*. Centro de Estudios Uruguayo de Tecnologías Apropriadas (ed.). Montevideo (Uruguay).

- GRAIN. 1996.b. Cultivando la biodiversidad. En: *Biodiversidad, Sustento y Culturas*, 12-15.
- GRAIN. 1996.c. Alarma animal. En: *Biodiversidad, Sustento y Culturas*, 3-9.
- Hawtin, G. C.; Iwanaga, M. y Hodgkin, T. 1996. Genetic resources in breeding for adaption. En *Euphytica*, **92**: 255-266.
- Hawtin, G. C. 2001. Mantener la diversidad de cultivos y variedades es la clave de la supervivencia de millones de agricultores que viven en tierras empobrecidas. En: *Recursos genéticos y seguridad alimentaria*. Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos. Roma (Italia).
- Hecht, S. 1997. Evolución del Pensamiento Agroecológico. En: *Curso de autoformación a distancia sobre desarrollo rural humano y agroecológico*, I: 49-66. Cuba.
- Hernández Bermejo, J. E. 1999. Diversidad biológica: nuevos horizontes para la agricultura. En *Pulso agrario/monografía*.
- Hernández Casillas, J. M. 2000. *Recursos Fitogenéticos*. Ed.: INIPAF (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias). Programa Nacional de Recursos Fitogenéticos. México.
- Hobbelink, H. 1992. *La biotecnología y el futuro de la agricultura mundial*. Nordan-Comunidad/Redes. Montevideo (Uruguay).
- Hobbelink, H. 1999. *La privatización de la biodiversidad y su conocimiento*. En: Encuentro Internacional "La Agricultura y la Alimentación en las relaciones Sur-Norte". SODEPAU (org.). Barcelona.
- INIA. 1995. *Informe sobre la situación de los recursos fitogenéticos en España*. International Conference and Programme for Plant Genetic Resources. MAPA. Madrid.
- IPGRI. 2000. *Conservación ex situ de recursos fitogenéticos*. Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos.
- IPGRI. 2001. Por qué tienen importancia los recursos genéticos. Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos. Octubre.
- Martín Martínez, I. 2001. Conservación de recursos fitogenéticos. Red de semillas "Resembrando e Intercambiando". Página web: <http://agrariamansa.org/redsemillas>. Capturada el 6/11/2001.
- Ministerio de Medio Ambiente. 1999. Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica. Ministerio de Medio Ambiente. Secretaría General de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Montecinos, C. 1997. La Modernización Agrícola: Análisis de su Evolución. En: *Curso de autoformación a distancia sobre desarrollo rural humano y agroecológico*, I: 17-22. Cuba.
- Nuez, F.; Ruiz, J. J. 1999.a. *Encuentro Internacional sobre conservación y utilización de recursos fitogenéticos*. Universidad Politécnica de Valencia.
- Nuez, F.; Ruiz, J. J. 1999.b. *La Biodiversidad Agrícola Valenciana: Estrategias para su Conservación y Utilización*. Universidad Politécnica de Valencia.

Rocha Marcelino, F. 2002. Conservacao e utilizacao sustentada de variedades tradicionais. En a *Joaninha* 70. Ed. Agrobio. Enero–Abril, 7-10. Portugal.

Rosset, P. M. 1997. La crisis de la agricultura convencional, la sustitución de insumos y el enfoque agroecológico. En: *Agroecología y Desarrollo*, **11-12**.

Sánchez–Griñán, M. I. 1997. Seguridad alimentaria y estrategias sociales: Su contribución a la seguridad nutricional en áreas urbanas de América Latina. En *Agroecología y Desarrollo*, **11-12**.

Simmons, I. G. 1982. Ecología de los recursos naturales. Ed. Omega, S. A. Barcelona.

Soriano Niebla, J. J. 2000. La biodiversidad y su manejo. En: *Curso de formación de formadores en producción ecológica*, I: Principios generales en producción ecológica. Enero. Sevilla.

Soriano Niebla, J. J.; Fernández Santamaría, J. y Toledo Chávarri, A. 2000.a. Estilos de producción de semilla ecológica en Europa y su relación con la conservación de biodiversidad agrícola. En: *Libro de resúmenes del IV Congreso de la Sociedad española de Agricultura Ecológica: Armonía entre Ecología y Medio Ambiente*. Córdoba.

Soriano Niebla, J. J. 2001. Los recursos fitogenéticos en la Agricultura ecológica. En: *La Práctica de la Agricultura y Ganadería Ecológicas*, 89-116. Comité Andaluz de Agricultura Ecológica (CAAE). Sevilla.

Sotomayor, M. 1997. La Agricultura Sostenible un desafío en la formación universitaria. El caso de AGRUCO en la universidad mayor de San Simón–Cochabamba. En *Hoja a Hoja del MAELA*, **12**: 9-17.

Souza, J.; Itten, B. y Vicente, C. A. 2001. La biodiversidad y la gente. CETAAR (Centro de Estudios Regionales sobre Tecnologías Apropriadas de la Argentina) (ed.). Buenos Aires (Argentina).

Vía Campesina. 2001. La vida en buenas manos. Biodiversidad, bioseguridad y recursos genéticos. En *Biodiversidad, Sustento y Culturas*, **27**.

2.13

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN DEL CAMARÓN ORIENTAL, *Palaemon macrodactylus*, EN LA COSTA ATLÁNTICA ANDALUZA

PALABRAS CLAVE

Golfo de Cádiz, Guadalquivir, crustáceos decápodos, agua de lastre, especie exótica.

RESUMEN

En enero de 1999, los primeros especímenes del camarón oriental (*Palaemon macrodactylus*), una especie nueva exótica en Andalucía, fueron localizados en el curso de un proyecto que estudia las comunidades nectónicas e hiperbentónicas del estuario del Guadalquivir.

La vía más probable de introducción en este estuario ha debido ser el transporte accidental por agua de lastre de los barcos. Hoy en día, esta población está ya bien establecida, habiendo alcanzado, en sólo cinco años, una abundancia similar a la de *Palaemon longirostris*, especie nativa con requerimientos ecológicos muy parecidos.

Hasta el momento se han detectado otras cuatro poblaciones en Andalucía, en los estuarios de los ríos Guadiana, Guadalete, San Pedro y Salado (Conil).

ABSTRACT

In January 1999, the first specimens of the oriental shrimp (*Palaemon macrodactylus*), a new alien species in Andalucía, have been recorded in the course of an ongoing project that studies the nektonic and hyperbenthic communities of the Guadalquivir estuary.

The most probable way of introduction in this estuary is accidental transport by the ballast water of ships. Nowadays, this population is already well established and, in only five years, its abundance is similar to *Palaemon longirostris*, a native species whose ecological requirements are analogous.

At the moment, other four populations have been detected in Andalucía: Guadiana, Guadalete, San Pedro, and Salado (Conil, Cádiz) estuaries.

INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN DEL CAMARÓN ORIENTAL, *Palaemon macrodactylus*, EN LA COSTA ATLÁNTICA ANDALUZA

Enrique González Ortegón; J. A. Cuesta y P. Drake

Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía – CSIC

enrique.gonzalez@icman.csic.es

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas sufren una invasión continua de elementos externos, como es la entrada de nuevas especies foráneas o exóticas, una consecuencia clara del continuo trasiego de mercancías en un mundo cada vez más interconectado. El caso de la presencia y expansión de *Palaemon macrodactylus* es un ejemplo más de introducción, a añadir en la lista de especies exóticas presentes en Andalucía, con posibles efectos adversos adicionales a las otras afecciones que continuamente presionan los ecosistemas naturales.

En los ecosistemas acuáticos andaluces existen cinco especies autóctonas que pertenecen al mismo género taxonómico que la especie introducida (*Palaemon macrodactylus*): *P. adspersus*, *P. elegans*, *P. longirostris*, *P. serratus* y *P. xiphias*. Todas estas especies son marinas, a excepción del camarón de río o camarón blanco *P. longirostris*, que es una especie estuárica muy abundante en la zona salobre de los estuarios y que guarda una alta similitud ecológica con la especie introducida, haciéndola su principal competidora.

El camarón oriental, como su nombre indica, se encontraba originariamente distribuido en Japón, donde fue descrito (Rathbun, 1902), Corea y la costa norte de China (Newman, 1963).

Las primeras capturas fuera de su área de distribución original fueron en el año 1957, en la Bahía de San Francisco, California (Newman, 1963), y en Newcastle, al Suroeste de Australia (Holthuis, 1980). Desde 1999 hasta el 2004, la especie ha sido colectada en varios estuarios europeos, lo que pone de manifiesto que, pese a haber sido introducida recientemente, la especie está ya bien establecida en aguas europeas. De acuerdo con la información disponible, la secuencia cronológica y los lugares donde la especie ha sido encontrada en Europa son los siguientes:

- En enero de 1999, en el estuario del río Guadalquivir (Cuesta et al., 2004)
- En noviembre de 1999, en el estuario de Westerschelde y en IJmuiden, Holanda (Udeken d'Acoz et al., 2005)
- En diciembre de 2001, en el estuario Orwell, Suffolk, U. K. (Ashelby et al., 2004).
- A comienzos de julio de 2004 en la boca del río Geeste, Bremerhaven, Alemania (González-Ortegón et al., 2006).
- A finales de julio de 2004, en el puerto deportivo de Zeebrugge, Bélgica, (Udeken d'Acoz et al., 2005)
- En julio de 2005, en Hooksiel, Alemania (González-Ortegón et al., 2007).

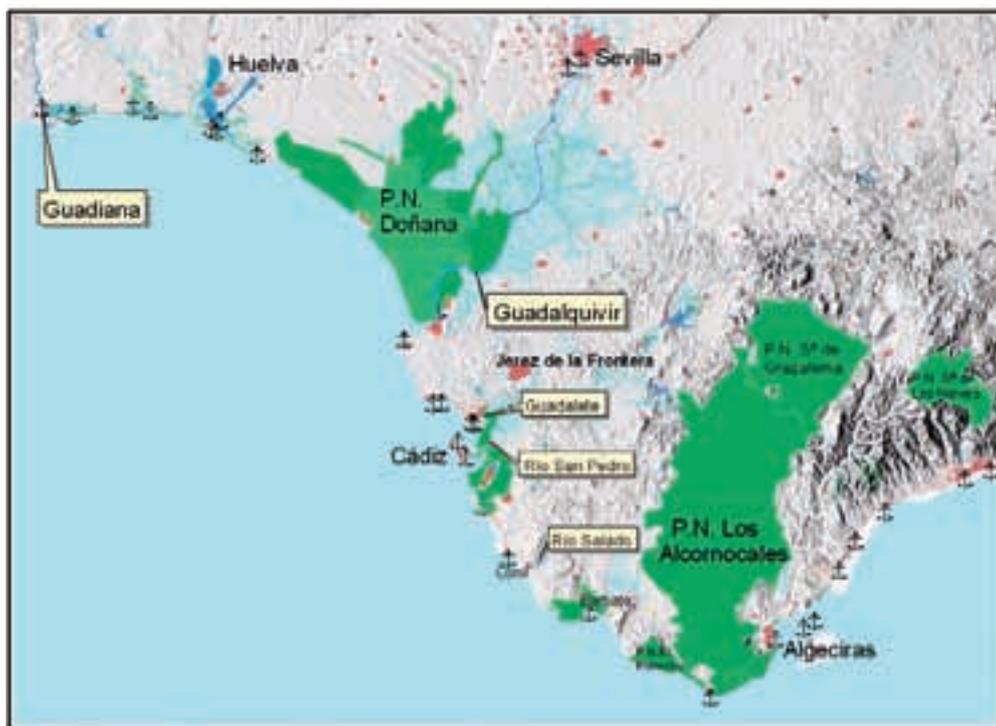
Además de su presencia en el continente europeo, en marzo de 2000 la especie fue también encontrada en el puerto del Mar del Plata, Argentina (Spivak, et al., 2006), lo que representa el primer registro en las costas del Suroeste Atlántico.

Para poder conocer la distribución en Andalucía de *P. macrodactylus*, en abril de 2004 se realizaron prospecciones en el Golfo de Cádiz (Figura 1) que confirmaron la presencia de poblaciones bien asentadas en las desembocaduras de los ríos Guadiana, Guadalete, San Pedro y Salado (Cuesta et al., 2004).

Aunque inicialmente se creyó que la primera captura de ejemplares de esta especie no nativa en el estuario del río Guadalquivir había tenido lugar en mayo de 1999 (Cuesta et al., 2004), una revisión más reciente de la colección pone en evidencia la presencia de esta especie exótica ya en enero del mismo año, cuando se capturaron dos hembras adultas de 11.8 y 10.5 milímetros de longitud de cefalotórax.

Así pues, nos hallamos ante la introducción y expansión de una nueva especie de crustáceo decápodo, originaria de la costa Noroeste del Pacífico, que empezó "invadiendo" las costas del Pacífico Noreste americano y Suroeste australiano, y que actualmente ha pasado ya a dos nuevas regiones Atlánticas: la costa europea y la costa argentina.

Figura 1. Mapa del Golfo de Cádiz. Estuarios donde se ha encontrado el camarón oriental. Localización de áreas invadidas y grado de la invasión



**INTRODUCCIÓN Y EXPANSIÓN DEL CAMARÓN ORIENTAL,
PALAEMON MACRODACTYLUS, EN LA COSTA ATLÁNTICA ANDALUZA.**
Enrique González Ortega; J. A. Cuesta y P. Drake

Todos los lugares fuera del rango de distribución natural donde se ha colectado al camarón oriental se encuentran cerca o presentan un puerto marítimo o fluvial de carácter internacional. Además son lugares muy alejados entre ellos y la dispersión de la especie ha ocurrido en un periodo corto de tiempo. Por tanto, parece razonable concluir que el modo más probable de introducción es mediante el transporte accidental de agua de lastre de los barcos.

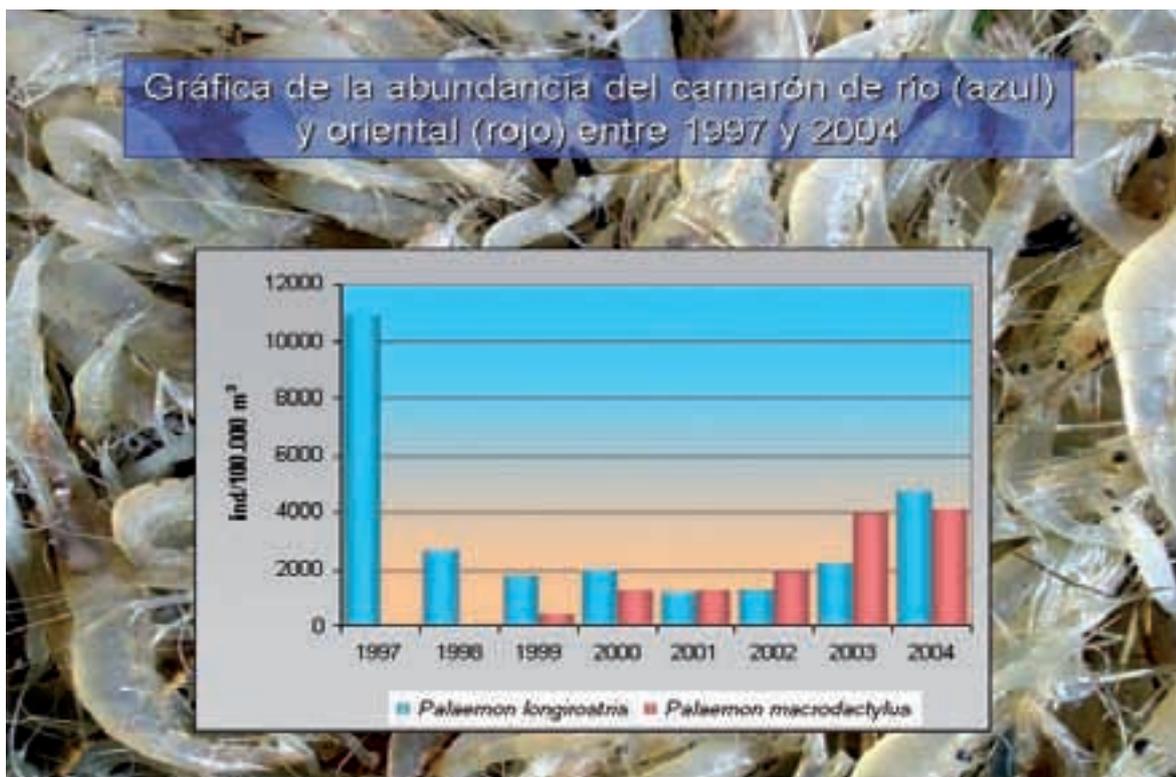
El estuario del Guadalquivir que se encuentra sometido a un intenso tráfico marítimo internacional hacia el puerto de Sevilla, constituye una vía de entrada y dispersión de especies acuáticas alóctonas. A consecuencia de ello, en este estuario podemos citar varios ejemplos de especies introducidas, como son el piojo (*Synidotea laticauda*), el cangrejo americano (*Rhithropanopeus harrisi*) y el cangrejo chino (*Eriocheir sinensis*) (Cuesta *et al.*, 2004).

Dado el modo en que aparentemente se ha introducido, es factible pensar que cualquier otro estuario con un alto tráfico marítimo internacional debe ser considerado una "zona caliente" con alta posibilidad de recibir la introducción de *Palaemon macrodactylus*.

Por otro lado, desde su entrada en el estuario del Guadalquivir, la abundancia del camarón oriental ha presentado un crecimiento ascendente, habiendo superado en número a *Palaemon longirostris* en sólo cinco años (Figura 2). No obstante, dado lo reciente de su introducción, su distribución actual debería ser considerada provisional, siendo prematuro establecer el efecto que acabará teniendo sobre la especie nativa.

Este éxito colonizador del camarón oriental puede desencadenar efectos diversos e impredecibles, tanto de tipo ecológico como económico y social. Una potencial amenaza de incierta evolución y desenlace, que debería alertar a las Administraciones públicas, competentes en la materia, y llevarlas a planificar un seguimiento, a largo plazo, de las posibles repercusiones de esta especie sobre la fauna de nuestros estuarios.

Figura 2. Gráfica de la abundancia del camarón de río (azul) y oriental (rojo) entre 1997 y 2003



La introducción de *Palaemon macrodactylus* se ha detectado gracias a una serie temporal larga de muestreos que, desde mayo de 1997, se viene realizando en el estuario del Guadalquivir con el doble objetivo de realizar la ordenación de la actividad pesquera en el estuario y de estimar la repercusión que el manejo de la entrada de agua dulce, desde la presa de Alcalá del Río, tiene sobre el papel que el mismo desempeña como zona de cría de las especies marinas de interés comercial en el Golfo de Cádiz.

La importancia de este tipo de estudio de larga duración ha quedado de manifiesto en este caso, ya que ha permitido advertir cuándo una especie no nativa ha aparecido por primera vez, hacer un seguimiento de la evolución de su población, así como investigar su repercusión sobre las poblaciones de las especies nativas. Esta información, junto al conocimiento de la forma en que se ha producido la introducción, facilitará poder establecer una política destinada a la prevención y, en su caso, al seguimiento y monitorización de esta clase de eventos. En este sentido, son de gran importancia los estudios que analicen, a posteriori, los posibles impactos y efectos económicos y ecológicos que pueden provocar las especies introducidas.

Sin duda alguna, la descarga no controlada de agua de lastre se está convirtiendo en un grave problema a escala mundial, ya que, una vez introducidas, es difícil erradicar las especies acuáticas no nativas. Y si no se le pone remedio a este problema, lo más probable es que se sigan produciendo nuevas introducciones. Por tanto, convendría seguir el ejemplo de otros países como Australia, Canadá, Estados Unidos o Nueva Zelanda, que después de padecer los perjuicios ecológicos y socioeconómicos ocasionados por la entrada de especies exóticas, ya han legislado sobre el control, manejo y tratamiento de las aguas de lastre.

Actualmente, se está realizando una tesis doctoral cuyo objetivo general es el estudio de la comunidad de crustáceos decápodos del estuario del río Guadalquivir, haciendo especial hincapié en los efectos de la especie exótica sobre el resto de la comunidad acuática, especialmente sobre *Palaemon longirostris*.

Este estudio se ha realizado tanto con financiación autonómica (Consejerías de Medio Ambiente y de Agricultura y Pesca) como nacional y europea (Proyecto MCYT REN2000-0822 MAR).

REFERENCIAS

Ashelby, C. W.; Worsfold, T. M. y Fransen, C. 2004. First records of the oriental prawn *Palaemon macrodactylus* (Decapoda: Caridea), an alien species in European waters, with a revised key to British Palaemonidae. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **84**: 1041-1050.

Cuesta, J. A.; González–Ortegón, E.; Drake, P. y Rodríguez, A. 2004. First record of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from european waters. *Crustaceana*, **77**: 37-380.

González–Ortegón, E. y Cuesta, J. A. 2006. An illustrated key to species of *Palaemon* and *Palaemonetes* (Crustacea: Decapoda: Caridea) from European waters, including the alien species *Palaemon macrodactylus*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **86**: 93-102.

González–Ortegón, E.; Cuesta, J. A. y Schubart, C. D., 2007. First report of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from German waters. *Helgoland Marine Research*, **61**: 67-69

Holthuis, L. B. 1980. FAO species catalogue, vol. 1- shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO Fisheries Synopsis*, **125**: 270.

Newman, W. A. 1963. On the introduction of an edible oriental shrimp (Caridea, Palaemonidae) to San Francisco Bay. *Crustaceana*, **5**: 119-132.

Rathbun, M. J. 1902. Japanese stalk-eyed crustaceans. *Proc. U. S. Nat. Mus.*, **26**: 23-55.

Spivak, D. E.; Boschi, E. E., y Martorelli, S. R. Presence of *Palaemon macrodactylus* Rathbun 1902 in Mar del Plata harbour, Argentina. *Biological Invasions*. **8**: 673-676.

Udekem d' Acoz, C; d', Faasse, M. ; Dumoulin, E. y De Blauwe, H. 2005. Occurrence of the Asian shrimp, *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902, in the Southern Bight of the North Sea, with a key to the Palaemonidae of North–West Europe (Crustacea, Decapoda, Caridea). *Nederlandse Faunistische Mededelingen*, **22**: 95-111.

2.14

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

ESPECIES EXÓTICAS DE INVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN VETA LA PALMA Y EN LAS SALINAS ANDALUZAS

PALABRAS CLAVE

Fauna Exótica Invasora.

RESUMEN

La finca la Veta la Palma contiene 3.125 hectáreas de lagunas usadas para la cría extensiva cultivo de peces, las cuales son de gran importancia para la avifauna. Estas piscifactorías se abastecen de agua del cercano estuario del Guadalquivir que ha sido invadido por invertebrados llegados a través de las aguas de lastre de los barcos llegados al Puerto de Sevilla. Algunos de los invertebrados invasores que aparecen en la Veta la Palma son el cangrejo chico americano *Rhithropanopeus harrisi* (originario de la costa Este de Norte América), el caracol *Potamopyrgus antipodarum* (de Nueva Zelanda) y el copépodo calanoide *Acartia tonsa* (de las aguas costeras de las Américas). Las salinas de Cádiz han sido invadidas por *Artemia franciscana* importada de Estados Unidos.

ABSTRACT

The Veta la Palma estate contains 3,125 ha of ponds used for extensive fish farming which are enormously important for waterbirds. They are supplied with water from the adjacent Guadalquivir estuary which has been invaded by invertebrates arriving in the ballast water of ships visiting the port at Seville. Invasive invertebrates in Veta la Palma include the crab *Rhithropanopeus harrisi* (originating from the east coast of North America), the snail *Potamopyrgus antipodarum* (from New Zealand) and the calanoid copepod *Acartia tonsa* (from coastal waters of the Americas). Solar saltworks in Cadiz bay have been invaded by *Artemia franciscana* imported from the USA.

ESPECIES EXÓTICAS DE INVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN VETA LA PALMA Y EN LAS SALINAS ANDALUZAS

Andy J. Green; H. Rodríguez-Pérez y D. Frisch

Departamento de Ecología de Humedales. Estación Biológica de Doñana
ajgreen@ebd.csic.es

INTRODUCCIÓN

En el marco de un proyecto llamado “Estudio de los invertebrados acuáticos en el Parque Natural de Doñana y su importancia en la dieta de las aves acuáticas” financiado por la Consejería de Medio Ambiente, hemos realizado el primer estudio detallado de la comunidad de invertebrados acuáticos presente en la finca de Veta la Palma (36°57'N, 6°14'W). La finca incluye 37 balsas (superficie total 3,125 ha) situadas dentro del Parque Natural de Doñana y creadas entre los años 1990 y 1993 que se usan para piscicultura extensiva. Las balsas son someras con una profundidad media de 30-40 cm y se abastecen con agua transportada desde el estuario del río Guadalquivir a través de un sistema de bombas y canales. Se cultivan peces como *Dicentrarchus labrax*, *Mugil cephalus* y *Sparus auratus* así como el camarón *Palaemonetes varians*. La vegetación sumergida está dominada por *Ruppia maritima* (que suele formar praderas espesas entre abril y julio) con manchas de *Potamogeton pectinatus* en puntos de salinidad más baja. Hasta el año 2003, gran parte del borde de las orillas e islas estaba descubierto de vegetación, con manchas de *Arthrocnemum macrostachyum*, *Suaeda spp.*, *Phragmites australis* y *Scirpus maritimus*. Entre los años 2003 y 2004 ha habido una invasión masiva de *Spartina densiflora*, una especie de origen suramericana que ya es responsable de daños ecológicos importantes en las marismas del Odiel y en los Estados Unidos (Kittelson y Boyd, 1997; Castillo *et al.*, 2005).

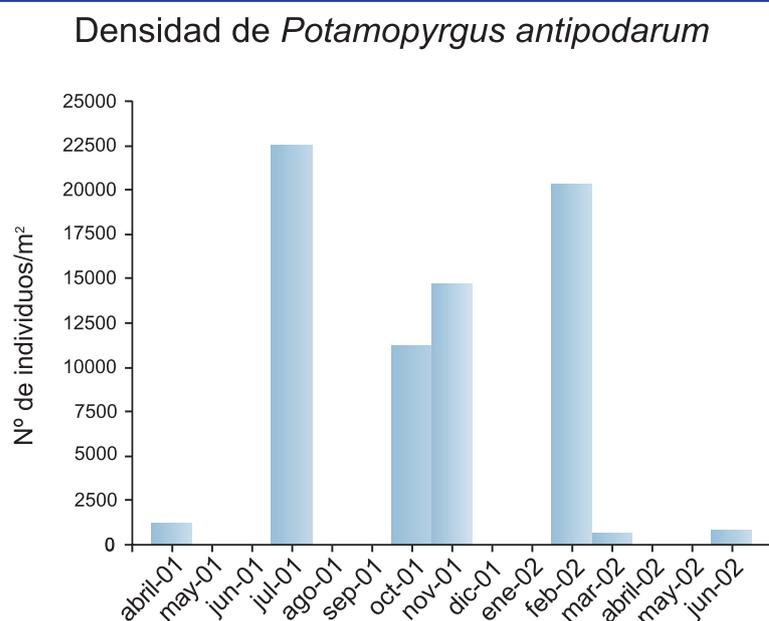
Las balsas albergan altas concentraciones de aves acuáticas, siendo especialmente importantes para la cerceta pardilla (especie mundialmente amenazada, Green y Sánchez, 2003) y en los momentos en los que las marismas naturales del Parque Nacional de Doñana están secas. Las aves tienen una gran capacidad para transportar invertebrados y semillas entre Veta la Palma y otros humedales andaluces (Figuerola *et al.*, 2003; Green y Figuerola, 2005). La salinidad varía entre 7 g l⁻¹, durante el invierno, hasta 15 g l⁻¹ o más, en verano, dependiendo de las fluctuaciones de salinidad en el río Guadalquivir en función de las sequías, actividades de regadío aguas arriba, etcétera. Como suele ser el caso en aguas salobres, la diversidad de macroinvertebrados es relativamente baja comparada con la de aguas

dulces como las de las marismas naturales del Parque Nacional. La comunidad observada es una mezcla entre especies típicas del ambiente marino o estuarino (p.ej. el poliqueto *Hediste diversicolor*) y otras características de humedales interiores (p.ej. el corixido *Sigara stagnalis*).

Hasta la fecha, las tres especies exóticas de invertebrados que hemos registrado en las balsas de Veta la Palma son especies que seguramente han entrado desde el estuario del Guadalquivir con el agua que abastece las balsas. Como tantas otras especies exóticas invasoras citadas en Europa (Leppäkoski *et al.*, 2002), estas han llegado al estuario en el agua de lastre de los barcos que entran en el puerto de Sevilla desde otras partes del mundo. En el estuario del Guadalquivir se han encontrado otras especies exóticas que no hemos citado en Veta la Palma (Cuesta *et al.*, 1996). La primera especie exótica que hemos observado es *Rhithropanopeus harrisi*, un cangrejo de mar procedente de la costa oriental de Norte América. Es un cangrejo pequeño que aquí ha sido denominado el "cangrejo chico americano", los adultos tienen un caparazón de anchura de unos 20 mm (Foto 1). Es omnívoro, come detritus y otros crustáceos, aunque se carece de datos sobre su ecología en España. Tiene una amplia distribución en Europa, y ya se había citado en el Brazo de la Torre en Doñana en los años noventa. Dada su abundancia en las balsas de Veta la Palma, estimamos que tiene una población de más de un millón de ejemplares adultos en la finca. Puede adaptarse al agua dulce, y es invasora en embalses de Tejas, por lo que cabe la posibilidad de que se extienda por otros humedales andaluces. El seguimiento del cangrejo chino *Eriocheir sinensis* en el estuario del Guadalquivir ha demostrado que *R. harrisi* es mucho más abundante allí que el propio *E. sinensis*. En este momento, no se puede descartar la posibilidad de que *R. harrisi* sea la especie que vaya a tener más impacto ecológico en Doñana.

Otra especie abundante en Veta la Palma es el caracol *Potamopyrgus antipodarum* de origen neozelandés (Foto 2), que también tiene una amplia distribución como especie exótica en Europa (Ponder 1988). Es el único caracol acuático en Veta la Palma (Figura 1), donde parece ocupar el nicho de especies autóctonas como *Hydrobia ulvae* (especie todavía abundante en las marismas del Odiel). Además es el único caracol citado en la laguna de Tarelo situada al otro lado del río Guadalquivir (Serrano *et al.*, 2004). Es partenogenético y ovovivíparo y tolera un amplio rango de salinidades, características que seguramente le ayudan a colonizar nuevos hábitats con éxito. Es muy posible que, como otros moluscos, tenga la capacidad de dispersarse pegado a las patas o plumas de las aves (Wesselingh *et al.*, 1999) y de esa manera llegar a humedales aislados como la laguna de Tarelo. Podría tener la capacidad de extenderse mucho más en Doñana en el futuro.

Figura 1. Densidad de *Potamopyrgus antipodarum* en Veta la Palma en los años 2001 y 2002. Los meses sin datos positivos son meses cuando no se muestrearon.



Entre los microcrustáceos encontrados en el zooplancton de Veta la Palma (excluyendo los camarones por su tamaño) sólo hay dos especies abundantes, *Acartia tonsa* y *Calanipeda aquae-dulcis*, siendo las dos copépodos calanoides (Frisch *et al.*, 2006). *A. tonsa* es autóctona en las costas americanas (Caudill Bucklin, 2004) y se citó en aguas europeas por primera vez en los años 1920. Desde entonces ha invadido muchos estuarios europeos, aunque este es el primer caso en el que se cita la especie en aguas que no son del propio estuario. Se alimenta de fitoplancton y tienen una longitud de 1,0-1,5 mm como adulto. Es la especie más abundante de zooplancton en Veta la Palma durante el otoño y primavera, mientras que *C. aquae-dulcis* es más abundante en verano. En este momento se desconoce el impacto que tiene *A. tonsa* sobre las especies autóctonas de zooplancton por competencia, pero probablemente otras especies autóctonas serían más abundantes en ausencia de ésta. Tampoco se sabe si es capaz de invadir las marismas naturales del Parque Nacional, aunque tendría más posibilidades de hacerlo cuando se amplíe la conexión estuario-marisma como está previsto en el proyecto de restauración Doñana 2005 (Saura *et al.*, 2001).

Andalucía goza de un gran patrimonio de salinas costeras e interiores dedicadas a la producción salinera, aunque gran parte de dichas salinas han sido abandonadas o convertidas en otros usos en las últimas décadas (Consejería de Medio Ambiente, 2004). Muchas veces las balsas salineras se convierten en balsas de piscicultura, y se suele alimentar a los alevines con las larvas (nauplios) de los crustáceos Anostráceos del género *Artemia*, que son característicos de ambientes hipersalinos. Hoy en día se reconocen por lo menos seis especies bisexuales del género *Artemia*, así como varias formas partenogenéticas. En América se hallan dos especies bisexuales (*A. franciscana* y *A. persimilis*), y en la región Mediterránea se encuentra una (*A. salina*), así como poblaciones partenogenéticas diploides y tetraploides (Triantaphyllidis *et al.*, 1998). Por desgracia, la actividad acuícola está causando la introducción de *A. franciscana* en nuestra región, debido a la importación de sus huevos de resistencia (quistes) para alimentar a los peces cultivados. De momento, *A. franciscana* es la única especie cuyos quistes se cosechan y se venden para la acuicultura, siendo todos extraídos del Gran Lago Salado de Utah y de las salinas de la bahía de San Francisco en California (USA). Resulta ser una especie altamente competitiva capaz de eliminar a nuestras especies autóctonas rápidamente en condiciones de laboratorio (Abatzopoulos *et al.*, 2002).

Como consecuencia de las sueltas de nauplios en balsas de piscicultura, al día de hoy *A. franciscana* ha invadido toda la bahía de Cádiz y parece haber eliminado totalmente las especies de *Artemia* autóctonas de este parque natural y de todas las salinas del Algarve portugués (Amat *et al.*, 2005). En cambio, las salinas del Odiel, Cabo de Gata, Cerrillos, Sanlúcar y del Parque Nacional de Doñana todavía mantienen sus poblaciones autóctonas de *A. salina* y *A. parthenogenetica*. Es imprescindible evitar el establecimiento de proyectos de acuicultura que impliquen la suelta de la *Artemia franciscana* en estas salinas. No se conocen las consecuencias para las aves acuáticas y el resto del ecosistema cuando *A. franciscana* toma el lugar de las especies nativas. Lo que sí se sabe es que hay una serie de especies de cestodos que parasitan las *Artemia* autóctonas (Georgiev y otros, 2005), y que también podrían desaparecer estos cestodos cuando *A. franciscana* invade las salinas. Las *Artemia* parasitadas también son un recurso muy importante para las aves limícolas al ser más visibles y accesibles que las no parasitadas, y cabe la posibilidad de que la presencia de *A. franciscana* perjudique a las aves por reducir sus tasas de alimentación. Por otro lado, la *A. franciscana* aprovecha las aves limícolas para dispersarse entre localidades, ya que sus quistes sobreviven a la digestión cuando se encuentran dentro de una hembra de *Artemia* ingerida, y pueden moverse muchos kilómetros dentro de un ave migratoria (Green *et al.*, 2005). Los quistes de *A. franciscana* podrían llegar a todas las salinas andaluzas desde la bahía de Cádiz o Portugal de esta manera, pero es posible que sea necesaria una llegada masiva de quistes de *A. franciscana* para proyectos de acuicultura para invadir una población sana de *Artemia* autóctona, ya que estas tienen un gran número de ejemplares. Afortunadamente, las comunidades de zooplancton suelen tener mucha resistencia a las invasoras que llegan en poca cantidad (Havel y Shurin, 2004).

En el caso de las cuatro especies exóticas citadas anteriormente, es importante desarrollar proyectos de investigación específicos que nos permitan entender su ecología, su capacidad para extender su distribución en Doñana y el resto de Andalucía, y el impacto que tienen sobre las otras especies en los ecosistemas afectados e incluso sobre las actividades económicas desarrolladas en ellos.

REFERENCIAS

- Abatzopoulos, T. J.; Beardmore, J. A.; Clegg, J. S. y Sorgeloos, P. 2002. *Artemia*: Basic and Applied Biology. In: *Biology of aquatic organisms* (Ed. by Martens, K.). Dordrecht: Kluwer Academic.
- Castillo, J. M.; Rubio-Casal, A. E.; Redondo, S.; Alvarez-López, A. A.; Luque, T.; Luque, C.; Nieva, F. J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2005. Short-term responses to salinity of an invasive cordgrass. *Biological Invasions*, **7**: 29-35.
- Caudill, C. C. y Bucklin, A. 2004. Molecular phylogeography and evolutionary history of the estuarine copepod, *Acartia tonsa*, on the Northwest Atlantic coast. *Hydrobiologia*, **511**: 91-102.
- Consejería de Medio Ambiente 2004. *Salinas de Andalucía*.
- Cuesta, J. A.; Serrano, L.; Bravo, M. R. y Toja, J. 1996. Four new crustaceans in the Guadalquivir River estuary (SW Spain), including an introduced species. *Limnética*, **12**: 41-45.
- Figuerola, J., Green, A. J. y Santamaria, L. 2003. Passive internal transport of aquatic organisms by waterfowl in Doñana, south-west Spain. *Global Ecology and Biogeography*, **12**: 427-436.
- Frisch, D.; Rodríguez-Pérez, H. y Green, A. J. 2006. Invasion of Doñana Natural Park, South-west Spain, by an exotic marine copepod. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **16**: 483-492.
- Georgiev, B. B.; Sánchez, M. I.; Green, A. J.; Nikolov, P. N.; Vasileva, G. P. y Mavrodieva, R. S. En prensa. Cestodes from *Artemia parthenogenetica* (Crustacea, Branchiopoda) in the Odiel Marshes, Spain: a systematic survey of cysticeroids. *Acta Parasitologica*. **50**: 105-107.
- Green, A. J. y Figuerola, J. 2005. Recent advances in the study of long-distance dispersal of aquatic invertebrates via birds. *Diversity and Distributions*, **11**: 149-156.
- Green, A. J. y Sanchez, M. I. 2003. Spatial and temporal variation in the diet of Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris* in the western Mediterranean. *Bird Study*, **50**: 153-160.
- Green, A. J.; Sánchez, M. I.; Amat, F.; Figuerola, J.; Hontoria, F.; Ruiz, O. y Hortas, F. 2005. Dispersal of invasive and native brine shrimps *Artemia* (Anostraca) via waterbirds. *Limnology y Oceanography*, **50**: 737-742.
- Havel, J. E. y Shurin, J. B. 2004. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography*, **49**: 1229-1238.
- Kittelson, P. M. y Boyd, M. J. 1997. Mechanisms of expansion for an introduced species of cordgrass, *Spartina densiflora*, in Humboldt Bay, California. *Estuaries*, **20**: 770-778.
- Leppäkoski, E.; Gollasch, S. y Olenin, S. 2002. *Invasive aquatic species of Europe—distribution, impacts and management*. Dordrecht: Kluwer Academic.
- Ponder, W. F. 1988. *Potamopyrgus antipodarum*—a molluscan coloniser of Europe and Australia. *J. Moll. Stud.*, **54**.

Saura, J.; Bayán, B.; Casas, J.; Ruiz de Larramendi, A. y Urdiales, C. 2001. *Documento marco para el desarrollo del proyecto Doñana 2005*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.

Serrano, L.; Reina, M.; Arechederra, A.; Casco, M. A. y Toja, J. 2004. Limnological description of the Tarelo lagoon (SW Spain). *Limnética*, **23**: 1-10.

Triantaphyllidis, G. V.; Abatzopoulos, T. J. y Sorgeloos, P. 1998. Review of the biogeography of the genus *Artemia* (Crustacea, Anostraca). *Journal of Biogeography*, **25**: 213-226.

Wesselingh, F. P.; Cadée, G. C. y Renema, W. 1999. Flying high: on the airborne dispersal of aquatic organisms as illustrated by the distribution histories of the gastropod genera *Tryonia* and *Planorbarius*. *Geologie en Mijnbouw*, **78**: 165-174.

2.15

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

ARTEMIA FRANCISCANA EN EL MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL: LA INVASIÓN DE UNA ESPECIE EXÓTICA

PALABRAS CLAVE

Aves limícolas, salinas, acuicultura.

RESUMEN

Los resultados obtenidos mediante el estudio de quistes de *Artemia* recolectados en el Mediterráneo Occidental, desde 1980 hasta 2002, indican que *Artemia franciscana* es una especie invasora ya dominante en las salinas de Portugal, de la costa Mediterránea francesa y de la Bahía de Cádiz. La introducción, intencionada o accidental, por la acuicultura u otro tipo de actividades comerciales, puede provocar que las especies nativas sean rápidamente desplazadas por especies exóticas. Además un gran número de quistes son dispersados en la Península Ibérica por aves costeras, haciendo difícil el control de la expansión de la especie exótica.

ABSTRACT

The analyses of cysts and adult individuals of *Artemia* collected in the Western Mediterranean, from 1980 until 2002, showed that *Artemia franciscana* is an invasive species already dominant in salterns from Portugal, the Mediterranean coast of France and the Bay of Cádiz. The intentional or accidental introduction, for aquaculture or other commercial activities, could lead to the displacement of the native species by exotics. In addition, a lot of cysts are dispersed in the Iberian Peninsula by coastal birds, making the control of the expansion of the exotics.

ARTEMIA FRANCISCANA EN EL MEDITERRÁNEO OCCIDENTAL: LA INVASIÓN DE UNA ESPECIE EXÓTICA

Francisco Hortas¹; F. Amat²; A. J. Green³, M. Sánchez³ y J. Figuerola³

Grupo de Conservación de Humedales Costeros, Dpto. de Biología. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz¹

francisco.hortas@uca.es

Instituto de Acuicultura de Torre de la Sal (CSIC). Castellón²

Departamento de Ecología de Humedales. Estación Biológica de Doñana

INTRODUCCIÓN

El crustáceo *Artemia* es el género más representativo y conspicuo de medios hipersalinos. En la actualidad incluye siete especies bisexuales y dos o tres formas partenogenéticas. Su distribución en el Mediterráneo incluye *Artemia salina* y, al menos, dos formas partenogenéticas diferentes, diploide y tetraploide (ver Amat *et al.*, 2005). Sin embargo, en tiempos recientes, se ha producido la invasión por *Artemia franciscana* originaria del continente americano. El uso comercial de quistes de esta especie, procedentes del Gran Lago Salado de Utah y de las salinas de la Bahía de San Francisco (USA), ha propiciado su dispersión por todo el mundo. Además, dicha dispersión se ha visto favorecida por las aves acuáticas que se alimentan de ejemplares de *Artemia*, con lo que ingieren quistes que son capaces de resistir el tránsito por su sistema digestivo, aunque también estos quistes pueden propagarse adheridos a las plumas o a la piel de las aves (Amat y Green, 2005).

El estudio de quistes procedentes del Mediterráneo Occidental indica que *Artemia franciscana* es una especie invasora en Portugal, España y Francia, así como en el norte de Marruecos. El abandono de salinas y su transformación en cultivos extensivos y semintensivos ha propiciado la paulatina desaparición de la *Artemia* autóctona y la introducción (intencionada o accidental) principalmente para la acuicultura de la especie invasora. Los experimentos de competición llevados a cabo en laboratorio entre poblaciones bisexuales y asexuales indican que *A. franciscana* acababan desplazando al resto de especies (Browne, 1980 y Browne y Halanych, 1989), prácticamente en dos o tres generaciones (Lenz y Browne, 1991).

Además, la capacidad de producir quistes en condiciones desfavorables del medio aseguran la dispersión y la aparición de nuevas poblaciones de la especie invasora. Dicha dispersión puede verse favorecida por el viento en distancias cortas, o por las aves que pueden desplazarse a grandes distancias.

Los estudios basados en heces y egagrópilas de aves acuáticas recogidas en Castro Marim en Portugal y Bahía de Cádiz (Green *et al.*, 2005), al comienzo de la migración otoñal (Hortas, 1997), indican que un gran número de quistes de *Artemia* que pasan por el tracto digestivo de las aves siguen siendo viables, y que las aves limícolas que migran por la Península Ibérica están actuando como eficaces dispersoras de estas especies. Teniendo en cuenta que estas aves se mueven entre salinas, se favorecería la rápida colonización de nuevos enclaves. De hecho, la distribución actual de esta especie exótica en la Península Ibérica concuerda con la dispersión por aves limícolas que utilizan en sus migraciones la vía de vuelo del Atlántico Este y que frecuentan unos 15 millones de limícolas al año (Green *et al.*, 2005).

Es necesario, por tanto, incrementar la información sobre el uso irrestricto de especies de *Artemia* foráneas, controlar urgentemente su importación y su introducción salvaguardando, en el caso de *Artemia*, aquellos hábitats que todavía conservan las especies autóctonas, como por ejemplo, Cabo de Gata, Salinas de Sanlúcar, Salinas de las Marismas del Odiel y Salinas de Cerrillos. Como medidas que podrían frenar la expansión de la especie exótica se sugiere: Prohibir la utilización de *A. franciscana* en las proximidades de aquellos humedales en los que todavía no se ha detectado su presencia, y ejercer una regulación más estricta de su uso en acuicultura, así como sugerir la conveniencia de utilizar quistes de las especies autóctonas. Sin embargo, la existencia de poblaciones consolidadas de *A. franciscana* representa un riesgo permanente para otras poblaciones debido al potencial transporte y dispersión por aves limícolas.

REFERENCIAS

- Amat, F. y Green, A. 2005. El crustáceo americano *Artemia franciscana* invade las salinas ibéricas. *Quercus*, **233**: 22-26.
- Amat, F.; Hontoria, F.; Ruiz, O.; Green, A. J.; Sánchez, M. I.; Figuerola, J. y Hortas, F. 2005. The American brine shrimp *Artemia franciscana* as an exotic invasive species in the Western Mediterranean. *Biological Invasions*, **7**: 37-47.
- Browne, R. A. 1980. Reproductive pattern and mode in the brine shrimp. *Ecology*, **61**: 466.
- Browne, R. A. y Halanych, K. M. 1989. Competition between sexual and parthenogenetic *Artemia*: a re-evaluation (Branquiopoda, Anostraca). *Crustaceana*, **57**: 57-71.
- Green, A. J.; Sánchez, M. I.; Amat, F.; Figuerola, J.; Hontoria, F.; Ruiz, O. y Hortas, F. 2005. Dispersal of invasive and native brine shrimps *Artemia* (Anostraca) via waterbirds. *Limnology and Oceanography*, **50** (2): 737-742.
- Hortas, F. 1997. Migración de aves limícolas en el suroeste ibérico, vía de vuelo del Mediterráneo Occidental y Africa. En Barbosa, A. (Ed.). *Las aves limícolas en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. MIMA. Colección Técnica. 77-116.
- Lenz, P. H. y Browne, R. A. 1991. Ecology of *Artemia*. In: Browne, R. A., Sorgeloos, P. and Trotman, C. N. A. (eds). *Artemia Biology*, 237-253. CRC Press, Boca Ratón, Florida.

2.16

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

LAS COTORRAS ASILVESTRADAS Y LOS NÓCTULOS GIGANTES EN LOS PARQUES URBANOS DE SEVILLA

PALABRAS CLAVE

Cotorras, nóctulo gigante, refugios.

RESUMEN

El nóctulo gigante, murciélago de amplia distribución pero de escasas citas fuera de la península Ibérica, es abundante en España en ciertas localidades destacando la población de Sevilla que es, probablemente, la más importante a nivel mundial. La existencia de estas colonias en el medio urbano se debe a la presencia de árboles de gran tamaño con huecos que los utilizan como refugios. En poblaciones conocidas, cada grupo familiar utiliza de forma simultánea varios refugios (hasta unos 20 diferentes durante la temporada de cría). Para asegurar la supervivencia de una población es necesario contar con un gran número de árboles con refugios. Las principales amenazas para la especie son la eliminación de árboles viejos y la competencia por los huecos de los árboles con las cotorras. Como la disponibilidad de refugios tiende a descender y la población de cotorras a aumentar, se deben tomar medidas de urgencia tales como instalar en los parques caja refugios para murciélagos, establecer programas de seguimiento de la población nidificante de cotorras y diseñar campañas de erradicación.

ABSTRACT

The giant noctule bat, although exhibiting a broad distribution, is a rare bat species outside the Iberian Peninsula. However, it can be locally abundant in Spain, where the population of the city of Seville is very likely to be the most important of the world. The occurrence of colonies of this bat inside an urban habitat is probably due to the presence of large trees with cavities, as these are used as day roosts. In the monitored populations, each familiar group uses several roosts simultaneously (up to 20 different tree roosts during the breeding season). For the persistence of a population, it is necessary to preserve a high number of potential tree roosts. The greatest threat for this species is the removal of old trees and the competition with *Psittacula* for suitable cavities for roosting. As availability of roosts tends to decline whereas the *Psittacula* population is increasing, urgent measures must be implemented, like installation of bat boxes in urban parks, monitoring programs of the breeding population of *Psittacula* and design of eradication campaigns.

LAS COTORRAS ASILVESTRADAS Y LOS NÓCTULOS GIGANTES EN LOS PARQUES URBANOS DE SEVILLA

Carlos Ibáñez Ulargui; E. Migens Maqueda y A. García Popa-Lisseanu

Estación Biológica de Doñana (CSIC)

ibañez@ebd.csic.es/elena@ebd.csic.es/anapopa@ebd.csic.es

INTRODUCCIÓN

El nóctulo gigante (*Nyctalus lasiopterus*), es el murciélago mayor y más raro del continente europeo. Entre las peculiaridades de sus costumbres, se encuentran el que utiliza como refugio los huecos de árboles y el ser el único murciélago europeo que incluye en su dieta algunos pájaros migratorios que captura mientras realizan sus largos desplazamientos entre Europa y África por la noche en otoño y primavera (Ibáñez *et al.*, 2001).

A pesar de tener una distribución relativamente amplia, desde la península Ibérica hasta Kazastán y desde el norte de África hasta Europa Central, los registros conocidos son muy raros. Aunque es una especie principalmente mediterránea son muy escasas las citas fuera de la península Ibérica (Franco y Rodríguez 2001, Ibáñez *et al.*, 2004). En España se ha encontrado en varias localidades distribuidas de forma irregular por la península y en la isla de Mallorca. En nuestro país, parece que es relativamente abundante en algunos lugares muy concretos. En Andalucía, se ha encontrado de manera estable solo en el Parque Natural de Los Alcornocales y en algunos parques urbanos de las ciudades de Sevilla y Jerez de la Frontera. Hay que resaltar que nunca se ha capturado esta especie en los numerosos muestreos realizados en extensas áreas de Sierra Morena y de diferentes sierras de Málaga y Granada.

En concreto, en la ciudad de Sevilla se conocen grupos en los jardines del Real Alcázar (unas decenas de individuos) y en el Parque de María Luisa (más de 400 individuos). La población del Parque de María Luisa es, probablemente, la más importante a nivel mundial. La existencia de estas colonias en el medio urbano se debe, sin duda, a la presencia de árboles de gran tamaño en estos parques y a su ausencia en la mayor parte de los bosques de Andalucía Occidental. Los nóctulos sevillanos se refugian en huecos de árboles viejos de diferentes especies como plátanos y falsas acacias (*Robinia pseudoacacia* y *Sophora japonica*) y entre las hojas secas de palmeras del género *Washingtonia* principalmente en *W. filifera* y en menor medida en *W. robusta* (Ibáñez *et al.*, 2004). Los huecos de los árboles son utilizados como refugios todo el año mientras que las palmeras solo pueden serlo durante el verano ya que el pobre aislamiento frente a las inclemencias del tiempo no permite su uso en el invierno. Cada grupo familiar utiliza de forma simultánea varios refugios (hasta unos 20 diferentes durante la temporada de cría en el caso de los grupos del Parque de María Luisa), de manera que para asegurar la supervivencia de una población como la que vive en Sevilla es necesario contar con un gran número de árboles con refugios.

Los nótulos gigantes, buscan su alimento en una extensa área de los alrededores de la ciudad. Generalmente en un radio de unos 25 km, pero no son raros los desplazamientos que superan los 50 km desde el refugio.

En cuanto a conservación, se encuentra en la categoría de "vulnerable" tanto en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía como en el Catálogo Nacional de especies amenazadas.

Tal y como discutimos en las siguientes líneas la conservación de estas poblaciones urbanas pasa por el mantenimiento de la disponibilidad de refugios apropiados.

PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN

Como consecuencia de los trabajos y observaciones de campo que se vienen realizando en los últimos años se han detectado varios riesgos que afectan al mantenimiento de los refugios:

Eliminación de árboles viejos o con oquedades. Por motivos fitosanitarios y de seguridad de los viandantes son muy frecuentes las podas y talas de árboles en los parques urbanos. Aunque la seguridad de los ciudadanos es una cuestión prioritaria hay que tratar de compatibilizarla con la supervivencia de los murciélagos. Algunos indicios señalan que se trata de un factor de riesgo muy importante. Así, uno de los dos árboles ocupados por esta especie en el Real Alcázar ha sido cortado recientemente y siete de los trece árboles que utilizaba un grupo de estos murciélagos en 1992 en el Parque de María Luisa habían desaparecido en 2002. Una posible solución a esta pérdida en la disponibilidad de refugios es el instalar cajas refugios artificiales en los parques urbanos. Para que este tipo de solución sea eficaz es necesario hacer primero un estudio para ver que modelo de refugio se adecua a las necesidades de los nótulos dentro del variado surtido de modelos disponibles en el mercado.

Podas de las palmeras *Washingtonia*. Las hojas secas de estas palmeras se podan de forma rutinaria en la ciudad de Sevilla todos los años o en años alternos. Esta frecuencia de poda no permite la formación de un habitáculo con aislamiento del exterior y tamaño suficiente como para que sea utilizado por los murciélagos. Para evitar este problema sería muy conveniente el establecer un protocolo de podas que permita mantener algunas palmeras sin podar por periodos de al menos unos cinco años para aumentar la disponibilidad de refugios aunque solo sea durante la época de cría. En este sentido las experiencias que se han realizado en el Parque de María Luisa han tenido notable éxito.

Competencia por los huecos de los árboles con las cotorras. En la ciudad de Sevilla se han establecido dos especies de cotorras, Cotorra de kramer (*Psittacula krameri*) y Cotorra Argentina (*Psittacula monachus*) con una tasa de crecimiento de la población estimada del 13% y del 20%, respectivamente. Estas aves se reproducen en huecos de árboles similares a los utilizados por los murciélagos. Las cotorras son especialmente abundantes en el Parque de María Luisa. Teniendo en cuenta el éxito colonizador de estas aves es de suponer que van a entrar en conflicto (si no lo han hecho ya) con los nótulos gigantes por el uso de los refugios. Dado su tamaño, la fuerza y robustez de su pico y su comportamiento agresivo es seguro que los murciélagos resultarán desplazados en caso de conflicto. Teniendo en cuenta que la tendencia en la disponibilidad de refugios es a disminuir y la de la población de cotorras a aumentar es previsible que esta situación llegue a ser insostenible para la población de murciélagos.

Es posible que, al menos, algunos modelos de las cajas refugio mencionados anteriormente no puedan ser utilizados por las cotorras lo cual sería una solución parcial. Las posibles soluciones más definitivas a esta situación pasan por establecer programas de seguimiento de la población nidificante de cotorras y diseñar campañas de erradicación. Como medidas preventivas, se debería evitar el establecimiento de nuevos núcleos reproductores, prohibición de la venta en tiendas de animales y la regulación con normas muy estrictas para la exhibición en zoológicos, exposiciones, etc.

REFERENCIAS

Franco, A. y Rodríguez, M. 2001. Título: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.

Ibáñez, C., Guillén, A. y Bogdanowicz, W. 2004. *Nyctalus lasiopterus* (Schreber, 1780)-Riesenabendsegler.

Pp: 695-71, in: *Handbuch der Säugetiere Europas*. Vol. 4/II. (Krapp, F. ed.). AULA-Verlag Wiesbaden, Alemania.

Ibáñez, C., Juste, J., García-Mudarra, J. L. y Agirre-Mendi, P. T. 2001. Bat predation on nocturnally migrating birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **98**: 9700-9702.

2.17

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

EL MURCIÉLAGO FRUGÍVORO EGIPCIO (*ROUSETTUS AEGYPTIACUS*) COMO POSIBLE ESPECIE INVASORA EXÓTICA EN ANDALUCÍA

PALABRAS CLAVE

Escape, plaga, zorro volador.

RESUMEN

La introducción en el medio natural de *Rousettus aegyptiacus* en la isla de Tenerife se produjo a partir de escapes en dos colonias mantenidas en cautividad. Este murciélago, es capaz de sobrevivir con éxito en áreas mediterráneas. Es de costumbres cavernícolas y en numerosos países puede llegar a ser una especie plaga. El control de las poblaciones, cuando constituyen una plaga es muy problemático y ha causado daños colaterales a otras especies de murciélagos cavernícolas amenazadas. Es frecuente en zoológicos por su fácil mantenimiento en cautividad y en Andalucía está presente en tres provincias. Como medidas preventivas se propone esterilizar y marcar con micro-chip los ejemplares cautivos, compromiso de reparación de daños en caso de fuga a quien corresponda y regulación del comercio en Andalucía.

ABSTRACT

The introduction of *Rousettus aegyptiacus* in the environment of the island of Tenerife was caused by captive bats escaping from two colonies. This specie is able to survive successfully in mediterranean areas. It is cave dweller specie and can be a plague species in many countries. When this species is a plague, the control of populations is highly problematic and may cause collateral damage to others species of endangered cavernous bats. Because it is easy to rear in captivity, this species is frequent in Zoos. In Andalusia it is present in three provinces. As preventive measures, we suggest to sterilize and mark captive individuals with micro-chips, to regulate that the costs would be assumed by the responsible if any escape occurs and to regulate the trade in Andalusia.

EL MURCIÉLAGO FRUGÍVORO EGIPCIO (*ROUSETTUS AEGYPTIACUS*) COMO POSIBLE ESPECIE INVASORA EXÓTICA EN ANDALUCÍA

Carlos Ibáñez Ulargui y E. Migens Maqueda

Estación Biológica de Doñana (CSIC)
ibanez@ebd.csic.es/elena@ebd.csic.es

INTRODUCCIÓN

Rousettus aegyptiacus, es el murciélago frugívoro o zorro volador que tiene un área de distribución más extensa en África debido a que es muy generalista y puede ocupar hábitats tan diversos como las selvas lluviosas ecuatoriales o algunos oasis saharianos. Vive en toda el África subsahariana y penetra hasta el mar Mediterráneo a lo largo del río Nilo para luego ascender por Israel, Líbano, Chipre y Siria hasta el sur de Turquía (Simmons, 2005). En el año 2000 se detectó la presencia de una población asilvestrada de *Rousettus aegyptiacus* en la isla de Tenerife. La introducción en el medio natural se produjo con toda seguridad a partir de escapes en dos colonias mantenidas en cautividad en las instalaciones de Loro Parque (Puerto de la Cruz) y Cactus Park (Arona). Se descarta la posibilidad de una colonización natural desde Senegal, país a más de 2000 km de distancia de las Canarias (Trujillo, 2003).

En este artículo se discuten algunos aspectos relacionados con los riesgos potenciales de introducción de este murciélago en Andalucía.

RIESGOS

Como ya se ha comentado, es el zorro volador africano con mayor plasticidad en cuanto a requerimientos ambientales y es capaz de sobrevivir con éxito en áreas mediterráneas. Es de costumbres cavernícolas y forma colonias que pueden superar ampliamente el millar de individuos. Se alimenta de una gran diversidad de frutas incluyendo la práctica totalidad de plantas frutales cultivadas. En numerosos países puede llegar a ser una especie plaga por los daños que causa en los cultivos. En concreto esto ocurre en ambientes mediterráneos en Israel con unos cultivos y condiciones muy similares a las de Andalucía (Izhaki *et al.*, 1995; Korine *et al.*, 1999). Por clima y disponibilidad de recursos tróficos y refugios esta especie podría aclimatarse y vivir en perfectas condiciones en gran parte de Andalucía con toda seguridad.

El control de las poblaciones cuando constituyen una plaga es muy problemático y ha causado daños colaterales a otras especies de murciélagos cavernícolas. En concreto en Israel se utilizó la fumigación indiscriminada de las cuevas en donde se refugian.

Estas cuevas son utilizadas por numerosas especies de murciélagos, muchas de ellas con graves problemas de conservación, que resultaron gravemente afectadas por los tratamientos (Makin y Mendelssohn, 1985).

VÍAS DE PENETRACIÓN

Este murciélago es frecuente en zoológicos por su fácil mantenimiento en cautividad. En estos momentos sabemos de la existencia en Andalucía en tres localidades, una numerosa colonia en el Zoobotánico de Jerez de la Frontera que es un centro muy concienciado con esta problemática. En el Parque Selwood de Estepona (Málaga), se tiene la especie en condiciones seminaturales, pues han recreado un ambiente cavernícola para exhibir a estos animales y en el Zoo de Tabernas (Almería) dentro de un complejo turístico (Quevedo, com., pers.).

Hace más de 10 años se observaron ejemplares de esta especie a la venta en tiendas de animales de compañía en el centro comercial de Continente del Aljarafe, Sevilla, con el consiguiente riesgo de que el propietario se cansa de su mascota y opte por liberarla (Migens, com., pers.).

Es posible que pueda haber animales de esta especie en pequeños circos, y ferias itinerantes.

CONCLUSIÓN

La liberación fortuita o voluntaria de murciélagos de esta especie en Andalucía a partir de particulares o zoológicos puede llevar al establecimiento de poblaciones asilvestradas difíciles de controlar. Estas poblaciones pueden causar graves problemas económicos en plantaciones de frutales aparte de la problemática generada sobre otras especies de murciélagos cavernícolas y forestales autóctonos que se encuentran protegidos por diversa legislación europea, nacional y autonómica.

RECOMENDACIONES

Como consecuencia de lo expuesto se proponen las siguientes medidas preventivas:

- Esterilizar y marcar con micro-chip a todos los ejemplares cautivos con objeto de impedir la reproducción en caso de escapes fortuitos y en cualquier caso poder identificar a los responsables por si hubiera que exigir responsabilidades de cualquier índole.
- Advertir a los zoológicos de Andalucía de los riesgos de escape de estos animales, obligar a que las instalaciones estén en buen estado y exigir un compromiso de reparación de daños en caso de que ocurra una fuga (seguimiento de la población y erradicación).
- Regulación del comercio de estos animales en toda Andalucía proponiendo el etiquetado de cada ejemplar de manera que permita identificar posibles irregularidades e infracciones.

REFERENCIAS

Izhaki, I., Korine, C., Arad, Z. 1995. The effect of bat (*Rousettus aegyptiacus*) dispersal on seed germination in eastern Mediterranean habitats. *Oecologia* **101**: 335-342.

Korine, C. Izhaki, I. Arad, Z. 1999. Is the Egyptian fruit-bat *Rousettus aegyptiacus* a pest in Israel? An analysis of the bat's diet and implications for its conservation. *Biological Conservation* **88**: 301-306.

Makin, D., Mendelssohn, H. 1985. Insectivorous bats victims of Israeli campaign. *Bats*, **2**: 1-4

Simmons, N. B. 2005. Order Chiroptera. Pp: 312-529, en *Mammals Species of the World, a taxonomic and geographic reference*. Third edition (D. E. Wilson y D. M. Reeder editores). The Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.

Trujillo, D. 2003. *Plan de erradicación del murciélago frugívoro Egipcio (*Rousettus aegyptiacus*) (Geoffroy, 1810) en Tenerife (Islas Canarias)*. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en islas de España y Portugal (LIFE2002NAT/CD/E/000014), Santa Cruz de Tenerife, Islas Canarias.

2.18

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

SITUACIÓN DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS (EEI) EN HERBARIO COA; JARDÍN BOTÁNICO DE CÓRDOBA

PALABRAS CLAVE

Andalucía, alóctono, flora, neófito, naturalizado.

RESUMEN

Entre las numerosas amenazas a la biodiversidad, las especies invasoras, en adelante EEI, constituyen la segunda amenaza después de la pérdida de hábitat natural. El impacto que estas especies puede causar es inmenso, causando graves problemas medioambientales.

Desde el herbario COA–Jardín Botánico de Córdoba queremos hacer una pequeña aportación con los datos pertenecientes a las entradas de especímenes de EEI, ya que somos depositarios de una gran información de la distribución de la flora autóctona en Andalucía creemos interesante abrir una nueva línea de trabajo para servir de base de datos y lugar de consulta para cualquier estudio llevado a cabo de este tema tan importante para la conservación de nuestro medio natural.

ABSTRACT

Among the numerous threats that biodiversity has to face, alien invasive species (IASS) constitute the second one after the loss of natural habitat. The impact that these species can cause is enormous, causing serious environmental problems.

From the herbarium COA of the Botanical Garden of Cordoba we want to contribute data belonging to the entries of invasive species specimens, since we keep a great amount of information about the distribution of Andalusian autochthonous flora. We find interesting to establish new working lines in order to act as a database and enquiries service for the implementation of studies concerning this topic, which is extremely important for our environment conservation.

SITUACIÓN DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS (EEI) EN HERBARIO COA; JARDÍN BOTÁNICO DE CÓRDOBA

Mónica López¹; M. C. Estrada¹ y E. Martín-Consuegra²
Jardín Botánico de Córdoba¹. Dpto. de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales²
Universidad de Córdoba
bv1mualj@uco.es

INTRODUCCIÓN

El herbario COA se inicia en 1980, siendo su titularidad de la Unidad Docente de Botánica Agrícola del Departamento de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales de la UCO.

Actualmente se encuentra en depósito en el Jardín Botánico de Córdoba, mediante un convenio de colaboración entre ambas partes.

El herbario COA está integrado por cerca de 50.000 pliegos, pertenecientes a 210 familias y a 1.140 géneros. El material informatizado gira en torno al 80%.

El herbario incluye, una colección importante de endemismos ibéricos y baleáricos, así como de flora ruderal andaluza, de las especies plantadas en el Jardín Botánico de Córdoba y de flora ornamental de parques y jardines de la provincia, además es depositario de los pliegos de especímenes recolectados por el Banco Vegetal de Germoplasma Andaluz (BGVA). Cabe una mención especial el número de especies de las familias Orobanchaceae y Cruciferae.

OBJETIVOS

- 1 Participación en proyectos a nivel nacional e internacional para la difusión de la información guardada en el herbario.
- 2 Incorporación nuevos especímenes de la flora andaluza en particular e ibérica en general.
- 3 Servir de herramienta de trabajo a todas las instituciones dedicadas a la conservación del medio ambiente.

PROYECTOS ACTUALES

- 1 GBIF (Global Biodiversity Information Facility), iniciativa internacional que pretende poner toda la información disponible sobre los organismos vivos conocidos a nivel mundial accesible por Internet.
- 2 Colaboración con el BGVA, siendo depositarios de los especímenes recolectados en los proyectos de conservación que actualmente se llevan a cabo en el Banco de Germoplasma.
- 3 Conservación, mantenimiento e identificación de los especímenes integrantes del herbario.

SITUACIÓN DE LAS EEI EN EL HERBARIO

Actualmente no existe ningún proyecto asociado a las entradas de estas especies, ya que la línea principal de investigación del herbario, así como del BGVA es la conservación de especies autóctonas. Los pliegos recogidos de EEI son prensados e incorporados al herbario y a la base de datos con un número de registro que nos permite localizar el ejemplar para cualquier estudio futuro.

Las entradas de EEI son en la mayoría de los casos procedentes de la jardinería por lo que carecen de valor para estudios de invasión en lugares naturales. Los especímenes naturalizados son en su mayoría herbáceas y árboles procedentes de toda Andalucía, especialmente de Málaga, Córdoba, Cádiz y Sevilla.

Según el listado aparecido en el *Atlas y Libro Rojo de la flora Vasculare Amenazada de España*, publicado por el Ministerio de Medio Ambiente, nos encontramos que en el herbario COA tenemos especímenes de 27 EEI, pertenecientes a 24 géneros, con una representación de 96 pliegos. El número de registros correspondientes a plantas cultivadas es de 34, de los cuales 19 se recolectaron para el Proyecto "Parques y Jardines de la provincia de Córdoba" en el 1998, las 13 restantes fueron recolectadas independientemente. Hay que decir que existen 10 pliegos de los que no se tiene certeza si el ejemplar es cultivado o naturalizado. El resto de registros, 52 pliegos, sí podemos considerarlos como ejemplares naturalizados (Tabla 1).

Todos los datos se han calculado con los registros informatizados, aproximadamente el 80% de la colección.

TABLA 1. Datos del herbario COA

Nº Especies	Nº Géneros	Nº Pliegos	Nº Cultivadas	Dudosos	Nº Naturalizados
27	24	96	34	10	52

LISTADO DE EEI DEL HERBARIO COA

Las especies con representación en el herbario son las que aparecen en la Tabla 2.

TABLA 2. Especies con especímenes presentes en el herbario COA

Especies naturalizadas y cultivadas	Especies exclusivamente cultivadas
<i>Acer negundo</i> L.	<i>Gomphocarpus fruticosus</i> (L.) Aiton fil
<i>Achyranthes sicula</i> (L.) All	<i>Acacia dealbata</i> Link.
<i>Agave americana</i> L.	<i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.
<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns	<i>Carpobrotus edulis</i> (L.) N. E. Br
<i>Arundo donax</i> L.	<i>Crassula lycopodioides</i> Lam
<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff.	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindley
<i>Carpobrotus acinaciformis</i> (L.) L. Bolus	<i>Fallopia baldschuanica</i> (Regel) J. Holub
<i>Datura stramonium</i> L.	<i>Senecio mikanioides</i> Otto
<i>Elaeagnus angustifolia</i> L.	<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh	
<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	
<i>Nicotiana glauca</i> R. C. Graham	
<i>Oenothera biennis</i> L.	
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michaux) Scribner	
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	

En la siguiente Tabla 3 se muestran las especies exóticas naturalizadas registradas en el herbario-COA, están ordenadas por provincias y por fechas, algunas de estas entradas son dudosas ya que no se puede precisar si son naturalizadas o cultivadas, no obstante hemos creído conveniente adjuntarlas:

TABLA 3. Especies Exóticas naturalizadas registradas en el herbario COA

Especies Exóticas naturalizadas	Provincia	Fecha	Nº COA	Categoría
<i>Acer negundo</i> L.	Córdoba	1993	35933	Dudoso
	Jaén	1996	35930	Naturalizado
	Jaén	1992	35932	Dudoso
	Sevilla	1999	33849	Naturalizado
<i>Achyranthes sicula</i> (L.) All.	Málaga	1988	17110	Naturalizado
<i>Agave americana</i> L.	Almería	1985	17814	Naturalizado
	Almería	1997	35942	Naturalizado
	Huelva	1991	17089	Naturalizado
	Granada	1992	35947	Naturalizado
	Málaga	1998	26761	Naturalizado
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	Córdoba	1987	28247	Dudoso
<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns	Cádiz	2000	29941	Naturalizado
	Cádiz	1925	33327	Naturalizado
<i>Arundo donax</i> L.	Málaga	1997	24065	Naturalizado
	Málaga	1999	27599	Naturalizado
	Sevilla	2000	30801	Naturalizado
	Córdoba	2001	32829	Naturalizado
<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Sherff	Córdoba	2001	32794	Naturalizado
<i>Carpobrotus acinaciformis</i> (L.) L. Bolus	Cádiz	1985	17096	Naturalizado
	Cádiz	1990	17098	Naturalizado
	Cádiz	1992	35966	Naturalizado
<i>Datura stramonium</i> L.	Sevilla	1999	30775	Naturalizado

<i>Elaeagnus angustifolia</i> L.	Granada	1996	26023	Naturalizado
	Córdoba	1987	28214	Dudoso
	Córdoba	2001	32713	Dudoso
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindley	Córdoba	1987	28241	Dudoso
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh	Jaén	1979	11165	Naturalizado
	Málaga	1997	24136	Naturalizado
	Granada	1995	26088	Naturalizado
	Cádiz	1991	26089	Naturalizado
	Córdoba	1997	26091	Naturalizado
	Córdoba	1990	26093	Naturalizado
	Córdoba	1981	26094	Naturalizado
	Málaga	1996	26097	Naturalizado
	Huelva	1991	26098	Naturalizado
	Málaga	1998	26812	Naturalizado
	Córdoba	1987	28225	Dudoso
	Sevilla	1999	30727	Naturalizado
	<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	Córdoba	1987	1987
Córdoba		1984	1984	Dudoso
Córdoba		1983	1983	Naturalizado
Córdoba		1984	1984	Naturalizado
Sevilla		1999	1999	Naturalizado
<i>Gomphocarpus fruticosus</i> (L.) Aiton fil	Cádiz	1982	1982	Naturalizado
	Cádiz	1980	1980	Naturalizado
	Cádiz	1985	1985	Naturalizado
	Málaga	1992	1992	Naturalizado
<i>Nicotiana glauca</i> R. C. Graham	Málaga	1997	1997	Naturalizado
	Málaga	1998	1998	Naturalizado
	Málaga	1999	1999	Naturalizado
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	Málaga	1994	1194	Naturalizado
	Málaga	1997	1997	Naturalizado
	Sevilla	1999	1999	Naturalizado
<i>Paspalum paspalodes</i> (Michaux) Scribner	Sevilla	1999	1999	Naturalizado
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Córdoba	1997	1997	Naturalizado
	Córdoba	1986	1986	Naturalizado

Observando esta tabla podemos ver que tenemos registros comprendidos entre el 1979 y el 2001, por lo que es interesante ver como hace ya 26 años se citan especímenes de especies exóticas invasoras. Merece una mención especial un pliego procedente de una donación del Instituto Botánico Barcinonensis de un ejemplar de *Arctotheca calendula* fechado en el 1925, recogido en unas arenas litorales de la provincia de Cádiz, por lo que sería interesante no sólo localizar la distribución de estas plantas sino también cuándo se introdujeron en la península y en cuánto tiempo se han naturalizado y, en su caso provocado daños en el medio.

En cuanto al ámbito provincial, sabemos que en todas las provincias andaluzas se encuentran en estado naturalizado alguna de estas especies, siendo Cádiz y Málaga las provincias costeras *a priori* más propensas a estar sufriendo daños en sus arenales, especialmente llamativo el caso del género *Carpobrotus*.

CONCLUSIÓN

Actualmente existen pocos registros de EEI en el Herbario COA, ya que la principal línea de investigación está centrada en la conservación de especies autóctonas, especialmente de Andalucía. Por lo que, dada la importancia que estas especies invasoras tienen para la preservación de la biodiversidad en Andalucía, creemos necesario abrir una nueva línea de trabajo hasta ahora no abordada, pero muy interesante y necesaria para construir una herramienta de trabajo a compartir con otras entidades con proyectos en esta materia.

REFERENCIAS

Bañares, A.; Blanca, G.; Güemes, J.; Moreno, J. C. y Ortiz, S. eds. 2004. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Dirección general para la Biodiversidad, Publicaciones del O. A. P. N. Madrid, 1069 pp. www.gbif.net

2.19

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

DISTRIBUCIÓN Y OCUPACIÓN DE *SPARTINA DENSIFLORA* EN EL LITORAL DE LA PROVINCIA DE HUELVA

PALABRAS CLAVE

SIG/GIS, Especies Exóticas Invasoras, Espacios Naturales Protegidos, gestión y conservación, marismas.

RESUMEN

Huelva es la provincia andaluza con mayor riqueza de marismas mareales, casi todas ellas incluidas en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. La gramínea invasora *Spartina densiflora* ha colonizado todas estas marismas, mostrando distintos grados de ocupación, desde unas 1000 ha en el Paraje Natural Marismas del Odiel, representando el 18% de su superficie terrestre o 150 ha en el LIC Marismas de San Bruno (46% de su superficie), hasta 7.5 ha (0.29%) en el Paraje Natural del Río Piedras y Flecha del Rompido. La superficie total ocupada por esta especie supera las 1445 ha en el litoral onubense.

ABSTRACT

Huelva is the province with higher richness of tidal marshes in Andalusia, being most of them included in the Andalusian Network of Natural Protected Areas (RENPA). The exotic cordgrass *Spartina densiflora* has colonized all these saltmarshes, showing different degrees of encroachment. Around 1000 ha in the Odiel Saltmarshes (18% of invasion), 150 ha in San Bruno Saltmarshes (46% of invasion) or 7,5 ha in the saltmarshes of Río Piedras y Flecha del Rompido (0,29% of invasion), as example. The total area encroached for this species in Huelva is higher than 1445 ha.

DISTRIBUCIÓN Y OCUPACIÓN DE *SPARTINA DENSIFLORA* EN EL LITORAL DE LA PROVINCIA DE HUELVA

Carlos J. Luque¹; E. M. Castellanos¹; E. Mateos-Naranjo²; A. A. Álvarez-López²; A. E. Rubio-Casal²; S. Redondo²; y M. E. Figueroa²

Área de Ecología. Dpto. de Biología Ambiental y Salud Pública.

Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad de Huelva¹

Dpto. de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla²

carlos.luque@dbasp.uhu.es

INTRODUCCIÓN

Las marismas mareales son ecosistemas naturales de gran importancia que prestan numerosos bienes y servicios ambientales. Sus altos valores de producción sustentan una biodiversidad elevada, tanto de especies que completan en ellas su ciclos de vida como de otras procedentes de lugares lejanos que las utilizan para reproducirse, descansar o alimentarse (Castellanos *et al.*, 2004; Castellanos *et al.*, en prensa a y b; Luque *et al.*, en prensa). La provincia de Huelva es la más rica en marismas mareales de todo el litoral andaluz, mayoritariamente integradas dentro de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía.

Una de las especies más interesante en estos ecosistemas es *Spartina densiflora*, una gramínea exótica invasora procedente de Sudamérica y actualmente en expansión en el Golfo de Cádiz, que coloniza desde zonas topográficamente bajas hasta áreas casi independizadas de la acción mareal, y que ocupa desde suelos hipersalinos hasta lugares con escasa salinidad.

Por su alto potencial competitivo frente a la vegetación autóctona acaba constituyendo comunidades casi monoespecíficas (*mares de Spartina*). Esta labor, apoyada por numerosos muestreos de campo, permitió definir diferentes comunidades vegetales, determinando su riqueza específica, su distribución y su abundancia, obteniendo así tanto el grado de ocupación de cada comunidad como el de las especies que las caracterizan. La información fue digitalizada a escala 1:5.000, y se cumplimentó una completa base de datos de cada comunidad vegetal (Luque *et al.*, 2004 a y b; 2005).

Los espacios incluidos en este trabajo han sido: Paraje Natural Marismas de Isla Cristina, Paraje Natural Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido, Paraje Natural Marismas del Odiel, incluidas sus dos Reservas Naturales, P. N. Isla de Enmedio y P. N. Marismas del Burro, Paraje Natural Estero de Domingo Rubio, las marismas del Parque Nacional de Doñana, Lugar de Interés Comunitario (LIC), LIC Estero de la Sardina, LIC Estero de la Nao, LIC Marismas San Bruno y LIC Marismas de Carboneras.

RESULTADOS

Lugar de Interés Comunitario Estero de la Sardina

Este espacio se encuentra situado al norte del Puente Internacional de Ayamonte, en el tramo final del estuario del río Guadiana, y ocupa unas 291 ha. Las comunidades con *Spartina densiflora* se extienden por algo más de 36 ha, de las que la gramínea invade una superficie total de 9 ha. Los denominados *mares de Spartina*, donde su cobertura supera el 75%, tan solo suponen 0.45 ha. Las comunidades cartografiadas más extensas con presencia de esta especie, ocupan unas 27 ha, si bien la cobertura de la gramínea no alcanza en ellas el 20%. Principalmente se localiza en el borde del río Guadiana y de los canales de drenaje.

Lugar de Interés Comunitario Estero de la Nao

Este espacio, de 154 ha, está ubicado al sur del Puente Internacional de Ayamonte, en el tramo final del estuario del río Guadiana. Las comunidades con *Spartina densiflora* ocupan 23.5 ha, de las que esta gramínea cubre unas 11 ha distribuidas de forma muy dispersa por todo el espacio.

Lugar de Interés Comunitario Isla de San Bruno

Con 381 ha de marismas, se localiza en la desembocadura del río Guadiana, al noroeste de Isla Canela. Se trata de uno de los espacios naturales estudiados con mayor superficie relativa cubierta por *Spartina densiflora*. Son destacables las 131 ha de *mares de Spartina*, con coberturas del 95%, de las que 125 ha están invadidas exclusivamente por esta especie. En otras 59 ha, la gramínea muestra una cobertura de entre el 50 y el 75%, lo que indica que unas 25 ha están ocupadas por ella. En total, *Spartina densiflora* tiene una cobertura de 155 ha.

Lugar de Interés Comunitario Marismas de Carboneras

Se localiza en los alrededores del núcleo urbano de Bellavista (Aljaraque, Huelva), en las marismas del río Odiel. En este espacio, de unas 300 ha, *Spartina densiflora* es la especie más representativa, e invade monoespecíficamente cerca de 100 ha.

Paraje Natural Marismas del Odiel

En este conjunto de espacios naturales de 7500 ha, *Spartina densiflora* está presente en 15 de las 60 comunidades cartografiadas, asociada con distintas especies y con diferente grado de invasión. Estas 15 comunidades ocupan 2788 ha, de las que 1036 están cubiertas por *Spartina*, y su presencia es mayoritaria en dos de ellas. En la primera, los *mares de Spartina*, invade 425 ha, mientras en la segunda, una comunidad con abundante presencia de la gramínea junto con quenopodiáceas de gran porte, cubre 545 ha.

En 1105 ha del paraje, la cobertura de *Spartina* es superior al 75%, mientras que en 4.7 ha de este espacio tiene una ocupación de entre el 50 y el 75%, y en 650 ha presenta una cobertura de entre el 5 y el 25%. En 936 ha su abundancia es inferior al 5%. Su presencia se puede considerar extremadamente

elevada, pues de la superficie total de este espacio natural habría que eliminar áreas donde en ningún caso es posible su invasión (3000 ha de la ría de Huelva y sus canales, 1000 ha de salinas y 600 de monte).

Especialmente destacada es la presencia de *Spartina densiflora* en los bordes de los canales mareales, así como en ambas reservas naturales. En la Isla de Enmedio, su presencia es mayoritaria, mientras que en la Marisma del Burro es muy notable. La Isla de Saltés, situada al sur del paraje, es la zona con menor cobertura del espacio natural.

Paraje Natural Marismas de Isla Cristina

Es uno de los espacios litorales con escasa presencia de *Spartina densiflora*, pues de sus 2585 ha, sólo unas 20 ha están ocupada por ella. La mayor parte de esta superficie se distribuye al oeste del paraje, con unas 6 ha de *mares de Spartina*, mientras que el resto de las unidades con presencia de esta especie registran coberturas inferiores al 25%.

Paraje Natural Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido

En este paraje se ha registrado la menor presencia de *Spartina densiflora* en el litoral onubense. De sus 2600 ha, la gramínea ocupa tan solo 7.5 ha. La mayor parte (3.7 ha) corresponde a pequeños *mares de Spartina* distribuidos principalmente al sur del paraje.

Paraje Natural Estero Domingo Rubio

Situado en la confluencia de los ríos Odiel y Tinto, se extiende por unas 385 ha. De ellas, unas 58 ha están invadidas por *Spartina densiflora*, muy dispersa por el paraje, en comunidades donde la cobertura de la gramínea es inferior al 35%.

Parque Nacional de Doñana

En este trabajo tan solo se ha tenido en cuenta la superficie de la marisma del Parque Nacional, que ocupan unas 27000 ha. Las poblaciones de *Spartina densiflora* se localizan entre la margen derecha del río Guadalquivir y el muro de la Montaña del Río, cubriendo unas 83 ha en total. En algunos casos, se adentra hacia el interior del parque unos cientos de metros, colonizando el borde de algunos caños, como el de Brenes. En estas zonas llega a invadir unas 15 ha. El área más extensa ocupada por esta gramínea se localiza en la orilla derecha del Brazo de la Torre, donde alcanza las 54 ha, de forma más o menos continua en la zona intermareal de la marisma. También es abundante en las salinas de San Rafael, al sur del espacio natural.

IMPORTANCIA DE LA CARTOGRAFÍA EN EL CONTROL DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Conocer con detalle la distribución de especies exóticas invasoras proporciona una información necesaria y útil para diagnosticar el grado de invasión y cuantificar la expansión de estas especies, valorando a tiempo la gravedad de su presencia. Sin embargo, se suelen proponer medidas de control y erradicación

de especies exóticas invasoras cuando el problema es grave, obviando el conocimiento previo, que generaría medidas de prevención y evitaría costos ecológicos y económicos importantes.

En el caso de *Spartina densiflora* en el litoral onubense, si bien podría resultar técnica y económicamente compleja su erradicación en espacios donde se encuentra bien implantada (Marismas del Odiel), cuantificar su extensión en otros espacios donde aún no es masiva su invasión (Parque Nacional de Doñana y su entorno, Paraje Natural de Isla Cristina, Paraje Natural del Río Piedras y Flecha del Rompido), puede permitirnos proponer medidas preventivas y realizar mapas de riesgo que eviten su expansión, como herramientas útiles en las políticas de Gestión y Conservación de Espacios Naturales Protegidos.

Como ejemplo (Castellanos *et al.*, en prensa a), en el actual contexto de restauración (Proyecto Doñana 2005) y de Cambio Climático, la presencia de *Spartina densiflora* en las inmediaciones del Parque Nacional de Doñana es un peligro potencial para la conservación de su marisma y de su diversidad. Proyectos de restauración (Proyecto Doñana 2005) que permeabilicen la marisma sur y este del Parque Nacional con el estuario podrían facilitar una invasión masiva de *Spartina densiflora*, actualmente en expansión en estuario del Guadalquivir. Las evidencias demuestran que no tener presente esta posibilidad en actuaciones de restauración de próxima ejecución sería poco o nada realista. Cartografiar y cuantificar su expansión en los próximos años, conociendo el grado actual de afección, el hábitat prioritario de colonización y los mecanismos de dispersión e invasión de *Spartina densiflora* permitiría proponer mapas de riesgo potencial y establecer medidas preventivas en el Parque Nacional, actuando a tiempo sobre espacios donde esté comenzando su invasión.

REFERENCIAS

Castellanos, E. M.; Figueroa, M. E.; Nieva, F. J. J.; Luque, C. J. y Castillo, J. M. 2004. Evolución de la vegetación en salinas abandonadas. En: *Salinas de Andalucía*. A. Pérez-Hurtado (Coord.). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 196-197.

Castellanos, E. M., Luque, C. J.; Castillo, J. M.; Figueroa, M. E. y Green, A. J. (en prensa a). La restauración ecológica como vía de entrada de especies exóticas invasoras: *Spartina densiflora* en el Parque Nacional de Doñana y su entorno. En: *Las especies exóticas invasoras en la provincia de Sevilla*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Castellanos, E. M.; Luque, C. J.; Mateos Naranjo, E.; Redondo, S.; Castillo, J. M.; Figueroa, M. E. y Green: A. J. (en prensa b). Implicaciones ecológicas de la presencia de flora exótica invasora en ecosistemas de marismas. Estudio de un caso: *Spartina densiflora*. En: *Las especies exóticas invasoras en la provincia de Cádiz*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Luque, C. J.; Álvarez, A. A.; Rubio, A. E.; Muñoz, J.; Redondo, S.; Castillo, J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2004a. *Memoria de Vegetación: Paraje Natural Marismas de Isla Cristina*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Luque, C. J.; Álvarez, A. A.; Rubio, A. E.; Muñoz, J.; Redondo, S.; Castillo, J.; Castellanos; E. M. y Figueroa, M. E. 2004b. *Memoria de Vegetación: Paraje Natural Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Luque, C. J.; Álvarez, A. A.; Rubio, A. E.; Muñoz, J.; Vecino, I.; Redondo, S.; Castillo, J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2005. *Memoria de Vegetación: Parque Nacional de Doñana*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Luque, C. J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. (en prensa). Diversidad en marismas mareales mediterráneas: 2. Cambios en la diversidad específica. En *Diversidad Biológica y Biodiversidad*. Centro de Estudios Ramón Areces. Madrid.

2.20

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

ESTADO DE LA INVASIÓN DE *SPARTINA DENSIFLORA* EN LA PROVINCIA DE SEVILLA

PALABRAS CLAVE

Flora Exótica Invasora.

RESUMEN

Spartina densiflora es una gramínea sudamericana que está invadiendo el Golfo de Cádiz donde se distribuye al menos en ocho estuarios. En la provincia de Sevilla su presencia se restringe a dos áreas bien diferenciadas dentro del estuario del río Guadalquivir. La problemática de la invasión de *S. densiflora* radica en que es una especie muy competitiva y con un rango ecológico muy amplio que desplaza a gran parte de las especies autóctonas. Monitorizar la presencia y distribución de especies invasoras, es fundamental a la hora de crear estrategias eficaces para luchar contra su invasión.

ABSTRACT

Spartina densiflora is a south American grass that is invading eight estuaries in the Gulf of Cádiz. The neophyte is colonizing two locations in the province of Seville in the Guadalquivir estuary. *S. densiflora* is a very competitive specie that is able to colonize very contrasted environment, such as low marshes or saltpans, displacing the autochthonous vegetation. Monitoring the presence and distribution of invading species is fundamental at the time of creating effective strategies to fight against its invasion.

ESTADO DE LA INVASIÓN DE *SPARTINA DENSIFLORA* EN LA PROVINCIA DE SEVILLA

Enrique Mateos-Naranjo; J. M. Castillo y M. E. Figueroa

Dpto. de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla
emana@us.es

INTRODUCCIÓN

Spartina densiflora es una especie de gramínea procedente de Sudamérica asociada a marismas y manglares. Actualmente esta invadiendo el norte de África (Nieva, 1996), América del Norte (Kittelson y Boyd, 1997) y el sudoeste de Europa (Golfo de Cádiz) (Castillo *et al.*, 2000).

En el Golfo de Cádiz, *S. densiflora* aparece en al menos ocho estuarios donde presenta diferentes estadios de invasión, tanto en la superficie ocupada como en la cobertura relativa que ocupa en las comunidades que invade. Destaca el estuario conjunto de los ríos Tinto y Odiel, donde *S. densiflora* muestra su mayor desarrollo y se distribuye a lo largo de diferentes estados fisiográficos de la marisma, desde la marisma baja hasta cubetas hipersalinas de marisma alta (Nieva, 1996). La alta representabilidad de la especie invasora en esta zona hace pensar que se trata del foco principal desde el que comenzó su invasión en el Golfo de Cádiz. Existen otras zonas donde la presencia de *S. densiflora* es bastante importante, como en los estuarios de los ríos Piedras y Guadiana (en Huelva). En otros casos, la representación de la especie invasora se restringe a la presencia de clones dispersos, como en las desembocaduras de los ríos Jara y Vega (Cádiz).

S. densiflora también invade el estuario del río Guadalquivir, tanto en las provincias de Huelva y Cádiz, en su desembocadura, como en la provincia de Sevilla (aguas arriba).

Para la provincia de Sevilla, la invasión tendría dos áreas claramente diferenciadas dentro del estuario del Guadalquivir. Por un lado, invade el cauce principal del Guadalquivir desde la "Casa de Brenes" (Lucio del Molinillo Chico) en el límite entre las provincias de Huelva, Cádiz y Sevilla hasta la "Casa del Cherry" (Norte del lucio de los Ánsares) a través del Brazo de la Torre, dentro del Parque Nacional de Doñana. Esta formación presenta una anchura media de 100 m. A su vez, también se ve afectada la margen izquierda del Brazo de la Torre (Parque Natural de Doñana), mostrando también aquí una

estructura acordonada paralela al cauce similar. Además, *S. densiflora* invade más al norte el Lucio del Cangrejo Grande (Parque Nacional de Doñana) donde forma una población pequeña representada por clones aislados que conforman pequeñas manchas mono–específicas de escasa cobertura. Esta situación, hace pensar que la invasión del neófito sudamericano en la provincia de Sevilla ha sido reciente y que se encuentra en plena expansión, ya que cada vez aparecen localizaciones de *S. densiflora* más hacia el norte. Esta situación es de especial interés, porque su expansión está afectando a una zona de especial interés ecológico como son las marismas del Parque Nacional de Doñana y del Parque Natural.

La introducción de especies invasoras como *S. densiflora* es uno de los problemas de conservación principales a los que se enfrentan las marismas andaluzas atlánticas en el siglo XXI, ya que provocan efectos muy negativos como la pérdida de biodiversidad en estos ecosistemas (Luque *et al.*, 2003). En el caso de *S. densiflora*, su problemática radica en que es una especie con crecimiento clonal en falange, que muestra una capacidad competitiva muy elevada (Figuroa y Castellanos, 1998) y un rango ecológico muy amplio (Kittelson y Boyd, 1997). Estas capacidades han llevado al neófito sudamericano a desplazar por competencia interespecífica a gran parte de las especies autóctonas del Golfo de Cádiz, que son menos competitivas, formando comunidades prácticamente mono–específicas conocidas popularmente como “*mares de Spartina*” (Rubio, 1985). Monitorizar la presencia y distribución de especies invasoras es fundamental a la hora de crear estrategias eficaces para luchar contra su invasión. En este sentido nuestro grupo de investigación “Ecología, Citogenética y Recursos Naturales” (GECONAT) desarrolla, desde hace más de 20 años, estudios relacionados con la invasión de *S. densiflora* en Andalucía desde diferentes enfoques, ecofisiología, distribución, competencia y control de la invasión.

REFERENCIAS

- Castillo, J. M.; Fernández-Baco, L.; Castellanos, E; M.; Luque, C. J.; Figueroa, M. E. y Davy, A. J. 2000. Lower limits of *Spartina densiflora* and *S. maritima* in a Mediterranean salt marsh determined by different ecophysiological tolerances. *J. Ecol.* **88**: 801-812.
- Figueroa, M. E. y Castellanos, E. M. 1988. Vertical structure of *Spartina maritima* and *Spartina densiflora* in Mediterranean marshes. En: *Plant form and vegetation structure* (eds M. J. A. Werger, P. J. M. van der Aart, H. J. During y J. T. A. Verhoeven), 105-108. SPB Academic Publishing, The Hague, Holanda.
- Kittelson, P. M. y Boyd, M. J. 1997. Mechanisms of expansion for an introduced species of cordgrass, *Spartina densiflora*, in Humboldt Bay, California. *Estuaries*, **20**: 770-778.
- Luque, C. J.; Castellanos, E. M.; Castillo, J. M. y Figueroa, M. E. 2003. Diversidad en marismas mareales mediterráneas I. Cambios de la diversidad específica. En: *Diversidad Biológica y Biodiversidad*. Madrid.
- Nieva, F. J. 1996. *Aspectos ecológicos en Spartina densiflora Brongn.* Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, España.
- Rubio, J. C. 1985. *Ecología de las Marismas del Odiel.* Tesis doctoral. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Universidad de Sevilla.

2.21

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

INVASIONES BIOLÓGICAS Y ECOSISTEMAS COSTEROS. SITUACIÓN DE *SPARTINA* *DENSIFLORA* EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

PALABRAS CLAVE

Marismas, vulnerabilidad biológica, Sistemas de Información Geográfica, gestión, planificación.

RESUMEN

Las marismas son uno de los ecosistemas más vulnerables a las invasiones biológicas debido, principalmente, a la alta homogeneidad ambiental entre zonas muy alejadas geográficamente, la cercanía de puertos comerciales y la actividad humana. La invasión de *Spartina densiflora*, gramínea de origen sudamericano, es la más importante de las que afecta a las marismas andaluzas. En la provincia de Cádiz, *S. densiflora* se localiza en cuatro sistemas estuarinos, donde muestra diferentes grados de invasión, siendo mayor en la marisma de la Algaida, seguida de la marisma del Río Palmones y las marismas de los ríos Vega y Jara y, por último, las marismas de la Bahía de Cádiz. Conocer la magnitud de la invasión de esta especie en cada uno de estos enclaves es esencial para una adecuada gestión y conservación de estos espacios naturales.

ABSTRACT

Salt marshes are one of the most vulnerable ecosystems to the biological invasions, mainly, due to the high environmental homogeneity between estuaries that characterizes them, the proximity of commercial ports and other the human activities. The invasion of *Spartina densiflora* is the most important plant invasion in Andalusian salt marshes. In the province of Cádiz, *S. densiflora* appears in four estuary systems, where it shows different degree of invasion, being greater in the salt marsh of the Algaida, followed by salt marshes of the Palmones river and the marshes at the mouth of Vega and Jara rivers and, finally, marshes of Bay of Cádiz, where *S. densiflora* is very scare. Knowing the degree invasion of this species is essential for the conservation management of these natural spaces.

INVASIONES BIOLÓGICAS Y ECOSISTEMAS COSTEROS. SITUACIÓN DE *SPARTINA DENSIFLORA* EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Enrique Mateos-Naranjo¹; S. Redondo-Gómez¹, J. M. Castillo¹; F. J. J. Nieva²; E. M. Castellanos²; C. J. Luque²; A. A. Álvarez¹; A. Rubio-Casal¹; J. Muñoz¹ y M. E. Figueroa¹

Área de Ecología. Dpto. de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla¹
Área de Ecología. Dpto. de Biología Ambiental y Salud Pública. Facultad de Ciencias Experimentales
Universidad de Huelva
emana@us.es

VULNERABILIDAD DE LAS MARISMAS A LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

Tradicionalmente se ha considerado la destrucción (transformación en tierras agrícolas y ganaderas), la fragmentación (construcción de carreteras, urbanizaciones, etc) y la alteración (contaminación industrial, alteraciones del drenaje, transformación en salinas y balsas de acuicultura) del hábitat, como las causas principales de pérdida de biodiversidad dentro de los diferentes ecosistemas. Actualmente, la introducción de especies exóticas invasoras está adquiriendo gran importancia en este sentido, llegando a ser una de las causas principales de pérdida de biodiversidad dentro de los ecosistemas costeros y, en concreto, las marismas.

Esto se debe a la alta vulnerabilidad que presentan éstas a las invasiones biológicas, fundamentalmente debido a tres causas. Por un lado, (1) la alta homogeneidad ambiental entre localidades muy alejadas. La marisma es un ecosistema frontera entre los medios terrestre y marino, donde el encharcamiento más o menos prolongado y la salinidad elevada, determinados principalmente por la influencia mareal, son las características ambientales más importantes que determinan la distribución espacial (zonación) y temporal (sucesión) de los organismos. Esta circunstancia hace que las especies de marismas presenten atributos biológicos adecuados para soportar estos factores de estrés ambiental tales como: metabolismos fotosintéticos C⁴ y CAM, presencia de glándulas salinas, etc. La presencia de estas adaptaciones junto con la distribución mundial de las marismas a lo largo de las costas y el parecido entre zonas muy alejadas geográficamente hace que se den con gran facilidad traslocaciones de especies que llegan a comportarse como invasoras. En este sentido, es bien conocida la alta capacidad de invasión de las especies del género *Spartina*, donde se han catalogado como invasoras un total de siete de las catorce especies que conforman el género: *S. alterniflora*, *S. maritima*, *S. townsendii*, *S. patens*, *S. pectinata*, *S. anglica* y *S. densiflora* (Daehler y Strong, 1996). Por otro lado, (2) la cercanía de importantes puertos comerciales a los ecosistemas marismesños facilita la entrada de especies exóticas invasoras, las cuales llegan dentro del agua de lastre de los barcos o pegadas a los cascos de éstos. Esta vía de entrada ha adquirido gran

importancia en los últimos años, fruto de la globalización del mercado que ha aumentado la circulación de mercancías, haciendo que se comuniquen áreas que tradicionalmente han estado a gran distancia por lo que se dificultaba mucho el tránsito de especies entre estas zonas. Por último, (3) la modificación de las características bióticas y abióticas del ecosistema, mediada principalmente por la propia actividad humana, ha sido una de las causas principales del aumento de la permeabilidad de los ecosistemas costeros a las invasiones biológicas. Esto se debe a la aparición de huecos, tras alteraciones antrópicas o procesos catastróficos locales, susceptibles de ser colonizados por organismos exóticos a lo largo del proceso de sucesión secundaria (Castellanos *et al.*, 2004, en Prensa). Además, también ha influido la introducción accidental o deliberada, generalmente con fines económicos, de especies exóticas.

Históricamente las marismas han sido vistas en general como focos de enfermedades transmitidas por mosquitos, como el dengue o la malaria, y basureros repletos de fango. Debido al cambio de sensibilidad en la sociedad y al avance en los conocimientos científicos, desde finales del siglo pasado se ha comenzado a valorar estos ecosistemas, surgiendo un creciente interés por su conservación y recuperación. En Andalucía, de los 21 complejos marismños que aparecen en su litoral, el 86% se encuentra bajo algún tipo de figura de protección dentro de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA).

LINEAS ACTUALES DE INVESTIGACIÓN

Aunque son numerosas las especies exóticas que invaden los ecosistemas costeros andaluces, la invasión de la gramínea *Spartina densiflora* en el Golfo de Cádiz es la más grave dentro del grupo de las plantas vasculares, tanto por el área y la diversidad de hábitats que ocupa como por los impactos negativos que ocasiona en estos ecosistemas (Nieva, 1996). El grupo de investigación 'Ecología, Citogenética y Recursos Naturales' de la Facultad de Biología de la Universidad de Sevilla, en colaboración con el grupo de 'Ecología y Medio Ambiente' de la Facultad de Ciencias Experimentales de la Universidad de Huelva, estudia desde hace años la invasión de esta especie en el Golfo de Cádiz, estudios que se han plasmado en numerosas publicaciones científicas de carácter nacional e internacional y participaciones en congresos (Castellanos *et al.*, en prensa; Castillo *et al.*, 2000; Castillo *et al.*, 2003; Castillo *et al.*, 2005; Figueroa y Castellanos, 1988; Mateos-Naranjo *et al.*, 2005; Nieva, 1996; Nieva y Figueroa 2001; Nieva *et al.*, 2001a, b; Nieva *et al.*, 2003 y Nieva *et al.*, 2005), obteniéndose resultados muy relevantes para el conocimiento del papel de *S. densiflora* en el Golfo de Cádiz.

Actualmente las líneas de investigación, de nuestros grupos de investigación en materia de especies exóticas invasoras, se centran principalmente en tres grandes bloques: (1) Se está analizando el estado de la invasión de *S. densiflora* en el Golfo de Cádiz mediante el empleo de sistemas de información geográfica (SIG) y análisis multivariantes, con el objetivo de crear una cartografía de detalle de esta invasión que sirva como herramienta de gestión de los espacios naturales donde aparece, para la lucha contra esta especie invasora; (2) Se está analizando el papel de los factores abióticos y bióticos, que pueden ser determinantes a la hora de explicar la evolución de la invasión de *S. densiflora* en el Golfo de Cádiz. El conocimiento de estos factores puede ayudarnos a delimitar aquellas áreas que son más susceptibles de ser invadidas, de forma que podremos priorizar a la hora de invertir en esfuerzos de prevención. Del mismo modo, el conocimiento de estos factores nos pueden aportar ideas para diseñar una metodología adecuada para la lucha contra esta especie invasora; (3) Se están llevando a cabo experiencias piloto para la prueba de métodos de control o erradicación recogidos en la bibliografía y que han tenido bastante éxito en otras especies del género *Spartina*. Estas dos últimas fases se encuentran en fase experimental, por lo que nos centraremos en el estado de la invasión de *S. densiflora* en los estuarios andaluces y, concretamente, en aquellos que se encuentran en la provincia de Cádiz.

ESTADO DE LA INVASIÓN DE *S. DENSIFLORA* EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Nuestros resultados muestran que *S. densiflora* aparece en un total de 10 estuarios distribuidos entre el Río Guadiana (Huelva), junto a la frontera con Portugal, y el Paraje Natural 'Marismas del Río Palmones', en la Bahía de Algeciras (Cádiz). La invasión afecta a las provincias de Huelva, Cádiz y Sevilla, donde el grado de invasión varía en función del espacio ocupado y de la diversidad de hábitats que coloniza.

Dentro de la provincia de Cádiz, *S. densiflora* aparece en el Paraje Natural 'Marismas del Palmones', en el Paraje Natural 'Bahía de Cádiz', en el Parque Natural de Doñana 'Marismas de la Algaida' y en el Parque Natural del Estrecho en las desembocaduras de los ríos Vega y Jara (Tarifa), siempre dentro de la Red de Espacios Naturales protegidos de Andalucía. En las marismas del Río Palmones la invasión se caracteriza porque *S. densiflora* forma una comunidad monoespecífica, con clones de aspecto bastante raquítrico, asentados sobre sustrato arenoso justo en el límite del Paraje Natural, ocupando un total de 1.5 hectáreas. En los ríos Vega y Jara, *S. densiflora* forma cordones paralelos al cauce de ambos ríos, con coberturas de aproximadamente el 80% en las zonas más cercanas al cauce. Esta invasión se diferencia de la anterior porque en el cordón de *S. densiflora* aparecen huecos ocasionados por la alta presión ganadera de la zona, los cuales son ocupados por especies autóctonas, principalmente del género *Sarcocornia* y *Juncus*. En las marismas de Bahía de Cádiz se trata de una invasión en estado inicial, caracterizada por unas cinco manchas asentadas en bordes de caños, en zonas de marisma media-alta, dominadas principalmente por *Halimione portulacoides* y especies del género *Sarcocornia*, con un área aproximada de $1.72 \cdot 10^2$ hectáreas. Ésta sería la zona donde *S. densiflora* muestra un menor grado de invasión dentro de todos los estuarios del Golfo de Cádiz, por lo que su erradicación sería relativamente fácil. Por el contrario, en las marismas de la Algaida es donde el neófito sudamericano muestra el mayor grado de invasión dentro de la provincia de Cádiz, constituyendo una comunidad monoespecífica con valores de diversidad biológica cercanos a cero y que ocupa una superficie de aproximadamente 20 hectáreas. Esta situación convierte a las marismas de la Algaida en una fuente potencial de propágulos, que podría dar origen a invasiones de otras áreas de la provincia de Cádiz.

La información obtenida del estudio que realizamos actualmente nos muestra el total de estuarios invadidos en las costas andaluzas, el grado de invasión en cada uno de ellos, los hábitats y especies que se están viendo más afectados, las zonas que pueden actuar como fuente de propágulos y aquellas que son más vulnerables a la invasión, los hábitats donde el neófito sudamericano presenta mayores dificultades de colonización, etc. Esta información es de gran importancia a la hora de gestionar los diferentes Espacios Naturales en pro de su conservación y explotación sostenible, así como para la correcta planificación de las estrategias, cada día más urgentes, de control o erradicación de *S. densiflora*.

REFERENCIAS

- Daehler, C. C. y Strong, D. R. 1996. Status, prediction and prevention of introduced cordgrass *Spartina* spp. Invasions in Pacific estuaries, USA. *Biological Conservation*, **78**: 51-58.
- Castellanos, E. M.; Figueroa, M. E.; Nieva, F. J. J.; Luque, C. J. y Castillo, J. M. 2004. Evolución de la vegetación en *salinas abandonadas*. En Salinas de Andalucía. A. Pérez-Hurtado (Coord.). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, 196-197.
- Castellanos, E. M.; Luque, C. J.; Castillo, J. M.; Figueroa, M. E. y Green, A. J. (en prensa). La restauración ecológica como vía de entrada de especies exóticas invasoras: *Spartina densiflora* en el Parque Nacional de Doñana y su entorno. En: *Las especies exóticas invasoras en la provincia de Sevilla*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Castillo, J. M.; Fernández-Baco, L.; Castellanos, E. M.; Luque, C. J.; Figueroa, M. E. y Davy, A. J. 2000. Lower limits of *Spartina densiflora* and *S. maritima* in a Mediterranean salt marsh determined by different ecophysiological tolerances. *J. Ecol.*, **88**: 801-812.
- Castillo, J. M.; Rubio-Casal, A. E.; Figueroa, M. E., y Nieva, F. J. J. 2003. Intratussock tiller distribution and biomass of *Spartina densiflora* Brongn. in an invaded salt marsh, Lagascalia, **23**: 61-73.
- Castillo, J. M.; Rubio-Casal, A. E.; Redondo, S.; Álvarez López, A. A.; Luque, T.; Luque, C.; Nieva, F. J. J.; Castellanos, E. M y Figueroa, M. E. 2005. Short-term responses to salinity of an invasive cordgrass. *Biological Invasions*, **7**: 29-35.
- Figueroa, M. E. y Castellanos, E. M. 1988. Vertical structure of *Spartina maritima* and *Spartina densiflora* in Mediterranean marshes. En: *Plant form and vegetation structure* (eds M. J. A. Werger, P. J. M. van der Aart, H. J. During y J. T. A. Verhoeven), 105-108. SPB Academic Publishing, The Hague, Holanda.
- Mateos-Naranjo, E.; Catillo, J. M.; Álvarez, A. A.; Luque, C.; Redondo-Gómez, S. y Figueroa, M. E. 2005. Invasión de *S. densiflora* Brongn. en el Paraje Natural 'Marismas del Odiel' (Huelva, SO Península Ibérica): efectos sobre la diversidad. La unidad en la diversidad. Barcelona. Noviembre.
- Nieva, F. J. J. 1996. *Aspectos ecológicos en Spartina densiflora* Brongn. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, España.
- Nieva, F. J. J. y Figueroa, M. E. 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.
- Nieva, F. J. J.; Díaz-Espejo, A.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2001a. Field variability of invading Populations of *Spartina densiflora* Brongn. in Different Habitats of the Odiel Marshes (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **52**: 515-527.
- Nieva, F. J. J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2001b. Efectos de la luz y la salinidad en la germinación de semillas de la invasora de marismas *Spartina densiflora* Brong. 1929 (Gramineae) en el Golfo de Cádiz, España. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **96** (3-4): 117-124.

INVASIONES BIOLÓGICAS Y ECOSISTEMAS COSTEROS. SITUACIÓN
DE *SPARTINA DENSIFLORA* EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ.

Enrique Mateos-Naranjo, S. Redondo-Gómez, J. M. Castillo, F. J. J. Nieva, E. M. Castellanos,
C. J. Luque, A. A. Álvarez, A. Rubio-Casal, J. Muñoz y M. E. Figuerola

Nieva, F. J. J.; Castillo, J. M.; Luque, C. J. y Figuerola, M. E. 2003. Ecophysiology of tidal and non-tidal populations of the invading cordgrass *Spartina densiflora*. Seasonal and diurnal patterns in a Mediterranean climate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **57**: 919-928.

Nieva, F. J. J.; Castellanos, E. M.; Castillo, J. M. y Figuerola, M. E. 2005. Clonal growth and tiller demography of the invader cordgrass *Spartina densiflora* Brong. At two contrasting habitats in SW European salt marshes. *Wetlands*, **25**: 122-129.

2.22

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

FLORA Y FAUNA ALÓCTONA DEL MEDIO MARINO ANDALUZ

PALABRAS CLAVE

Especies introducidas, especies invasoras, especies exóticas, prevención, Andalucía.

RESUMEN

La gran diversidad biológica que alberga el medio marino en su conjunto, y el desconocimiento que se tiene de ella, en parte por dificultades técnicas, en parte por un retraso histórico con respecto al medio terrestre y de agua dulce, hacen que el problema de las "especies exóticas" presente ciertas dificultades añadidas. Es muy importante definir cada caso para poder gestionarlo correctamente y no causar una alarma social. En Andalucía no están presentes muchas de las especies alóctonas invasoras que ya están causando problemas en otras zonas de Europa, pero hay que prevenirse. Las especies consideradas "exóticas" más destacadas en Andalucía, por su carácter invasor, son: las algas *Asparagopsis armata* y *Asparagopsis taxiformis*, el cnidario *Oculina patagonica*, los moluscos bivalvos *Crassostrea gigas* y *Ruditapes philippinarum*, y el tunicado *Microcosmus squamiger*.

ABSTRACT

The knowledge of our marine biodiversity, and therefore of the "exotic species" present in our waters, is behind historically in comparison with that of the terrestrial and freshwater environments, in part because technical difficulties. It is very important to state the real status in each instance, for develop the correct management and to avoid the alarmism. Most of the aloctone and invasive species, cause of problems in European waters, are not yet present in Andalusia coasts, but precautionary measures must be taken. The main "exotic" species in Andalusia, with invasive action, are: the algae *Asparagopsis armata* y *Asparagopsis taxiformis*, the coral *Oculina patagonica*, the bivalve molluscs *Crassostrea gigas* y *Ruditapes philippinarum*, and the ascidian *Microcosmus squamiger*.

FLORA Y FAUNA ALÓCTONA DEL MEDIO MARINO ANDALUZ

Diego Moreno Lampreave

Programa de Gestión y Conservación del Medio Marino Andaluz

EGMASA-Consjería de Medio Ambiente

dmoreno@egmasa.es

INTRODUCCIÓN

El medio marino, en su conjunto, alberga una gran diversidad biológica. Sin embargo, el conocimiento de dicha diversidad, incluyendo la relativa a las especies introducidas, tiene un considerable retraso con respecto al medio terrestre y de aguas continentales. Por otra parte, las especies no originarias de un lugar (=alóctonas), al menos considerando los poblamientos existentes en la actualidad, han recibido o pueden recibir nombres muy distintos según sea cada caso particular. Es muy importante definir correctamente la situación de cada especie, para poder determinar el problema, y realizar una buena gestión, procurando evitar la alarma social. En los ejemplos que se adjuntan se podrá comprobar la diversidad de posibles casos que puede haber y la dificultad que existe en nombrarlos y/o identificarlos. Brevemente, se puede decir que las especies que llamamos "exóticas" han llegado a nuestra área geográfica desde lejos (según el Diccionario de la Lengua de la Real Academia Española, "exótico" es: "Extranjero, ..., especialmente si procede de país lejano"), y empleando necesariamente métodos "no naturales", es decir ayudadas por el hombre, ya sea de forma intencionada o sin intención alguna.

En el medio marino muchas especies poseen larvas en el plancton con lo que tienen una gran capacidad de dispersión, debido a que pueden permanecer incluso durante varios meses en aguas abiertas llegando a cubrir en ocasiones miles de kilómetros. De esta forma, con cierta frecuencia, especies que no son propias (o no son habituales) de nuestras aguas llegan por sus propios medios. Estas especies, en principio, no suelen ser dañinas para las poblaciones autóctonas o habituales. Además, es muy posible que en otras ocasiones anteriores hayan llegado y no se hayan asentado. Un grupo de animales marinos, los peces, también entra dentro de este apartado de especies con gran capacidad de desplazamiento, en este caso principalmente en su etapa adulta. En el Mediterráneo, la apertura del canal de Suez en 1869, ha permitido la llegada de especies de mares separados (ahora artificialmente unidos) por "sus propios medios" (facilitados por la obra que une los dos mares sin esclusas). Sin embargo, el cambio florístico y faunístico que se está produciendo por esta causa no ha llegado todavía a la cuenca del Mediterráneo occidental, ni a Andalucía.

El hecho que se observen desde hace pocos años especies termófilas no habituales en el norte del Mediterráneo occidental, que han llegado por sus propios medios, como el erizo de mar llamado puercoespín marino (*Centrostephanus longispinus*), o el pez verde (*Thalassoma pavo*), entre otras, se ha atribuido al progresivo calentamiento de las aguas (Bianchi y Morri, 1993; Francour *et al.*, 1994). La existencia en el Mediterráneo de estas especies que pueden llegar sin ayuda humana, además de las que han llegado por medios "no naturales", es el motivo que ha impulsado a ciertos autores a emplear términos que engloben todas estas posibilidades, es decir a las especies que no son originarias de un lugar en un momento dado. Así, por ejemplo, Ribera (2003) utiliza el término "no nativa" (= "nonative"), mientras que Streftaris *et al.* (2005) emplea "Especies No-Indígenas" (= "Non-Indigenous Species": NIS). En el Mediterráneo el mayor número de NIS provienen del mar Rojo a través del canal de Suez (especies lessepsianas), aunque su influencia se concentra en la cuenca oriental y no llega todavía a Andalucía, seguido por las especies que llegan con barcos (casco o aguas de lastre). Streftaris *et al.* (2005) identifica 828 NIS marinas en Europa y las divide en las siguientes categorías: las especies establecidas, las no establecidas con esporádicas llegadas (que llama "aliens"), y las que se desconoce su estado. De este total, destaca que 343 especies entraron vía Canal de Suez, y sólo 40 a través del estrecho de Gibraltar, siendo éstas últimas principalmente peces. Ello indica que el impacto recibido en Andalucía es muy inferior al que sufren otras áreas, y que muchas de las especies implicadas posiblemente no se establezcan o lo hagan poco a poco, más bien por cambios climáticos progresivos, sin afectar la dinámica de los ecosistemas locales. Otras vías de entrada habituales para especies alóctonas marinas son los barcos (en el casco o en las aguas de lastre), los cultivos marinos, y la acuariofilia (Streftaris *et al.*, 2005).

En las últimas publicaciones referentes al Mediterráneo, como las pertenecientes al Atlas del Mediterranean Science Comisión (CIESM), se estima que existen unas 650 especies de peces, de las que 90 son alóctonas, y sólo 18 de ellas están presentes en Andalucía (Golani *et al.*, 2002); que existen unas 350 especies de crustáceos (decápodos y estomatópodos), de las que 59 son exóticas, y sólo 3 de ellas están presentes en Andalucía (Galil *et al.*, 2002); y que se considera que hay 1.800 especies de moluscos, de las que 137 son no indígenas, y sólo 2 de ellas están presentes en Andalucía (Zenetos *et al.*, 2003). Aunque son numerosas las especies no indígenas que existen en la actualidad en aguas europeas, pocas son, proporcionalmente, las que se comportan como invasoras (Boudouresque y Verlaque, 2002), siendo éstas las que con su presencia tienen consecuencias negativas para las comunidades autóctonas.

Especies marinas alóctonas en Andalucía

El número de NIS marinas en Andalucía es desconocido, ya que se carece de investigaciones enfocadas a este problema ambiental, así como de inventarios concretos y reales de estas especies. Sin embargo, como ya se ha comentado, en Andalucía el número de especies "exóticas" es muy inferior al que existe en otros puntos de este mar, siendo muchas de las consideradas "no indígenas" peces procedentes del Atlántico. Las aguas andaluzas se pueden considerar relativamente inmunes al establecimiento de especies alóctonas dada la alta riqueza específica de la zona (S. Gofas, com. pers.), siendo las áreas con menor diversidad las que pueden sufrir más este problema (puertos incluidos). A continuación se tratan los diferentes tipos de especies alóctonas detectados en Andalucía, con algunos ejemplos destacados:

Especies no indígenas que llegan por sus propios medios

Es el caso de muchos peces (buenos nadadores), y de ciertos invertebrados con larvas planctónicas de larga duración. Entre los peces, cabe destacar entre otros a *Diplodus bellotii* Steindachner, 1882 (citado como infrecuente en el mar de Alborán desde que se encontró en Málaga en 1981), y *Pagellus bellottii* Steindachner, 1882 (citado en Almería después de detectar su llegada a Marruecos y Argelia en 1960) (Golani *et al.*, 2002). Otra especie, muy espectacular por su carácter tropical, es el pez cirujano

Acanthurus monroviae Steindachner, 1876, que fue citado en el sur de España en 1987 (Golani *et al.*, 2002), y actualmente parece verse con cierta frecuencia en la costa granadina de Almuñecar, donde se pescó un ejemplar en 2004 (Sánchez Tocino, 2004) y se ha observado en algunas inmersiones (L. Sánchez Tocino com. pers.). Entre los invertebrados podemos mencionar una especie de crustáceo, *Scyllarus posteli* Forest, 1963, similar al autóctono santiaguino, del que se ha citado una población en la bahía de Cádiz (Pozuelo *et al.*, 1976) (que actualmente puede considerarse extinguida, J. I. González Gordillo, com. pers.), y una cita aislada para todo el Mediterráneo en Málaga, (García Raso, 1982) lo que ha hecho que Galil *et al.*, (2002) la incluyeran en el Atlas CIESM. Ponemos en duda que estas especies se deban considerar como “exóticas”, ya que pueden llegar por sus propios medios a zonas muy lejanas de su lugar de origen, siendo estos movimientos, de individuos y especies, naturales y habituales en el medio marino.

En este sentido, en su revisión sobre los moluscos exóticos en el Mediterráneo, Gofas y Zenetos (2003) concluyen que no se conoce ninguna especie en este mar procedente del Atlántico tropical o subtropical que pueda considerarse un recién llegado, y que la posible variación en los límites de distribución de dichas especies Atlánticas (que actualmente es frecuente que se encuentre en el área del Estrecho y mar de Alborán) debería ser motivo de futuros estudios, ya que podría ser una respuesta a un cambio climático de larga duración.

Especies introducidas que no alteran los ecosistemas

Ciertos organismos marinos que han llegado de mares lejanos se encuentran aclimatados a nuestras aguas, pero su presencia no parece alterar los ecosistemas donde viven. Dentro de este grupo se puede citar al pequeño molusco nudibranquio *Polycerella emertoni* (Verrill, 1881). Esta especie, de sólo 4-5 mm de longitud en estado adulto, es originaria del Atlántico occidental y ha sido citado en el Portil (Huelva) (García-Gómez y Bobo, 1986; García-Gómez, 2002). Vive sobre el briozoo *Zoobotryon verticillatum* (delle Chiaje, 1822), una especie con aspecto de alga frecuente en puertos, boyas y objetos flotantes.

Otra especie, de la que se conoce su llegada hace muchos años al Atlántico europeo, es el molusco polioplacóforo *Chaetopleura angulata* (Spengler, 1797)(=*Chiton lusitanicus* Tilesius, 1802) (Foto 1), que procedente de América del sur (vive entre Brasil y el cabo de Hornos), llegó a Europa con los barcos de españoles y portugueses que durante siglos cruzaron el Atlántico (Dell’Angelo y Smriglio, 2001), sin que se tenga constancia de una fecha concreta, aunque se estima que lo hizo como muy tarde a finales del siglo XVIII ya que se describió como especie nueva en Portugal en 1802 por Tilesius (ver arriba). Es una especie que no altera los ecosistemas nativos de Europa y que puede vivir incluso en zonas con más arena que rocas (lo contrario que el resto de especies del grupo). Se encuentra sólo en la costa Atlántica de Andalucía, donde es localmente común, como en Punta Umbría y el río Piedras (Huelva) (G. Gómez, com. pers.), y en la bahía de Cádiz (M. Fernández-Casado y M. C. Arroyo, com pers.).

Otra especie no indígena, que debe vivir en aguas europeas desde hace muchos años, es el tunicado colonial *Ecteinascidia turbinata* Herdman, 1880 (= *E. moore*) (Foto 2), muy estudiada en los últimos tiempos por su interés en biomedicina, ya que produce una sustancia con actividad antitumoral (Ecteinascidin-743) y se cultiva para extraerla (Carballo *et al.*, 2000; Carballo, 2002), aunque actualmente la obtención del principio activo del fármaco se realiza mediante síntesis de laboratorio. Esta especie, originaria del Atlántico occidental tropical (Caribe), donde vive en los manglares, está presente en algunos puntos del atlántico oriental (islas de Cabo Verde, Senegal y Sierra Leona), y en el Mediterráneo (Formentera, Mallorca, Túnez, Grecia y Egipto. En aguas andaluzas se encuentra únicamente en la bahía de Cádiz (Ramos, 1991), aunque se han detectado colonias en arribazón en la costa de Chipiona (M. Fernández-Casado y M. C. Arroyo com. pers.). Su distribución mundial muy dispersa, con presencia en puntos muy alejados, hace sospechar una llegada lejana en el tiempo, con una adaptación progresiva a nuestro litoral, y sin actuar como invasora (A. Ramos, com. pers.).

Especies introducidas que sí alteran los ecosistemas

La especie alóctona marina que mayor impacto parece producir en los ecosistemas autóctonos andaluces quizá sea *Asparagopsis armata* Harvey, un alga roja procedente de Australia y Nueva Zelanda, que llegó a Europa en 1925, aclimatándose muy bien a nuestras aguas, y actuando como invasora (Boudouresque y Verlaque, 2002). En Andalucía llegó a la zona del Estrecho en los años 30 del siglo XX (Báez *et al.*, 1997). Posee alternancia de generaciones con un gametofito fácilmente reconocible por poseer ciertos ejes con cerdas ganchudas (Foto 3), lo que facilita su dispersión (con frecuencia adherida a los trajes de los buceadores) (Foto 4), y con un tetrasporofito que tiene un aspecto muy diferente (algodonoso), por lo que fue incluso descrito como especie distinta: *Falkenbergia rufolanosa* (Harvey) F. Schmitz (Foto 6). Se encuentra en todo el litoral mediterráneo Andaluz, incluido el Estrecho. Está presente en numerosas localidades de Almería (incluida la isla de Alborán), pero es especialmente abundante en las costas de Cádiz, Málaga y Granada (Ballesteros y Pinedo, 2004), donde forma en ocasiones un ancho cinturón desplazando a numerosas especies de algas autóctonas, tanto de zonas iluminadas como parcialmente umbrías.

Recientemente, en 1993, una especie del mismo género, *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan de Saint-Léon (Foto 5), con el gametofito de aspecto más plumoso y que carece de los ejes con cerdas ganchudas que caracterizan a la especie anterior, llegó al Mediterráneo occidental originaria de mares tropicales. Ahora se observa en la costa oriental de Andalucía desde el Paraje Natural de Maro-Cerro Gordo (Málaga-Granada) (J. M. Remón, com. pers), pasando por distintos puntos de Granada (La Herradura, acantilados del Melonar, etc.) (A. de la Linde, com. pers.), hasta Almería (Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar). En ciertos puntos de Granada (La Rijana) llega a cubrir el 100% del sustrato a partir de 7 m de profundidad (Ballesteros y Pinedo, 2004). El tetrasporofito de esta especie es *Falkenbergia hillebrandii* (Bornet) Falkenberg (Foto 6).

Especies introducidas para cultivo, aclimatadas a nuestras aguas

Entre las especies que han llegado a Europa para cultivo, cabe destacar a ciertos moluscos bivalvos. Entre ellos se encuentra *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) (= *C. angulata*) (Foto 7), una ostra de gran tamaño, procedente del Pacífico noroeste, y presente en Andalucía en determinadas zonas de la costa Atlántica, como las desembocaduras del Guadiana y Guadalquivir, y en la bahía de Cádiz. Se recoge con rastro desde embarcación o a mano (con tenazas en Sanlúcar de Barrameda, Cádiz) (García Sarasa, 2001: como *C. angulata*). En Andalucía el cultivo de esta especie tiene lugar en la provincia de Cádiz, con una producción total, en 1998, de 36 toneladas de adultos y 22.500 toneladas de larvas (García Sarasa, 2001).

También introducida desde Asia es la almeja filipina *Ruditapes philippinarum* (Adams y Reeve, 1850) (Foto 8), que se encuentra en bancos naturales originados a partir de cultivos artificiales en el río Carreras (Isla Cristina, Huelva) y en la bahía de Cádiz, donde se recoge mediante rastro y marisqueo a pie (García Sarasa, 2001). Según esta autora, en Cádiz en 1998, se obtuvieron 4.600 toneladas en fase de criadero (= "nursery"), contando tanto la almeja japonesa como la autóctona *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) (= almeja fina), y se produjeron, en fase de engorde, 49 toneladas de almeja japonesa en las provincias de Huelva y Cádiz.

Especies introducidas (sin intencionalidad) acompañando a otras que son objeto de cultivo

Muchos son los organismos que se han introducido en otros mares, de forma no intencionada, por vivir y viajar sobre especies cultivadas. Es el caso de la anémona *Haliplanella lineata* (Verrill, 1869) (= *Diadumene luciae*), que procede del oeste del Pacífico y que se extendió ampliamente por el mundo

en el siglo XX en barcos y cultivos de ostras, facilitando su dispersión el hecho que posee poblaciones clónicas que se reproducen asexualmente. Está presente en Huelva, en el Portil (López-González, 1993) y en el río Piedras y Matalascañas (G. Gómez, com. pers.).

Especies introducidas con barcos ("fouling") que viven en puertos o en ecosistemas degradados

Existe un buen número de especies, la mayoría de pequeño tamaño, que tienen una amplia distribución mundial, que habitan principalmente en puertos o zonas degradadas, y que generalmente se dispersan en los cascos de los barcos ("fouling") o en el agua de lastre de grandes buques. Dentro de este grupo se puede mencionar al tunicado *Microcosmus squamiger* Michaelsen, 1927 (especie que se ha confundido con frecuencia con *M. exasperatus* Heller, 1878), una ascidia introducida en muchas partes del mundo, originaria probablemente de Australia. Se trata de una especie oportunista que coloniza puertos y biotopos alterados, y que actúa como invasora (A. Ramos com. pers.). En Andalucía se ha citado en cabo de Gata, Almería (Ramos, 1991, como *M. exasperatus*) y en la bahía de Algeciras, Cádiz (Naranjo *et al.*, 1996).

Especies que no se sabe con certeza si son introducidas o no

Existe un buen número de especies de las que se desconoce su origen (= "cryptogenic species", según Carlton, 1996), es decir, no se sabe con certeza si son nativas o introducidas. Ello es debido a la carencia de datos sobre la presencia de las mismas en el pasado. Entre las especies consideradas como exóticas en Europa, pero que han provocado un debate sobre su origen, destaca el coral *Oculina patagonica* De Angelis, 1908 (Fotos 9 y 10), que fue hallado por primera vez en 1966 en el Mediterráneo en Liguria (Italia), y posteriormente en el SE español, incluyendo el cabo de Gata (Almería), con muestras desde al menos 1975 (Zibrowius y Ramos, 1983). Sin embargo, no se conocen ejemplares vivos de su supuesta área de origen, la costa atlántica de Sudamérica (la especie se describió como fósil del Cuaternario), lo que hace posible otras hipótesis, todavía sin confirmar, siendo las más plausibles, entre otras, las siguientes: 1) que se trate de una especie introducida pero que se haya buscado viva demasiado al sur en la costa americana cuando quizá se encuentre actualmente en Brasil ya que las condiciones climáticas variaron desde principios del Cuaternario a la actualidad (G. Pastorino y G. Darrigran, com. pers.), 2) que haya existido una introducción desde Sudamérica en aguas mediterráneas con barcos de la conquista, posiblemente en la costa murciana, donde este coral es muy abundante en los puertos naturales cercanos a Cartagena (A. Ramos, com. pers.), extinguiéndose en época histórica, recientemente, en las localidades de origen americano, 3) que la especie hubiera tenido una amplia distribución natural anfiatlántica (=a ambos lados de este océano) incluyendo el Mediterráneo, permaneciendo viva y acantonada en el SE español, donde pasó desapercibida, extinguiéndose en el resto de su distribución, y 4) que haya existido una posible mala identificación, y que la especie europea no se corresponda con el fósil de Sudamérica. Aunque existen dudas sobre el origen de esta especie, es un hecho que se comporta como invasora, ya que se está extendiendo por el SE español (incluyendo Andalucía oriental, principalmente Almería), donde cada vez es más abundante. Se ha observado en numerosas localidades de Almería (toda la costa de levante, muy abundante en el puerto de la capital, etc.), en Granada (La Mamola, Castillo de Baños, Torrenueva, Almuñecar, Marina del Este) (A. de la Linde com. pers.), y en Málaga (puerto de la capital, Benalmádena y proximidades de Punta Chullera) (J. M. Remón y J. de la Rosa, com. pers.). Además, en 1993 se citó por primera vez en el Mediterráneo oriental, en Israel, donde se está extendiendo (Fine *et al.*, 2001), lo que apoya la hipótesis de su carácter de alóctona. Futuras investigaciones deben aclarar su origen real. Esta especie, por tanto, es un magnífico ejemplo de las dificultades que existen para asignar correctamente el origen a un organismo marino, y de considerarlo por tanto autóctono o alóctono.

Especies que no han llegado todavía a Andalucía pero con impacto negativo en áreas próximas

En Andalucía no están presentes muchas de las especies alóctonas invasoras que ya están causando problemas en otras zonas de Europa, pero algunas de ellas se encuentran ya muy cerca, por lo que la prevención debe ser máxima. La especie marina más conocida como exótica invasora es el alga verde *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh, de origen tropical, que ha llegado a recibir el nada adecuado nombre de "alga asesina". Esta especie parece ser que salió a mar abierto en una limpieza del Acuario de Mónaco, probablemente en 1984, siendo detectada por primera vez por los científicos en 1989 (Boudouresque et al., 1995). Su extensión fue rápida y su efecto de competencia sobre las comunidades marinas infralitorales, en especial con las praderas de *Posidonia oceanica*, ha resultado muy negativo (y constatado en muchas localidades). Actualmente se distribuye, aunque de forma dispersa, por buena parte del Mediterráneo occidental, como en la Costa Azul francesa (1990), en la costa italiana incluyendo Sicilia (1992), en Baleares (1992), en Croacia (1994), y en Túnez (2000). En Andalucía no se ha observado nunca. La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, entre 1994 y 1996, llevó a cabo el "Plan de Detección del alga *Caulerpa taxifolia*", con el que se realizaron cientos de inspecciones del fondo marino en Almería y Granada (incluida la isla de Alborán), para confirmar su ausencia y, en caso de detectarla, actuar a tiempo antes de que se extendiera. Desde entonces, aunque se han realizado más controles con otros Programas sobre Medio Marino por toda la Comunidad, nunca se ha localizado en Andalucía, aunque no se puede descartar que en algún momento llegue con las corrientes o con las anclas de embarcaciones deportivas.

Otra especie del mismo género, *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Foto 11), también de origen tropical, se está extendiendo por el Mediterráneo y se comporta como invasora (Boudouresque y Verlaque, 2002), actuando incluso de forma más rápida y con mayor capacidad de colonización que *C. taxifolia* (J. Guillén y A. Aranda, com. pers.). En este caso, la especie se citó por primera vez en 1926 en Túnez, dispersándose lentamente por el Mediterráneo oriental: Líbano (1931), Egipto (1950), Siria (1957), Israel (1960), Turquía (1976), pero no actuó como invasora hasta los años 90 de siglo XX, década en la que comienza una rápida extensión de su distribución alcanzando Italia (Sicilia) (1993), Grecia (1994), Chipre (1999) y Francia (2000). En España llegó primero a Baleares: Palma de Mallorca (1998) e Ibiza (2000), dispersándose posteriormente por la Comunidad Valenciana: Castellón (1999), Alicante (2001) y Valencia (2002). La zona más próxima a Andalucía con presencia de *C. racemosa* confirmada es Santa Pola e isla de Tabarca, Alicante (Aranda, 2004). Parece ser que ha habido más de una introducción de la especie en el Mediterráneo por los datos de estudios morfológicos y genéticos. Se había sugerido que el comportamiento invasor que ha desarrollado esta especie a partir de finales del siglo XX podría deberse a la entrada en escena de un híbrido procedente de dos variedades distintas de este taxón (obtenido bien en mar abierto, bien en cultivo de acuariofilia) (Durand et al., 2002), pero recientes investigaciones han demostrado que la "forma invasora" que actúa en el Mediterráneo desde 1991, se corresponde con una variedad de la especie, originaria del suroeste de Australia (Índico sur): *C. racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman y Boudouresque (Verlaque et al., 2003). Esta variedad se distingue de otras de la misma especie por tener ejes verticales y ramificaciones globosas no concentradas en grupos, dispuestas generalmente de forma dicótoma (Foto 12). La vía de llegada de la variedad "invasora" al Mediterráneo es desconocida, pero podría haber sido por barco, o más posiblemente por escape de algún acuario, sin descartar un acto intencionado (Verlaque et al., 2003). La variedad "invasora" (*C. r.* var. *cylindracea*) ha llegado ya a las islas Canarias, donde actualmente existen 6 especies del género, más dicha variedad (Moreira-Reyes et al., 2004). La especie no está presente todavía en Andalucía aunque podría llegar en cualquier momento, ya que se encuentra actualmente a ambos lados de nuestras costas.

Dado el escaso espacio disponible ha sido imposible realizar una revisión más exhaustiva. En cualquier caso se sugiere que los programas que ha puesto en marcha la Consejería de Medio Ambiente sobre el Litoral y el Medio Marino de Andalucía, enfocados a la gestión y conservación sostenible, mantengan el esfuerzo dedicado a inventariar la flora y la fauna marinas, así como a este problema ambiental en aumento de las especies no indígenas, lo que permitirá conocer mejor su presencia e incidencia en nuestros mares, y realizar sobre ellas una prevención y gestión adecuadas.

AGRADECIMIENTOS

Quiero mostrar mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que aportaron bibliografía y/o información detallada sobre distintos grupos de organismos marinos y áreas de Andalucía, sin la cual no habría podido realizarse este trabajo: José Templado, del Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) (bibliografía), Alfonso Ramos, de la Universidad de Alicante (corales y tunicados), Enrique García Raso, Serge Gofas y María Altamirano, de la Universidad de Málaga (crustáceos, moluscos y algas, respectivamente), Luis Sánchez Tocino, de la Universidad de Granada (peces), Pablo López González, de la Universidad de Sevilla (cnidarios), Juan Ignacio González Gordillo, de la Universidad de Cádiz (crustáceos de bahía de Cádiz), Guido Pastorino y Gustavo Darrigran, del Museo de Ciencias Naturales, Buenos Aires, Argentina (presencia fósil de *O. patagonica* en Argentina), Juan Eduardo Guillén Nieto y Aurelio Aranda del Instituto de Ecología Litoral, Alicante (*Caulerpa taxifolia* y *C. racemosa*), y del equipo de técnicos del Programa de Medio Marino de Egmasa/Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía: Gabriel Gómez (Huelva), Manuel Fernández-Casado y María del Carmen Arroyo (Cádiz), José Miguel Remón y Julio de la Rosa (Málaga), y Antonio de la Linde (Granada).

DIEGO MORENO LAMPREAVE

Desde el año 2006 al 2009 han se han producido novedades importantes en Andalucía en cuanto a exóticas marinas con la llegada de especies que antes no estaban presentes, algunas de ellas consideradas entre las más peligrosas por su acentuado carácter invasor.

El anélido poliqueto *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923), una especie ampliamente distribuida en el mundo transportada por barcos (Zibrowius, 2002), se ha detectado en Andalucía en el año 2007 en Huelva y Cádiz. Esta especie posee colonias que pueden crecer de forma masiva llegando a taponar los canales de entrada a algunas marismas como en la de Isla Cristina en Huelva (G. Gómez, com. pers.).

El cangrejo *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853), ampliamente distribuido en ambas orillas americanas (Pacífico y Atlántico) y presente en la costa africana desde Marruecos a Guinea y en toda Macaronesia, fue encontrado por primera vez en el Mediterráneo en el estrecho de Sicilia en 1999 (Relini et al., 2000) y posteriormente en otros puntos de este mar, entre ellos las islas Baleares (Deudero et al., 2005). La especie se ha observado recientemente en las costas del Levante Almeriense en septiembre de 2006 (A. Barraji3n-Domenech e I. Gordillo, com. pers.). Aunque podría haber llegado al Mediterráneo mediante sus propios medios gracias a sus larvas pelágicas, la aparición en su cuenca central parece ser debida a una introducción. Si esto fuera cierto, la llegada a Andalucía provendría de dentro del Mediterráneo, como invasora, y no de su distribución original atlántica.

La apertura del canal de Suez ha producido en el Mediterráneo un impacto considerable principalmente en su cuenca oriental, con la entrada de numerosas especies exóticas del Indo-Pacífico, pero que no ha llegado a afectar todavía las costas andaluzas. Sin embargo, es interesante destacar que recientemente se ha detectado en Andalucía una especie exótica procedente del Mar Rojo, el pez *Fistularia commersonnii* Ruppell, 1838, que se observó en 2007 en las costas de Granada (Sanchez-Tocino et al., 2007).

Cabe destacar también la detección en Andalucía a finales de 2008 del alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman y Boudouresque, una de las especies exóticas invasoras más peligrosas (en el sentido de "the 'worst invasive' species" de Strefaris y Zenetos, 2006). Esta especie ha sido localizada recientemente (noviembre de 2008) por el Equipo de Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible de Medio Marino (A. Barraji3n-Domenech y R. Vizcaíno, com. pers.), en la costa más oriental de la Comunidad Andaluza, en el norte de Almería junto a la isla de Terreros, muy cerca del límite con Murcia. La rápida expansión de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* en Murcia en 2007 (Ruiz Fernández et al., 2007), hacía previsible una llegada inmediata de la especie a Andalucía, como así ha sido. La primera mancha detectada en 2008 en la isla de Terreros (Almería) es de unas 4 hectáreas, con una zona central más densa de una hectárea, que se encuentra a 17 m de profundidad. En 2009 se ha comprobado que *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* se encuentra también en alta densidad a unas 5 millas al sur de Terreros entre 20 y 30 m de profundidad (A. Barraji3n-Domenech y D. Acuña, com. pers.).

Por último, en febrero de 2009 se han detectado en el Parque Natural del Estrecho matas arrancadas en arribazón de otras de las más peligrosas algas invasoras que existen en las costas atlánticas de Europa, *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, aunque por el momento no se ha observado una población estable en nuestras aguas (Altamirano, 2009).

AGRADECIMIENTOS

Es necesario mencionar en este apartado a los compañeros de Almería del Equipo de Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible de Medio Marino Egmasa/Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía: Agustín Barrajión-Domenech, Ismael Gordillo, Raúl Vizcaíno y David Acuña.

REFERENCIAS

Altamirano, M., 2009. Southernmost occurrence of the invasive seaweed *Sargassum muticum* (Phaeophyta, Sargassaceae) in European and Atlantic coasts. *Migres*, 1: 1-8.

Altamirano, M., Muñoz, A.R., De la Rosa, J., Barrajión-Mínguez, A., Barrajión-Domenech, A., Moreno-Robledo, C. y Arroyo, M.C., 2008. The invasive species *Asparagopsis taxiformis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) on Andalusian coast (Southern Spain) reproductive stages, new records and invaded communities. *Acta Botanica Malacitana*, 33: 1-11.

Deudero, S., Frau, A., Cerda, M. y Hampel, H., 2005. Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive Grapsidae, in western Mediterranean waters. *Marine Ecology Progress Series*, 285: 151-156.

Relini, M., Orsi, L., Puccio, V. y Azzurro, E., 2000. The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the central Mediterranean. *Scientia Marina*, 64: 337-340.

Sánchez-Tocino, L., Hidalgo Puertas, F. y Pontes, M., 2007. Primera cita de *Fistularia commersonii* Ruppell, 1838 (Osteichthyes Fistulariidae) en aguas mediterráneas de la Península Ibérica. *Zoologica Baetica*, 18: 79-84.

Ruiz Fernández, J.M., Ramos Segura, A. y García Muñoz, R., 2007. Introducción reciente y expansión del alga tropical invasora *Caulerpa racemosa* en el litoral de la Región de Murcia. *Revista Electrónica del Instituto Español de Oceanografía*, 8 (octubre): 17-22.

Streltars, N. y Zenetos, A., 2006. Alien marine species in the Mediterranean - the 100 'Worst Invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science*, 7 (1): 87-118.

Zibrowius, H., 2002. Assessing scale and impact of ship-transported alien fauna in the Mediterranean ? En CIESM (Ed.). *Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas*. CIESM Workshop Monographs n°20, Monaco: 63-68.

PIES DE FOTOS

Foto 1. El molusco poliplacóforo *Chaetopleura angulata* se encuentra en ocasiones en sustratos arenosos (Punta Umbría, Huelva) (Foto: D. Moreno).

Foto 2. El tunicado *Ecteinascidia turbinata* forma densas colonias en los fondos poco profundos y protegidos del oleaje del Parque Natural de Bahía de Cádiz (Foto: M. Fernández-Casado/Programa Medio Marino/Consejería Medio Ambiente).

Foto 3. Gametofito del alga roja *Asparagopsis armata* mostrando los ejes con cerdas ganchudas (Cantarriján – 5 m, Paraje Natural de Maro-Cerro Gordo, Granada) (Foto: D. Moreno).

Foto 4. La capacidad de dispersión del alga *Asparagopsis armata* es muy grande ya que se adhiere incluso a los trajes de los buceadores (en la foto un escarpín) mediante sus ejes con cerdas ganchudas (Paraje Natural de la Isla de Alborán, Almería) (Foto: D. Moreno/Programa Medio Marino/Consejería Medio Ambiente).

Foto 5. Gametofito del alga roja *Asparagopsis taxiformis*, una de las últimas especies alóctonas llegadas a Andalucía (Cerro Negro –8 m, Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, Almería) (Foto: D. Moreno).

Foto 6. El tetraesporofito de las especies de *Asparagopsis* es de aspecto algodonoso, y muy distinto del gametofito, por lo que se describió como género distinto: *Falkenbergia* (Cabo de Gata –3 m, Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, Almería) (Foto: D. Moreno).

Foto 7. La ostra *Crassostrea gigas* es una especie del Pacífico noroccidental introducida en Andalucía para su cultivo y recolección. Valvas de 10 y 12 cm de longitud (Sanlúcar de Barrameda, Cádiz) (Foto: D. Moreno).

Foto 8. Conchas de la almeja filipina *Ruditapes philippinarum*, introducida en Andalucía para cultivo. En el detalle se muestran los sifones unidos de *Ruditapes philippinarum*, carácter que la diferencia de la especie autóctona *Ruditapes decussatus*, que los tiene separados (río Piedras, Huelva) (Fotos D. Moreno y G. Gómez/Programa Medio Marino/Consejería Medio Ambiente).

Foto 9. La anémona *Haliplanella lineata*, especie introducida probablemente como acompañante de especies marinas para cultivo, posee pequeñas poblaciones en el río Piedras, Huelva (Foto G. Gómez/Programa Medio Marino/Consejería Medio Ambiente).

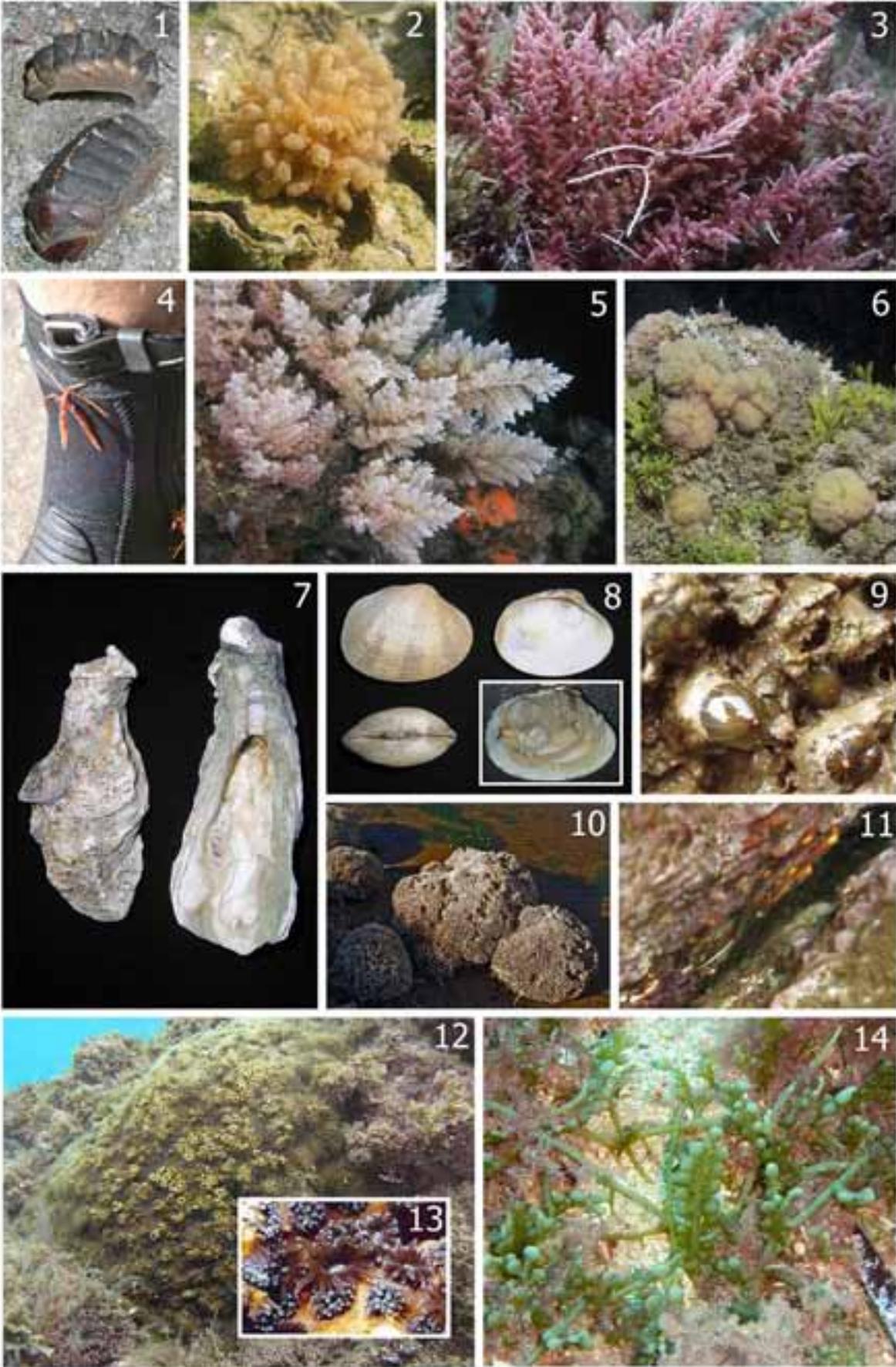
Foto 10. El anélido poliqueto *Ficopomatus enigmaticus* es una especie colonial dispersada por barcos que puede crecer de forma masiva. Marismas de Isla Cristina, Huelva (Foto G. Gómez/Programa Medio Marino/Consejería Medio Ambiente).

Foto 11. El cangrejo de aguas tropicales y subtropicales *Percnon gibbesi* se observó por primera vez en Andalucía en el año 2006. Pozo del Esparto, Almería (Foto: A. Barraji3n-Domenech/Programa Medio Marino/Consejería Medio Ambiente).

Foto 12. El coral *Oculina patagonica* vive en rocas poco profundas recubriendo el sustrato y compitiendo con las algas fot3filas y otros organismos (escollera del puerto de Benalmádena -3 m, Málaga) (Foto J. de la Rosa/Programa Medio Marino/Consejería Medio Ambiente).

Foto 13. Detalle de los pólipos del coral *Oculina patagonica* (Puerto de Almería -2 m, Almería) (Foto: D. Moreno).

Foto 14. La variedad "invasora" *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*, caracterizada por poseer ejes verticales y ramificaciones dic3tomas (no concentradas en grupos), se detectó en Andalucía por primera vez en el año 2008. Isla de Terreros, Almería, a -17 m de profundidad (Foto: A. Barraji3n-Domenech/Programa Medio Marino/Consejería Medio Ambiente).



REFERENCIAS

- Aranda, A. 2004. Présence de l'algue *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh (Caulerpales, Ulvophyceae) dans les cotes continentales de l'Espagne. *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.*, **37**: 478.
- Báez, J. C.; Conde, F. y Flores-Moya, A. 1997. Plantas marinas foráneas del litoral ibérico. *Quercus*, **140**: 31-33.
- Ballesteros, E. y Pinedo, S. 2004. Los bosques de algas pardas y rojas. En: *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 199-222.
- Bianchi, C. N. y Morri, C. 1993. Range extension of warm-water species in the northern Mediterranean: evidence for climatic fluctuations? *Porcupine Newsletter*, **5** (7): 156-159.
- Boudouresque, C. F.; Meinesz, A.; Ribera, M. A. y Ballesteros, E. 1995. Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: possible consequences of a major ecological event. *Scientia Marina*, **59** (1): 21-29.
- Boudouresque, C. F. y Verlaque, M. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, **44**: 32-38.
- Carballo, J. L. 2002. Los organismos marinos y las moléculas bioactivas. Perspectiva actual. En: Laborda, A. J. (Ed.). *El mar como fuente de moléculas bioactivas*. Universidad de León: 83-115.
- Carballo, J. L.; Naranjo, S.; Kukurtzú, B.; de la Calle, F. y Hernández-Zanuy, A. 2000. Production of *Ecteinascidia turbinata* (Asciacea: Perophoridae) for obtaining anticancer compounds. *Journal of the world Aquaculture Society*, **31** (4): 481-490.
- Carlton, J. T. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, **77** (6): 1653-1655.
- Dell'Angelo, B. y Smriglio, C., 2001. *Living chitons from the Mediterranean Sea*. Edizioni Evolver S. r. l.-Roma, 255 pp.
- Durand, C.; Manuel, M.; Boudouresque, C. F.; Meinesz, A.; Verlaque, M. y Le Parco, Y. 2002. Molecular data suggest a hybrid origin for the invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea. *J. Evol. Biol.*, **15**: 122-133.
- Fine, M.; Zibrowius, H. y Loya, Y. 2001. *Oculina patagonica*: a non-lessepsian scleractinian coral invading the Mediterranean Sea. *Marine Biology*, **138**: 1195-1203.
- Francour, P.; Boudouresque, C. F.; Harmelin, M. L.; Harmelin-Vivien, M. L. y Quignard, J. P. 1994. Are the Mediterranean waters becoming warmer? Information from biological indicators. *Marine Pollution Bulletin*, **28** (9): 523-526.
- Galil, B.; Frogliá, C. y Noël, P. 2002. *CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean*. Vol. 2. *Crustaceans: decapods and stomatopods*. (F. Briand, Ed.) CIESM Publishers, Monaco, 192 pp.
- García-Gómez, J. C. 2002. *Paradigmas de una fauna insólita. Los moluscos opisthobranchios del Estrecho de Gibraltar*. Instituto de Estudios Campogibraltares, 397 pp.

- García-Gómez, J. C. y Bobo, J. A. 1986. Un nuevo doridáceo para el litoral ibérico: *Polycerella emertoni* Verrill (1880) 1881 (Gastropoda:Nudibranchia). *Bollettino Malacologico*, **22** (1-4): 49-56.
- García Raso, J. E., 1982. Familia *Scyllaridae* Latreille, 1825 (Crustacea, Decapoda) en la Región Sur-mediterránea española. Boletín de la Asociación Española de Entomología, **6** (1) 73-78.
- García Sarasa, C. 2001. *Especies de Interés Pesquero en el Litoral de Andalucía*. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla, 442 pp.
- Gofas, S. y Zenetos, A. 2003. Exotic molluscs in the Mediterranean basin: current status and perspectives. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, **41**: 237-277.
- Golani, D.; Orsi-Relini, L.; Massutí, E. y Quignard, J. P. 2002. CIESM *Atlas of exotic species in the Mediterranean*. Vol. 1. Fishes. (F. Briand, Ed.) CIESM Publishers, Monaco, 256 pp.
- López-González, P. J. 1993. *Taxonomía y zoogeografía de los antozoos del Estrecho de Gibraltar y áreas próximas*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla, 569, 62 lams. pp.
- Moreira-Reyes, A.; Soler Onís, E.; Viera Rodríguez, M. A.; Afonso-Carrillo, J. y Gil-Rodríguez, M. C. 2004. Revisión del género *Caulerpa* en Canarias: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*, un alga invasora en el archipiélago Canario. En: Lorenzo, J. M., Pajuelo, J. M. y Ramos, A. (Ed.). *Libro de Resúmenes, XIII Simposio Ibérico de Estudios del Bentos Marino*. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 21-24 de septiembre de **2004**: 90.
- Naranjo, S. A.; Carballo, J. L. y García-Gómez, J. C. 1996. Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators? *Marine Ecology Progress Series*, **144**: 119-131.
- Pozuelo, M.; Arias, A.; Rodríguez, A. y Pettenghi, J. 1976. Presencia de *Scyllarus posteli* Forest en la Bahía de Cádiz (región suratlántica española). *Investigación Pesquera*, **40** (1): 85-93.
- Ramos, A. A. 1991. *Ascidias litorales del Mediterráneo ibérico. Faunística, ecología y biogeografía*. Tesis Univ. Barcelona (1988), Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Alicante, 405 pp.
- Ribera, M. A. 2003. Pathways of biological invasions of marine plants. En: Ruiz, G. M. y Carlton, J. T. (Ed.). *Invasive species. Vectors and management strategies*. Island Press, Washington, 183-226.
- Sánchez Tocino, L. 2004. Un pez cirujano en el Mediterráneo. *Aquanet, revista virtual de buceo*, **62** (agosto): 27.
- Streftaris, N.; Zenetos, A. y Papatthanassiou, E. 2005. Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, **43**: 419-453.
- Verlaque, M.; Durand, C.; Huisman, J. M.; Boudouresque, C. F. y Le Parco, Y. 2003. On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (*Caulerpale*, Chlorophyta). *Eur. J. Phycol.*, **38**: 325-339.
- Zenetos, A.; Gofas, S.; Russo, G. y Templado, J. 2003. CIESM *Atlas of exotic species in the Mediterranean*. Vol. 3. Molluscs. (F. Briand, Ed.) CIESM Publishers, Monaco, 376 pp.
- Zibrowius, H. y Ramos, A. A. 1983. *Oculina patagonica*, Scléactiniaire exotique en Méditerranée, nouvelles observations dans le Sud-Est de l'Espagne. *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.*, **28** (3): 297-301.

2.23

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

SPARTINA DENSIFLORA BRONG. EN LOS HUMEDALES DE LA PROVINCIA DE SEVILLA

PALABRAS CLAVE

Flora Exótica Invasora, *Spartina densiflora*, Sevilla.

RESUMEN

Spartina densiflora es una hierba perenne originaria de Sudamérica que ha invadido las marismas del Golfo de Cádiz. Esta planta ha llegado a ser muy abundante, alterando las comunidades animales y vegetales, particularmente en los niveles topográficos medios, donde predomina de forma casi monoespecífica. Los impactos de *S. densiflora* en Sevilla es menor que en Huelva o Cádiz debido a la menor abundancia de marismas mareales. De cualquier modo, esta especie aparece en márgenes fluviales, donde presenta una ocupación intensa en zonas que la colonización por otras especies es difícil.

ABSTRACT

Spartina densiflora is a perennial grass of South American origin that has invaded the marshes of the Gulf of Cádiz. It has become very abundant, altering autochthonous plant and animal communities, particularly on the middle topographic levels of the marshes, where it predominates almost monospecifically. Because tidal marshes are few abundant in the province of Sevilla, the impacts of *S. densiflora* invasion is lower than occurs in Huelva and Cádiz. Nevertheless, this species appears in the border of tidal creeks in Guadalquivir marshes, where it shows an intense occupation of the available below-ground and above-ground space that difficult the colonization by another plant species. Also we can observe isolates tussocks of *S. densiflora* along the margins of Guadalquivir principal channel and secondary channels that across the marshes.

SPARTINA DENSIFLORA BRONG. EN LOS HUMEDALES DE LA PROVINCIA DE SEVILLA

F. Javier J. Nieva¹; J. M. Castillo; C. J. Luque; E. M. Castellanos y M. E. Figueroa

Universidad de Huelva¹
jimenez@uhu.es

INTRODUCCIÓN

Nuestros grupos de investigación –Ecología y Medio Ambiente (RNM 311) y Ecología, Citogenética y Recursos Naturales (RNM224)– vienen trabajando desde la década de los 90 de forma sistemática en diversos aspectos de la ecología de *Spartina densiflora*, siendo éste uno de los ejes fundamentales de nuestras líneas de investigación. Fruto de estos trabajos ha sido la lectura de dos tesis doctorales, recogidas en la bibliografía que se acompaña, así como diversos artículos científicos y numerosas comunicaciones en Congresos nacionales e internacionales. Exponemos a continuación una síntesis de los avances del conocimiento en relación a la biología de esta especie obtenidos por nuestros grupos de investigación.

Como primera aproximación estudiamos, mediante recorridos de campo e intensa revisión bibliográfica, la distribución de esta especie originaria de Sudamérica en Europa y Norte de África. Los resultados nos permiten afirmar que su invasión a este lado del Atlántico se circunscribe al Golfo de Cádiz y zonas puntuales de la costa atlántica del norte de Marruecos, permaneciendo el mar Mediterráneo hasta el momento libre de esta especie invasora.

También tenemos caracterizados los ecosistemas y hábitats donde la especie ha conseguido instalarse. Las zonas de marisma media mareal son los enclaves donde *S. densiflora* alcanza su máximo nivel de desarrollo, ocupando el espacio de forma prácticamente monoespecífica, y desplazando de extensas áreas a la mayor parte de la flora autóctona, donde predominarían diferentes especies de los géneros *Sarcocornia*, *Halimione*, *Suaeda*, *Salicornia* y *Limonium*, entre otras. No obstante, *S. densiflora* aparece desde la marisma baja hasta los contactos con ecosistemas terrestres adyacentes, invadiendo incluso ecosistemas puramente terrestres localizados en las proximidades de las marismas invadidas por *S. densiflora*, compartiendo en estos casos el espacio con especies típicamente ruderales. *S. densiflora* también consigue invadir márgenes fluviales en el curso bajo de los ríos donde el agua es salobre debido a la incidencia mareal, como es el caso de los ríos Guadalquivir y Guadiana; siendo precisamente en

estos ambientes donde la especie da muestras de un vigor máximo, apareciendo ejemplares que pueden alcanzar los 2 m de altura organizados en forma de matas de hasta 3 m de diámetro, valores que superan ampliamente los límites biométricos recogidos en las floras donde se incluye la especie.

Nuestros trabajos de caracterización de los hábitats ocupados por esta especie ponen de manifiesto su elevada versatilidad fisiológica, ya que puede aparecer, compitiendo exitosamente con la flora autóctona, desde suelos bien oxigenados hasta sedimentos con un elevado grado de anoxia, con potenciales redox de los horizontes superficiales del suelo (0 a 30 cm de profundidad) entre +176 mV y -267 mV. En relación con la salinidad del medio, también podemos considerar la especie como claramente eurihalina, ya que consigue desarrollarse exitosamente en suelos de ecosistemas terrestres no salinos y sedimentos temporalmente hipersalinos, como son las cubetas hipersalinas de las cotas topográficas superiores de las marismas de clima mediterráneo, pasando por las diferentes situaciones intermedias (marismas salobres y saladas).

Los valores de biomasa registrados en las poblaciones de *S. densiflora* de las marismas del Golfo de Cádiz son muy elevados, entre 7 y 30, 7 Kg de peso seco/m² para la biomasa subterránea (incluyendo raíces y rizomas), y entre 0,4 y 15,2 Kg de peso seco/m² en el caso de la biomasa aérea. Estos resultados ponen de manifiesto una intensa ocupación del espacio tanto aéreo como subterráneo, lo que constituye una de las claves del éxito ecológico de esta especie, ya que una vez instalada impide la posible implantación de otros macrófitos en el interior de sus matas.

También hemos detectado como esta especie mantiene una elevada capacidad de reproducción sexual, lo que la diferencia claramente de *Spartina maritima* (especie autóctona de marisma baja) que presenta una capacidad de reproducción sexual muy mermada. Además, *S. densiflora* presenta dos modalidades diferentes de reproducción asexual: vástagos vegetativos que surgen desde los rizomas subterráneos y tallos que se forman directamente sobre los nudos de los tallos aéreos senescentes. Esta versatilidad relacionada con la biología reproductiva de esta especie, no presente en ningún taxón de la flora autóctona de nuestras marismas, constituye otro de los aspectos esenciales para entender su enorme éxito ecológico en nuestro entorno geográfico.

Otra línea de trabajo desarrollada por nuestros grupos de investigación se refiere a estudios poblacionales y demográficos. En los mismos se pone de manifiesto una activa tasa de producción y crecimiento de tallos, ausencia de periodo de dormancia en relación con el crecimiento, junto con evidencias de integración ecológica entre ramets. Asimismo, los tallos de las poblaciones de los niveles inferiores de la marisma presentan menor longevidad, y mayor densidad y tasas de natalidad y mortalidad; evidenciando una tasa de renovación de tallos más rápida que en las poblaciones de la marisma alta. Este patrón de crecimiento clonal diferenciado le facilitaría a *S. densiflora* la persistencia en las cotas inferiores de las marismas mareales, donde son frecuentes los eventos catastróficos para las poblaciones, provocados por el pisoteo de la avifauna, la actividad de los cangrejos y el impacto mecánico del oleaje, entre otros. Estos resultados ilustran nuevamente el gran potencial invasor de *S. densiflora* en las marismas mareales.

Nuestros estudios acerca de la ecofisiología de esta especie (intercambio gaseoso, eficiencia fotoquímica del fotosistema II y potencial hídrico) nos informan igualmente acerca de su enorme versatilidad, que le permite competir exitosamente con la flora autóctona en una gran variedad de condiciones ambientales de las marismas mareales desarrolladas bajo clima mediterráneo. En este caso, son las poblaciones no sometidas a incidencia mareal, localizadas en los ambientes menos salinos y con un potencial redox más elevado, las que exhiben unos niveles superiores de tasa fotosintética, eficiencia de carboxilación aparente (Fotosíntesis/Carbono interno) y eficiencia fotoquímica potencial durante la mayor parte del año, exceptuando el periodo de seco estival. Estos resultados ayudan a explicar los elevados niveles de producción primaria neta registrados en las poblaciones de *S. densiflora* de las marismas salobres desarrolladas en las desembocaduras de los ríos y arroyos mediterráneos. Estos trabajos también ponen

de manifiesto procesos de fotoinhibición muy intensos registrados durante los días despejados y fríos de invierno, que pueden llegar a originar daños permanentes en su aparato fotosintético, aspecto que la diferencia de la especie autóctona *S. maritima* (datos propios, en preparación). Este patrón de comportamiento ecofisiológico de *S. densiflora* puede ser responsable de una fuerte limitación en la producción invernal, contribuyendo a explicar desde una perspectiva ecofisiológica las causas de por qué no se está produciendo una expansión de sus poblaciones hacia marismas europeas de latitudes superiores. No obstante, las tendencias ambientales actuales derivadas del cambio climático global, tanto en lo que se refiere a temperaturas como a régimen de precipitaciones, podrían favorecer la expansión geográfica de esta especie invasora, por lo que debemos permanecer atentos a la evolución de sus poblaciones e investigar las relaciones competitivas con los elementos de la flora autóctona con los que entra en conflicto.

Las líneas de investigación actuales, en relación con la biología de *S. densiflora*, que venimos desarrollando en nuestros grupos de investigación se centran en el estudio de las relaciones competitivas de la especie con la flora autóctona, tanto de las marismas mareales como de los sistemas fluviales. Abordamos estas relaciones desde una perspectiva doble, poblacional y fisiológica, que nos permita generar modelos predictivos de la evolución de las poblaciones de esta especie en el escenario actual de cambio climático. Por otro lado, estamos iniciando una nueva línea de investigación en la que estudiamos las relaciones de esta especie invasora con la fauna de las marismas.

Las principales contribuciones de nuestros grupos de investigación relacionadas con la ecología de la invasión de *S. densiflora*, cuyos principales resultados aparecen sintetizados en los párrafos precedentes, quedan recogidas en el apartado siguiente.

REFERENCIAS

- Castillo, J. M.; Fernández-Baco, L.; Castellanos, E. M.; Luque, C.; Figueroa, M. E. y Davy, A. J. 2000. Lower limits of *Spartina densiflora* and *Spartina maritima* in a Mediterranean salt marsh determined by different ecophysiological tolerances. *Journal of Ecology*, **88**: 801-812.
- Castillo, J. M. 2001. *Ecología y fisiología comparadas de Spartina maritima (Curtis) Fernald y Spartina densiflora Brong. en marismas mareales mediterráneas. Aplicaciones al control y la prevención de la erosión en las marismas del Odiel*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Castillo, J. M.; Rubio Casal, A. E.; Figueroa, M. E. y Nieva, F. J. J. 2003. Intratussock tiller distribution and biomass of *Spartina densiflora* Brongn. in an invaded salt marsh. *Lagascalia*, **23**: 61-73.
- Castillo, J. M.; Rubio Casal, A. E.; Redondo, S.; Álvarez López, A. A.; Luque, T.; Luque, C.; Nieva, F. J. J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2005. Short-term responses to salinity of an invasive cordgrass. *Biological Invasions*, **7**: 29-35.
- Nieva, F. J. J. y Luque, C. 1996. Odiel Marshes. En: *Management of Mediterranean Wetlands III*: 383-399. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Nieva, F. J. J. 1996. *Aspectos ecológicos en Spartina densiflora Brong*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- Nieva, F. J. J. y Figueroa, M. E. 1997. Patrón de recuperación tras fuego en una marisma de *Spartina densiflora* Brong. *Resumos Expandidos do VII Congresso Latino-Americano sobre Ciências do Mar*, **II**: 213-214. Santos. Brasil-SP.
- Nieva, F. J. J.; Castellanos, E. M., Figueroa, M. E. y Gil, F. 1999. Gas exchange and chlorophyll fluorescence of C₃ and C₄ saltmarsh species. *Photosynthetica*, **36**: 397-406.
- Nieva, F. J. J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2001. Efectos de la luz y la salinidad en la germinación de semillas de la invasora de marismas *Spartina densiflora* Brong. 1929 (Gramineae) en el Golfo de Cádiz, España. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, **96**: 117-124.
- Nieva, F. J. J.; Díaz-Espejo, A.; Castellanos, E. y Figueroa, M. E. 2001. Field variability of invading populations of *Spartina densiflora* Brong. in different habitats of the Odiel Marshes (SW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **52**: 515-527.
- Nieva, F. J. J. y Figueroa, M. E. 2001. Estado de la invasión de *Spartina densiflora* Brong. en el litoral de la provincia de Cádiz. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, **2**: 23-29.
- Nieva, F. J. J.; Castellanos, E. M. y Figueroa, M. E. 2002. Distribución peninsular y hábitats ocupados por el neófito sudamericano *Spartina densiflora* Brong. (Gramineae). En: *Temas en Biogeografía*, 379-386. Aster. Terrassa.
- Nieva, F. J. J.; Castillo, J. M.; Luque, C. J. y Figueroa, M. E. 2003. Ecophysiology of tidal and non-tidal populations of the invading cordgrass *Spartina densiflora*. Seasonal and diurnal patterns in a Mediterranean climate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **57**: 919-928.
- Nieva, F. J. J.; Castellanos, E. M.; Castillo, J. M. y Figueroa, M. E. 2005. Clonal growth and tiller demography of the invader cordgrass *Spartina densiflora* Brongn. at two contrasting habitats in SW European salt marshes. *Wetlands*, **25**: 122-129.

SPARTINA DENSIFLORA BRONG. EN LOS HUMEDALES DE LA PROVINCIA DE SEVILLA.
F. Javier J. Nieva, J. M. Castillo, C. J. Luque, E. M. Castellanos y M. E. Figueroa

2.24

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

LA APICULTURA Y LA “MUNDIALIZACIÓN” DE LOS PARÁSITOS APÍCOLAS

PALABRAS CLAVE

Abejas, *Varroa*, *Apis mellifera*, introgresión genética, conservación.

RESUMEN

En los últimos años factores derivados de la modernización del sector apícola y del comercio internacional han provocado lo que ha venido a denominarse “mundialización” de los parásitos y de los problemas apícolas. Las importaciones de abejas reinas, paquetes de abejas, productos apícolas y utensilios están provocando que muchos parásitos apícolas, insectos invasores de las colmenas, virus de las abejas y cepas bacterianas causantes de enfermedades se estén diseminando por el mundo afectando a las diferentes especies y subespecies de abejas melíferas. Junto a estos problemas se suma la introgresión genética que afecta seriamente a la conservación de subespecies, razas y ecotipos locales.

ABSTRACT

In recent years, factors arising from the modernization of beekeeping and international trade have brought about what has been called “globalization” of the parasites and bee problems. Imports of queen bees, bee packages, apiculture products and utensils are causing the dissemination of parasites, invasive insects of hives, viruses and bacterial strains involved in bee diseases, thus infecting different species and subspecies of honeybees. Besides these problems, genetic introgression is seriously affecting the conservation of subspecies, races and local ecotypes.

LA APICULTURA Y LA “MUNDIALIZACIÓN” DE LOS PARÁSITOS APÍCOLAS

Francisco José Orantes Bermejo
Consejo Regulador de la D. O. P. Miel de Granada
apinevada@teleline.es

INTRODUCCIÓN

En los últimos años factores derivados de la modernización del sector apícola y del comercio internacional han provocado lo que ha venido a denominarse “mundialización” de los parásitos y de los problemas apícolas. Las importaciones de abejas reinas, paquetes de abejas, productos apícolas y utensilios están provocando que muchos parásitos apícolas, insectos invasores de las colmenas, virus de las abejas y cepas bacterianas causantes de enfermedades se estén diseminando por el mundo afectando a las diferentes especies y subespecies de abejas melíferas.

APICULTURA, SOCIEDAD Y CONSERVACIÓN DEL MEDIO NATURAL

La apicultura como sector ganadero tiene un papel importante en la diversificación de las rentas agrarias, tan necesarias para el mantenimiento del medio rural. No obstante, los productos apícolas (miel, polen, etc) representan un porcentaje muy pequeño sobre el principal beneficio de la apicultura sobre la sociedad, la agricultura y el medio natural: La Polinización.

Los métodos actuales de producción agrícolas y ganaderos han mermado de forma alarmante las poblaciones de insectos polinizadores. Papel éste que se desempeña en la actualidad gracias a la labor de las abejas y los apicultores.

Actualmente se estima que casi 1/3 de los alimentos humanos son polinizados por abejas melíferas.

El instituto Carl Hayden Bee Research Center (USA) realizó un interesante estudio sobre el valor de la polinización sobre el medio agrícola. Sobre 50 cultivos polinizados por las abejas melíferas, el valor añadido de polinización superaba los 20 billones de dólares (mejores frutos, rendimientos, etc)

El valor sobre el medio natural no es mensurable:

- Fructificación
- Conservación de especies
- Conservación de la cubierta vegetal
- Conservación de suelos.
- Etc.

VARROA JACOBSONI (VARROA DESTRUCTOR)

Sin duda, el ejemplo más significativo de invasión en el sector apícola ha sido *Varroa jacobsoni*, ácaro ectoparásito de la abeja asiática (*Apis cerana*), que se alimenta de la hemolinfa de la abeja.

La introducción de la abeja melífera europea (*Apis mellifera* L.) en Asia por parte de apicultores rusos con el fin de reemplazar a *A. cerana* (Grobov, 1976; De Jong *et al.*, 1982b y Peng *et al.*, 1987a), menos productiva, rompió las barreras naturales que separaban a ambas especies, teniendo como desastrosa consecuencia un intercambio entre ambas especies de abejas de sus ácaros parásitos más típicos.

De esta forma *A. cerana* se vió afectada a partir del año 1.956 por el ácaro endoparásito *Acarapis woodi*, típico de la abeja europea, y que ha provocado altas mortalidades en las colonias asiáticas, sobre todo en Pakistán y la India entre los años 1975 a 1985 (Atwal y Sharma, 1971)

De igual forma *Apis mellifera* quedó parasitada por *Varroa jacobsoni*, ácaro que en pocas décadas ha colonizado la práctica totalidad del globo terrestre.

Un hecho muy importante en la diseminación del parásito han sido los intercambios comerciales internacionales sin ningún tipo de regulación sanitaria, que hizo posible por ejemplo la entrada de *Varroa* en el continente americano (Paraguay, 1971), por importación de colonias parasitadas procedentes de Japón.

De igual forma ha ocurrido en el continente africano, donde el ácaro entró por Túnez en el año 1975, por importaciones de colonias parasitadas desde Rumania, extendiéndose por todo el Norte de África.

La hembra de *Varroa*, tiene un color marrón rojizo, y un tamaño aproximado de 1.1-1.2 mm de largo por 1.5-1.6 mm de ancho (Foto 1). Su anatomía está completamente adaptada para el parasitismo y la foresia sobre la abeja. Su forma elipsoidal, deprimida dorsoventralmente y sus cortas patas, hacen que fácilmente pueda "viajar" en las abejas adultas y diseminarse. Este hecho es crucial para explicar porqué *Varroa* ha conseguido la expansión que actualmente tiene y no lo han conseguido otros ácaros presentes en las abejas asiáticas como *Tropilaelaps clareae*.

En resumen, la expansión de este ácaro ha sido impredecible, estando actualmente considerada como una especie casi cosmopolita.

El ácaro *V. jacobsoni* tiene un ciclo de vida completamente adaptado a su hospedador original (*Apis cerana*), coevolución que garantiza la supervivencia de ambas especies. Así, el ácaro mantiene una baja tasa de fertilidad, se reproduce sólo en celdillas de zángano y las abejas asiáticas han aprendido a limpiar la colmena de ácaros y a limpiarse entre ellas, fenómenos conocidos como "grooming y auto-grooming".

Sin embargo, sobre *Apis mellifera* el ciclo de vida del ácaro se encuentra totalmente desacoplado. El ácaro se reproduce tanto en celdillas de obrera como de zángano, con una alta tasa de fertilidad. Esta

patogenicidad, unido a otras características diferenciales, ha hecho que al ácaro que parasita a la abeja melífera europea se le denomine *Varroa destructor*. En Andalucía, una colonia de abejas, sin la intervención del hombre, parece transcurridos 6-15 meses (Orantes Bermejo *et al.*, 1994), agravando además otras patologías apícolas (Orantes Bermejo *et al.*, 1997)

CONSECUENCIAS DE LA VARROOSIS

La Varroosis ha dejado en el sector apícola mundial un problema de manejo añadido, con un coste económico importante para los apicultores. Sólo en Andalucía, uno o dos tratamientos con acaricidas contra el ácaro al año representan más de 2,5 millones de euros al año.

Pero sin duda la principal consecuencia de la Varroosis en el mundo es la dependencia abeja-hombre para la supervivencia de ésta.

Antes teníamos colmenas en las explotaciones apícolas y colmenas silvestres que en tajos, huecos de árboles, etc, poblaban el medio natural. Y las poblaciones de abejas eran ajenas a los altibajos del sector apícola.

Hoy, los enjambres silvestres han desaparecido o tienen una escasa supervivencia. Por lo que los altibajos en el sector apícola (y es un sector muy inestable) se traducen en la muerte de miles de polinizadores y en el descenso de las poblaciones de abejas melíferas.

Esto representa sin duda una grave amenaza para el medio agrícola y para la conservación de la biodiversidad en el medio natural. El papel de la abeja (como polinizador) y del apicultor (como conservador) es insustituible en la sociedad actual.

“Si la abeja llegara a desaparecer, el hombre desaparecería en pocos años”–Albert Einstein)

OTRAS AMENAZAS RECIENTES

Aethina tumida. Escarabajo de las colmenas

El pequeño escarabajo de las colmenas es originario de África (Centro y Sur), no es un parásito de las abejas, sino que tiene un ciclo invasivo en la colmena, ocupando los espacios destinados a la cría de abejas y al almacenamiento de miel y polen, debilitando a la colmena o expulsándola de su espacio. Los adultos de este escarabajo, los huevos y las larvas viven en la colmena mientras que las pupas se entierran en el suelo circundante al colmenar.

Las importaciones de paquetes de abejas, reinas, e incluso maderas y frutas han posibilitado que este escarabajo haya tenido en los últimos años un progresión inusual, representando una nueva amenaza para la apicultura. En junio del 2000 fue detectado en Egipto, en agosto del 2002 en Canadá y USA, y en noviembre 2002 en Australia.

En Europa, a principios de octubre de 2004 fue detectada en Portugal, en un lote de reinas destinadas a investigación provenientes de Texas. La importación venía con su correspondiente certificado sanitario. De este mismo lote de reinas se han repartido ejemplares en Francia, en los departamentos de Haute-Vienne y Puy-de-Dôme. Se tomaron medidas sobre los colmenares afectados y en los próximos meses se verá si se ha conseguido eliminar estos focos.

La Unión europea ha legislado sobre este asunto, como la declaración obligatoria en la Comunidad Europea (2004/216/CE de 1º de marzo 2004), así como la prohibición de importar reinas y paquetes de abejas desde USA. La invasión no parece que sea evitable, por lo que se hace necesario adoptar medidas específicas como:

- Formación de los apicultores
- Observatorio sobre sanidad apícola, donde estén involucrados los apicultores, agentes medioambientales y personal de la OCA (Oficinas Comarcales Agrarias).
- Protocolos de actuación, para que en caso de detección de focos, permita actuar con rapidez (tratamientos, bloqueo de suelos circundantes al colmenar, etc.)

Tropilaelaps clareae (Ácaro asiático de las abejas)

Este ácaro de origen asiático puede representar en un futuro próximo un problema par la apicultura. Con respecto a Varroa presenta una serie de desventajas morfológicas que han hecho que su diseminación por el mundo sea mucho más lenta. No obstante debido a las importaciones de abejas, se ha diagnosticado en dos países, Egipto y Kenia. En la Unión Europea es obligatoria su declaración (2004/216/CE de 1º de marzo 2004).

EL PROBLEMA DE LAS IMPORTACIONES DE ABEJAS

Como hemos visto, las importaciones de abejas representan actualmente el eje central de muchos de los problemas del sector apícola en materia de sanidad.

Hasta ahora hemos mencionado a *Varroa destructor*, *Tropilaelaps clareae* y *Aethina tumida*, que tienen ya de por sí suficiente trascendencia para la sanidad apícola. Pero las importaciones de abejas pueden encerrar consecuencias mucho más letales para la apicultura, como son:

Degradación y/o destrucción del patrimonio genético

Representado en un área geográfica por las subespecies, razas y ecotipos locales de las abejas. Éstas subespecies están evolutivamente mejor adaptadas a las condiciones climáticas del área en cuestión y a la fenología de la vegetación. Por lo que además de problemas de introgresión genética tendríamos problemas de manejo que derivarían en problemas de conservación y mantenimiento de la biodiversidad de las áreas afectadas.

En los últimos años son ya muchas la citas bibliográficas donde se han detectado ADNmt del linaje C en *Apis mellifera iberica* (la subespecie de la Península Ibérica). En este linaje C están representadas abejas como la italiana (*A. m. ligustica*) o la caucásica (*A. m. caucasica*), con gran tradición de selección de caracteres productivos y de manejo en sus países de origen, por lo que son muy apreciadas en el mercado.

En Andalucía, los estudios realizados muestran que las poblaciones de *Apis mellifera iberica* del área de Sierra Nevada pueden diferenciarse de las del resto de Andalucía (Orantes Bermejo y García, 1995), y estos reservorios genéticos son necesarios conservarlos.

Importación de virus y cepas bacterianas

Las importaciones pueden encerrar peligrosas consecuencias de alcances no previsibles. Desde el punto de vista sanitario es imposible garantizar la inocuidad de un paquete de abejas o reinas sin la destrucción del material.

Algunos virus de las abejas son muy patógenos, como el virus de Cachemira. Este virus, hasta hace pocos años sólo se había encontrado en colonias de *Apis cerana* y en algunas colonias de *Apis mellifera* de Nueva Zelanda. En Europa, hasta 1996 sólo había sido detectado en España, en unas abejas importadas a través del puerto de Valencia (Allen y Ball, 1996). Desde entonces este virus está siendo diagnosticado en muchos países.

En lo que respecta a bacterias, se ha demostrado que el agente trasmisor de la loque americana *Paenibacillus alvei* presenta cepas diferentes en Europa y en el continente americano (Alippi, 1997).

Algunos episodios de mortandades masivas de colmenas ocurridos en algunos puntos de España en los años 2001 y 2004 pueden estar relacionados con estos agentes.

NECESIDADES

España, es el principal productor europeo de miel y polen, contando con el mayor censo colmenero, y Andalucía tiene sobre este montante un peso específico muy importante.

A pesar de esto, no ha habido tradición en la selección de nuestra abeja *Apis mellifera iberica*. No hay tradición ni suficientes centros dedicados a la formación de los apicultores, por lo que estos arrastran serias taras formativas en el manejo de las explotaciones. Casi todo el sector es autodidacta o se ha introducido a través de familiares. Asimismo hay una carencia de infraestructuras dedicadas al sector en las Comunidades Autónomas. Sólo Castilla-La Mancha tiene un centro dedicado en exclusividad al sector apícola.

Solventando estas carencias, el panorama podría cambiar de forma muy sustancial y minimizar el impacto de muchos de los problemas a los que se enfrentará la nueva apicultura en un mundo globalizado.

REFERENCIAS

- Alippi, A. 1997. Bacterial diseases. *Bee disease diagnosis*. CIHEAM-IRVT, Túnez, 1997.
- Allen, M. F. y Ball, B. V. 1996. The incidence and world distribution of honey bee viruses. *Bee World*, **77**: 141-162.
- Atwal, A. S. y Sharma, O. P. 1971. Brood rearing activity of the Italian honey bee *Apis mellifera* L. in the Punjab plains at Ludhiana. *Indian Bee Journal*, **32**: 62-67.
- De Jong, D.; Roger, A.; Morse, G. y Eickwort, C. 1982. Mite pest of honeybees. *Annual Review Entomology*, **27**: 229-252.
- Grobov, O. F. 1976. *Varroa* disease in honey bees. *Apiacta*, **11**: 145-148.
- Orantes Bermejo, F. J.; García Fernández, P. y Benítez Rodríguez, R. 1994. Dinámica poblacional de *Varroa* en colonias del sur de España. *Vida Apícola*, **67**: 44-60.
- Orantes Bermejo, F. J. y García Fernández, P. 1997. Nosema disease in the honey bee (*Apis mellifera* L) infested with *Varroa* mites in southern Spain. *Apidologie*, **28**: 105-112.
- Orantes Bermejo, F. J. y García Fernández, P. 1995. Morphological variability of *Apis mellifera iberica* Goetze (1964) in different apiaries of southern Spain. *Journal of Apicultural Research*, **34**: 23-30.
- Peng, Y. S. C.; Fang, Y.; Xu, S y Ge, L. 1987. The resistance mechanism in the Asian honeybee *Apis cerana* Fabr. to an ectoparasitic mite *Varroa jacobsoni* Oud. *J. Invert. Pathol.*, **49**: 54-60.

2.25

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

LA CAZA MAYOR Y LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

PALABRAS CLAVE

Recursos cinegéticos, translocaciones, ungulados.

RESUMEN

Actividades como la pesca continental y la caza han propiciado translocaciones, incluso transcontinentales, de especies, tanto de invertebrados, como de peces, aves y mamíferos. En relación a las especies de caza mayor y prestando especial atención a los ungulados, se revisan algunos casos relevantes, tanto a nivel mundial como local, así como las potenciales consecuencias de tales translocaciones. Finalmente se discuten algunas actuaciones que podrían ayudar a compatibilizar la explotación cinegética de especies exóticas con la conservación de la biodiversidad.

ABSTRACT

Human activities, like fishing in freshwater and game have favoured translocations of species involving both invertebrates and vertebrates, even at intercontinental level. Regarding translocations of big game species, and taking into account ungulates, some relevant cases are revised as well as the potential consequences of such translocations. Finally, we discuss certain actions which could make compatible the game exploitation of exotic species with the conservation of local biodiversity.

LA CAZA MAYOR Y LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

Jesús M^a Pérez¹; Granados, J. E.²; Moço, G. M.¹; Serrano, E¹

Dpto. de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología; Universidad de Jaén.¹

Parque Nacional de Sierra Nevada. Pinos Genil. Granada²

jperez@ujaen.es

INTRODUCCIÓN

Las intervenciones de manejo para incrementar la productividad de las especies comerciales (como son las especies cinegéticas), generalmente se llevan a cabo a expensas de otras especies: se tiende a simplificar y homogenizar los ecosistemas a favor del recurso (especie) seleccionado para su explotación (Freese, 1997). Los ungulados desempeñan un papel importante en muchos procesos de los ecosistemas además de englobar muchas especies de caza mayor. Las estrategias de manejo de ungulados se han orientado generalmente a especies únicas, de forma que la subsistencia de las poblaciones locales y su explotación mediante la caza recreativa constituyen el principal uso de estas especies en todo el mundo (Teer, 1997). Además, las poblaciones de ungulados silvestres se manejan a través de prácticas que pueden afectar la biodiversidad: (1) manejo del hábitat; (2) caza recreativa; (3) control de predadores; (4) introducción de especies exóticas; (5) cría en cautividad ("farming" o "ranching") y (6) establecimiento de parques y áreas protegidas.

Habitualmente, cuando un animal es introducido o escapa en una nueva área no sobrevive. Algunas revisiones (ver, por ejemplo Williamson, 1996) estiman que sólo en un 10% de los casos, las translocaciones tienen éxito, y sólo en un 10% de estos casos las especies introducidas (exóticas) llegan a alcanzar el estatus de plaga.

Una introducción sin éxito fue la del argali (*Ovis ammon*) en Bulgaria (1974-1976), a partir de 18 animales procedentes de Mongolia. Los 6 primeros individuos liberados fueron muertos por osos (*Ursus arctos*). Los individuos restantes usados en un segundo experimento incrementaron desde 8 argalis (1978) hasta 26 animales (1984), pero su liberación no fue exitosa, ya que fueron eliminados por una parasitosis pulmonar (*Dictyocaulus filaria*) (Obretenov y Uloth, 2002).

Por otra parte, algunos autores como Payne et al. (1987) estimaron que en 1985 existían más de 120000 animales de más de 94 especies diferentes (muchas de ellas exóticas) de caza mayor en ranchos de Texas. En otras palabras, la introducción de especies exóticas posibilita nuevas oportunidades de caza y/o complementa la oferta de caza en muchas ocasiones.

Pero las poblaciones de especies exóticas, sobre todo cuando la abundancia es elevada, pueden provocar diversos problemas a las especies nativas: competencia por el alimento y el refugio, predación, hibridación, deterioro del hábitat e, incluso, la dispersión y transmisión de enfermedades exóticas. Estos problemas, como veremos, pueden verse acentuados cuando las especies exóticas se introducen en una isla. Además, los herbívoros exóticos a menudo sobrepastorean las plantas endémicas que no han desarrollado mecanismos protectores contra esta herbivoría. La ausencia de estas plantas endémicas, además de llevar a pérdida de biodiversidad, crea huecos que podrían ser aprovechados por plantas exóticas (efecto en cascada) (Conover, 2000).

En 1944 se liberaron 29 renos (*Rangifer tarandus*) en la Isla de San Matthew, en el Estrecho de Bering. Casi dos décadas más tarde, en el verano de 1963 se llegaron a contabilizar alrededor de 6000 ejemplares (Klein, 1968). Pero hacia final de ese mismo año, tras un episodio de mortalidad masiva sólo quedaron 42 animales de los que solamente uno era macho, aparentemente estéril. Más de 20 años después (1985) se estimó que sólo el 10% de los líquenes de la isla (en biomasa) se recuperaron de la herbivoría de los renos (Klein, 1987). En Nueva Zelanda, cuya fauna autóctona se caracteriza por la ausencia de mamíferos, se introdujo el tahr del Himalaya (*Hemitragus jemlahicus*) a principios del siglo XX. En el año 2000 se estimaba una población total de este caprino entre 6000 y 9000 ejemplares. Hacia 1924 también se introdujo el rebeco alpino (*Rupicapra rupicapra*) y en la actualidad, en ausencia de caza, se sobrepasan densidades estivales de 30 ind/Km² (Forsyth y Clarke, 2001 y Forsyth y Tustin, 2001). Nuestras islas tampoco han escapado de la invasión de ungulados exóticos. Así podemos encontrar al árrui (*Ammotragus lervia*) en la isla de La Palma y al muflón (*Ovis aries*) en Tenerife (Fandos y Reig, 1992). A excepción de los cazadores, estos animales no encuentran predadores ni competidores en las islas que, por otra parte, pueden ver amenazada su flora endémica.

Al final del siglo XIX se importaron wapities (*Cervus elaphus*) desde Norteamérica y se introdujeron en el norte de Italia con objeto de incrementar el tamaño de los trofeos de ciervo. Con los wapities también se importó un parásito exótico (*Fascioloides magna*) que causó un gran impacto en poblaciones locales de ciervo y de corzo (Balbo et al., 1989). Las consecuencias de dicha introducción se repitieron en la pasada década de 70, cuando se produjo de nuevo una gran mortandad de los ciervos.

En Europa existe una gran demanda en relación a la caza mayor, particularmente de trofeos de importación. En España también se aprecia esta tendencia y el problema llega cuando se importan animales vivos y se introducen en fincas o cotos de caza (como en el caso del árrui, bastante común sobre todo en la mitad sur de la Península Ibérica), debido al riesgo de fugas, bien fortuitas o bien intencionadas y posterior colonización de hábitats naturales (Cassinello et al., 2004).

Por todo lo anteriormente mencionado y con objeto de compatibilizar estas prácticas con la conservación de la biodiversidad, proponemos una serie de actuaciones:

- 1 Realización de un registro de fincas con especies exóticas, incluyendo un inventario de especies, número de animales y procedencia.
- 2 Uso de vallados de seguridad y mantenimiento continuo de éstos.
- 3 Revisión del catálogo de especies cinegéticas.
- 4 Monitorización de las poblaciones de ungulados silvestres exóticos en libertad: si pretendemos controlarlas, incluso erradicarlas en el futuro, necesitamos conocer aspectos básicos de la biología y ecología de dichas poblaciones.
- 5 Educación y formación continua: cazadores, guardería y administradores.
- 6 Colaboración y coordinación entre diferentes comunidades autónomas.
- 7 Aplicación de las directrices sugeridas por el grupo de IUCN que trabaja con las especies exóticas invasoras (Shine et al., 2000).

REFERENCIAS

- Cassinello, J.; Serrano, E.; Calabuig, G. y Pérez, J. M. 2004. Range expansion of an exotic ungulate (*Ammotragus lervia*) in southern Spain: ecological and conservation concerns. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 851-866.
- Conover, M. 2002. *Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management*. CRC Press, Boca Raton.
- Balbo, T.; Rossi, L. y Meneguz, P. G. 1989. Integrated control of *Fascioloides magna* infection in northern Italy. *Parassitologia*, **31**: 137-144.
- Fandos, P. y Reig, S. 1992. Problems associated with mouflon and Barbary sheep introductions in Spain. En B. Bobek, K. Perzanowski y W. Regelin (Eds.): *Global trends in wildlife management*. Swiatt Press, Krakow-Warszawa, 139-140.
- Forsyth, D. M. y Clarke, C. M. H. 2001. Advances in New Zealand mammalogy 1990-2000: chamois. *Journal of The Royal Society of New Zealand*, **31**: 243-249.
- Forsyth, D. M. y Tustin, K. G. 2001. Advances in New Zealand mammalogy 1990-2000: Himalayan tahr. *Journal of The Royal Society of New Zealand*, **31**: 251-261.
- Freese, C. H. 1997. The "use it or loose it" debate. En C. H. Freese (Ed.): *Harvesting wild species: implications for biodiversity conservation*. The John Hopkins University Press, Baltimore, 1-48.
- Klein, D. R. 1968. The introduction, increase, and crash of reindeer on St. Matthew Island. *Journal of Wildlife Management*, **32**: 350-367.
- Klein, D. R. 1987. Vegetation recovery patterns following overgrazing by reindeer on St. Matthew Island. *Journal of Range Management*, **40**: 336-338.
- Obretenov, A. y Uloth, W. 2002. Why failed the translocation of giant sheep (*Ovis ammon* L.) in Bulgaria? *Beiträge zur Jagd-und Wildforschung*, **27**: 345-346.
- Payne, J. M.; Brown, R. D. y Guthery, F. S. 1987. Wild game in Texas. *Rangelands*, **9**: 207-211.
- Shine, C.; Williams, N. y Gündling, L. 2000. *Guía para la elaboración de marcos jurídicos e institucionales relativos a las especies exóticas invasoras*. IUCN, Bonn, Germany.
- Teer, J. G. 1997. Management of ungulates and the conservation of biodiversity. En C. H. Freese (Ed.): *Harvesting wild species: implications for biodiversity conservation*. The John Hopkins University Press, Baltimore, 424-464.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Champan and Hall, London.

LA CAZA MAYOR Y LAS INVASIONES BIOLÓGICAS.
Jesús M^o Pérez; Granados, J. E.; Moço, G. M.; Serrano, E.

2.26

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

LOS ANFIBIOS Y REPTILES INTRODUCIDOS EN ESPAÑA

PALABRAS CLAVE

Especies introducidas, especies invasoras, anfibios, reptiles, España.

RESUMEN

Se revisa la situación actual de los anfibios y reptiles introducidos en España. Las especies introducidas no fueron consideradas en un conjunto homogéneo, sino diferenciadas en grupos en relación a la época en la que fueron introducidas y su estatus reproductor en la naturaleza. Introducciones antiguas se consideraron aquellas realizadas desde el Neolítico hasta la década de 1950. Introducciones recientes fueron las posteriores a esta fecha. Las regiones españolas con el mayor número de especies no nativas fueron las insulares. La mayoría de las especies introducidas en estas islas lo fueron durante el Neolítico y la Edad Antigua. Las especies con mayor tamaño corporal y/o significado religioso fueron introducidas de manera activa.

ABSTRACT

A review on the introduced amphibians and reptiles in Spain is presented. Alien species were not considered as a whole, but rather differentiated into groups according to the time of introduction and their reproductive status in the wild. The group of ancient introductions included species that arrived from the Neolithic to the 1950s. The group of recent alien species was comprised of those introduced from 1950s onwards. The Spanish regions with the most non-native species were the insular ones. Most of the non-native species in these islands were introduced during the Neolithic and in ancient times. Species with large body size and/or religious significance for ancient cultures were actively introduced.

LOS ANFIBIOS Y REPTILES INTRODUCIDOS EN ESPAÑA

Juan M. Pleguezuelos

Dpto. de Biología Animal. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada
juanple@ugr.es

La introducción de seres vivos fuera de su área de distribución natural representa, tras la pérdida de hábitat, la segunda causa de amenaza a la biodiversidad global. La introducción de seres vivos tiene un impacto negativo sobre las especies nativas a través de fenómenos de competición, depredación, contaminación genética, e introducción de patógenos. Desde que el hombre ha viajado, especialmente a través del mar, ha traslocado animales y plantas fuera de sus áreas naturales de distribución, bien activa o pasivamente. Las características que suelen presentar las especies introducidas que acaban convirtiéndose en invasoras son: amplia valencia ecológica, estrategia de la "r" en su ecología reproductiva, asociación con hábitats antrópicos o comensalismo con el hombre, y un origen a partir de continentes con faunas diversas y saturadas. Características que frecuentemente aparecen en las regiones que padecen invasiones son: aislamiento geográfico, baja riqueza específica, nivel elevado de modificaciones en el medio de origen antrópico, y ausencia entre las especies nativas de enemigos hacia las especies introducidas.

El problema medioambiental que genera la introducción de especies exóticas se enfrenta actualmente a una difícil resolución, porque aún en muchos países la Administración y la opinión pública es bastante indiferente a la necesidad de prevención de tales introducciones. Incluso hasta hace muy pocos años había carencia de estudios científicos en Europa que abordaran la problemática. Afortunadamente el panorama del interés por el problema comienza a cambiar, tanto al nivel de la legislación, como en dedicación de la literatura científica. También en España ha aumentado el interés, y son diversos los estudios que tratan de la temática en vertebrados y en anfibios y reptiles en particular. Recientemente se ha abierto un foro de discusión sobre la temática de las especies invasoras en nuestro territorio; la dirección para suscribirse es invasoras-request@listserv.rediris.es.

Aquí se revisan los casos de especies de anfibios y reptiles introducidos antigua y recientemente en el territorio español, la fecha y modo en que fueron introducidos (cuando se conoce), y se comentan algunos posibles efectos sobre la herpetofauna nativa. Este último aspecto es desconocido para la mayoría de las especies, quizás por haber sido siempre infravalorado, y necesita de análisis y estudios mucho más profundos. La información sobre las especies introducidas, en este caso anfibios y reptiles, es de interés

para los gestores del medio ambiente, en tanto sirve para el desarrollo de políticas sobre la importación, traslocación y suelta de ejemplares cautivos.

Como área de estudio, se ha considerado la Península Ibérica, Islas Baleares, Islas Canarias, y los territorios españoles en el norte de África (territorios transfretanos de Ceuta y Melilla). Los datos fueron obtenidos a partir de la bibliografía, encuestas a herpetólogos, y muestreos de campo, dentro del proyecto "Atlas de Distribución y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España" ejecutado por la Asociación Herpetológica Española. Las especies introducidas no fueron consideradas como un conjunto homogéneo, sino diferenciadas en grupos en relación con la época en la que sucedieron las introducciones, y a su estatus reproductivo en la naturaleza.

El grupo de especies de introducción antigua incluyó a aquellas que llegaron desde el Neolítico hasta la década de 1950: *Discoglossus pictus*, *Bufo mauritanicus*, *Testudo graeca*, *Chamaeleo chamaeleon*, *Hemidactylus turcicus*, *Tarentola mauritanica*, *Podarcis sicula*, en la Península Ibérica; *Pseudepidalea balearica*, *Hyla meridionalis*, *Pelophylax perezi*, *Emys orbicularis*, *Testudo graeca*, *Testudo hermanni*, *Tarentola mauritanica*, *Hemidactylus turcicus*, *Podarcis sicula*, *Scelarcis perspicillata*, *Rhineschis scalaris*, *Macroprotodon mauritanicus*, *Natrix maura*, en las Islas Baleares; *Hyla meridionalis*, *P. perezi*, *Hemidactylus turcicus*, en las Islas Canarias. El grupo de las especies recientemente introducidas, comprende: *Lithobates catesbeianus*, *Trachemys scripta*, *Tarentola boettgeri*, *Podarcis pityusensis*, en la Península Ibérica; *T. scripta*, *Psammotromus hispanicus*, en los territorios españoles del norte de África; *Pelophylax saharicus*, *Iguana iguana*, en las Islas Canarias; *Bufo bufo*, *T. scripta*, en Islas Canarias e Islas Baleares.

Las poblaciones de algunas especies fueron introducidas en regiones donde no se conocía su presencia de forma natural, pero estaban en la misma unidad biogeográfica (a escala regional) dentro del territorio español; a este fenómeno, aquí le hemos llamado traslocaciones. *Pleurodeles waltl*, *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton helveticus*, *T. helveticus*, *Triturus marmoratus*, *H. meridionalis*, *B. bufo*, *P. hispanicus*, *Lacerta bilineata*, *Mauremys leprosa*, dentro de la Península Ibérica; *P. balearica*, *P. pityusensis*, *Podarcis lilfordi*, dentro de las Islas Baleares; *Chalcides viridanus*, *Gallotia atlantica*, *G. caesaris*, *G. galloti*, *G. stehlini*, dentro de las Islas Canarias, por citar las más conocidas, aunque el número de casos aumenta cada año.

Además, unas 25 especies han sido encontradas en medios naturales, pero por ahora solo se consideran especies aclimatadas (no naturalizadas), puesto que no hay pruebas de que se estén reproduciendo. La mayoría son especies que proceden del mercado de animales de compañía, y la lista también aumenta cada año.

Las regiones españolas con el mayor número de especies no nativas fueron la Islas Baleares y las Islas Canarias. La mayoría de las especies no nativas en estas islas fueron introducidas durante el Neolítico y en la Edad Antigua (por ejemplo, 13 de las 16 especies no nativas de las Islas Baleares). En la Península Ibérica, las regiones con el mayor número de especies introducidas fueron las más meridionales y con clima más benigno (Andalucía), o las más pobladas (Madrid). Una región con elevada integridad (menor proporción de especies introducidas en el conjunto de su fauna), fue la de Castilla La Mancha.

Especies alóctonas con tamaño corporal grande y/o significado religioso (por ejemplo los ofidios y los quelonios), fueron introducidas activamente por el hombre. Las especies alóctonas de pequeño tamaño corporal (por ejemplo salamanquesas y pequeños lacértidos) fueron introducidas de manera pasiva, siendo transportadas involuntariamente por el hombre en barcos y otros vehículos.

El escenario que plantean las especies de anfibios y reptiles alóctonos en territorio español no es aún dramático, y medidas de la Administración deberían ser tomadas para controlar o erradicar esas especies, especialmente en el caso de una que es claramente invasora, *Trachemys scripta*.

2.27

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

IMPACTO DE LOS PECES EXÓTICOS EN LOS RÍOS DE LA PROVINCIA DE HUELVA

PALABRAS CLAVE

Freshwater fish, invasion, native communities.

RESUMEN

En las aguas continentales de la provincia onubense se han capturado seis especies de peces exóticos, ampliamente distribuidas y con valores de abundancia, en algunos casos, elevados. Estas especies se ha comprobado que ejercen una importante influencia en las comunidades nativas, afectando negativamente a su diversidad, abundancia y biomasa. Asimismo, algunas especies en grave peligro de extinción, como el jarabugo (*Anaecypris hispanica*), están muy afectadas por estas especies foráneas, dependientes en la mayoría de los casos de embalses

ABSTRACT

In fresh waters of the province of Huelva, six species of exotic fish have been captured. These species are widely distributed and show high abundances. These species have been found to exert a major influence on native communities and negatively affect their diversity, abundance and biomass. Also, some native species are in serious danger of extinction, such as *Anaecypris hispanica*, which are dependent of reservoirs, are very affected by these alien species.

IMPACTO DE LOS PECES EXÓTICOS EN LOS RÍOS DE LA PROVINCIA DE HUELVA

José Prenda; F. Blanco-Garrido y V. Hermoso

Biología de las Aguas Epicontinentales; Dpto. Biología Ambiental y Salud Pública

Universidad de Huelva

bv1mualj@uco.es

INTRODUCCIÓN

La introducción de especies exóticas, junto con el deterioro de la calidad de las aguas y la creación de embalses, está entre los tres principales problemas que amenazan la calidad ambiental de los ríos ibéricos (Prenda *et al.*, en prensa). Son cada vez más numerosas las especies foráneas que son liberadas, intencionadamente o no, en nuestras aguas continentales e incluyen a una amplia gama de taxones (helechos, fanerógamas acuáticas, crustáceos, moluscos, peces, anfibios, reptiles e incluso mamíferos) (Gutiérrez *et al.* 1998; Delibes *et al.*, 2004). Las consecuencias ambientales de estas introducciones suelen ser graves o muy graves y presentan una gran incertidumbre en cuanto a sus efectos concretos. Algunas especies exóticas acaban adquiriendo el carácter de invasoras y comprometen la viabilidad futura de los ecosistemas naturales. En este trabajo se describe la situación de las especies de peces exóticas en los ríos de la provincia de Huelva, se analiza su efecto sobre las especies nativas y se apuntan las condiciones ambientales que les favorecen.

¿Cuál es la situación de las especies de peces exóticas en la provincia de Huelva?

En estudios realizados en 55 tramos fluviales distribuidos por el conjunto de la provincia de Huelva se han identificado 18 especies de peces continentales primarias (Tabla 1). De ellas seis (33,3%) son exóticas y 12 nativas (66,7%). Esto pone de manifiesto la existencia de una importante presencia de especies foráneas en términos cualitativos. Para valorar la penetración de estas especies en términos cuantitativos se puede calcular un índice simple (Figura 1). La importancia numérica estimada de este modo para el total de las nativas es del 79,3%, frente al 20,7% de las exóticas. Valores que reafirman la magnitud del problema.

TABLA 1. Especies de peces continentales primarias presentes en la provincia de Huelva

ESPECIES	NOMBRE COMÚN
EXÓTICAS	
Cyprinidae	
<i>Barbus microcephalus</i>	Barbo cabecicorto
<i>Barbus comizo</i>	Picón o Comizo
<i>Barbus sclateri</i>	Barbo común
<i>Chondrostoma willkommii</i>	Boga
<i>Chondrostoma lemmingii</i>	Pardilla
<i>Squalius pyrenaicus</i>	Cachuelo
<i>Squalius alburnoides</i>	Calandino
<i>Anaecypris hispanica</i>	Jarabugo
Cobitidae	
<i>Cobitis paludica</i>	Colmilleja
Blenniidae	
<i>Salaria fluviatilis</i>	Blenio de río
Atherinidae	
<i>Atherina boyeri</i>	Pejerrey
Anguillidae	
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila
EXÓTICAS	
Cyprinidae	
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa
<i>Carassius auratus</i>	Carpín
Poeciliidae	
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia
Cichlidae	
<i>Herichthys facetum</i>	Chanchito
Centrarchidae	
<i>Micropterus salmoides</i>	Blacbás
<i>Lepomis gibbosus</i>	Pez sol

Por especies, las más importantes, siguiendo el criterio numérico antes referido son el calandino, el cachuelo, la boga, el barbo común y la pardilla (Figura 1). Las exóticas poseen una importancia relativa secundaria, siendo las más relevantes en orden decreciente el blacbás, el pez sol y la gambusia. A más distancia se encuentran el chanchito, la carpa y el carpín, con una importancia relativa marginal (Figura 1).

La situación, desde un punto de vista espacial, es muy variable. La cuenca con menor presencia de exóticas, en términos de frecuencia, es la del Odiel (Figura 2), donde algo más del 6% de las especies capturadas son exóticas. Le siguen en importancia el bajo Guadiana, el Tinto, y el resto de cuenca del Guadiana con un 20% de exóticas. La peor situación se registra en el área de Doñana, donde prácticamente el 50% de las especies capturadas son exóticas (Figura 2). En este caso hay que notar, no obstante, que el tamaño de muestra es mucho menor que en el resto de áreas estudiadas. Esta situación, con leves variaciones, se repite cuando se compara la riqueza media de exóticas y nativas por área geográfica. La situación más favorable es la del Odiel y la peor, con diferencia, la de Doñana, donde el número medio de especies exóticas por localidad, casi dobla al de nativas (Figura 3).

Esta situación si la comparamos con la del conjunto de la cuenca del Guadiana no es aún excesivamente negativa, a pesar de la gravedad que presenta. En la cuenca del Guadiana hay en estos momentos,

como mínimo, diez especies de exóticas bien establecidas. A las citadas para Huelva se debe añadir el pez gato (*Ameiurus melas*), el alburno (*Alburnus alburnus*), el rutilo (*Rutilus rutilus*) y el lucio (*Exox lucius*). Todas ellas inmersas en un intenso proceso expansivo que amenaza con alcanzar en breve el territorio onubense y que actúa como una especie de onda de extinción de la fauna nativa. Desde el punto de vista cuantitativo, las estimas más conservativas elevan la importancia de las exóticas en el conjunto del Guadiana muy por encima de lo observado en Huelva.

¿Qué efecto causan las especies exóticas sobre las comunidades nativas?

Las especies foráneas afectan negativamente a las especies nativas, especialmente si adquieren el carácter de invasoras, esto es que proliferan a costa de las autóctonas. Los mecanismos de esta interacción en los peces continentales son poco conocidos, si bien en algunos casos es obvio el efecto de la depredación, como en el blacbás, el lucio o el pez gato (Prenda y Mellado, 1993). No obstante, la complejidad que rodea las relaciones ecológicas entre exóticas y nativas es muy elevada y debe ser desentrañada para arbitrar medidas correctoras que limiten las consecuencias negativas de las introducciones de especies.

En trabajos previos hemos observado como los centrárquidos (blacbás y pez sol) desplazan a las especies nativas (Prenda *et al.*, 2006). Este proceso implica que la ictiofauna autóctona queda relegada a ambientes menos favorables y en algunos casos se llegan a producir extinciones locales. Existe un patrón general en la distribución de los peces a lo largo de las cuencas fluviales, según el cual la riqueza de especies se incrementa progresivamente aguas abajo, en respuesta a cambios ambientales, del tipo de aumentos en la variedad de hábitats, en la abundancia y diversidad de alimento y en la estabilidad ecológica. Este patrón natural lo invierten las especies exóticas, de modo que la riqueza de especies autóctonas disminuye aguas abajo. Ello se debe a que las especies foráneas tienden a colonizar especialmente los tramos bajos de los ríos de los que desplazan eficientemente a las nativas.

Esta interacción negativa se acentúa en especies sometidas a grave riesgo de extinción, como el jarabugo, que nunca coexiste con los centrárquidos. Pero es que, además, la nutria (*Lutra lutra*), uno de los principales depredadores ictiófagos de nuestras aguas continentales apenas consume estos peces norteamericanos, por lo que tampoco puede controlarlos. Es decir, la fauna de peces exóticos altera la distribución natural de los peces nativos, provoca su extinción y no sirve de alimento a una especie amenazada como la nutria, con lo que reduce la capacidad de carga de los ecosistemas acuáticos para este hermoso mustélido.

¿Qué favorece el asentamiento y la dispersión de las especies exóticas?

Es bien conocido que las especies exóticas en general, tienden a explotar ambientes degradados. Los peces foráneos no son menos en este aspecto y proliferan en hábitats perturbados por la actividad humana, especialmente en embalses (muchos de ellos también se sirven de aguas contaminadas) (Gutiérrez *et al.*, 2000). En ausencia de regulación fluvial los peces exóticos apenas tendrían opción de sobrevivir en los ríos mediterráneos, pues éstos poseen unas condiciones ecológicas extremas, muy fluctuantes, que exigen potentes mecanismos adaptativos para soportarlas (Blanco-Garrido, 2003; Clavero *et al.*, 2005). Los embalses actúan como estabilizadores ambientales e introducen una dinámica impredecible para la mayor parte de la fauna nativa (Prenda *et al.*, 2002). Se ha observado una fuerte correlación entre presencia de embalses en cuencas y grado de conservación de la ictiofauna original, así como entre número de embalses y número de especies introducidas (Clavero *et al.*, 2004). Carpas, centrárquidos y otras especies foráneas toleran muy bien los embalses. Además, todas ellas se ven favorecidas por el aprecio que tienen en pesca deportiva, convirtiéndose el hombre en su principal vector de dispersión. Es por ello, el hombre, también, quien está obligado a controlarlas para minimizar sus impactos y preservar la biodiversidad nativa, que en caso contrario tiene pocas garantías de persistir en el futuro.

Figura 1. Importancia cuantitativa de las especies de peces continentales de la provincia de Huelva. La importancia se estima a partir del cálculo de un índice simple que resulta del logaritmo del producto de la frecuencia de aparición de cada especie (número de localidades en que está presente la especie) por su abundancia media (medida como CPUE obtenidas con pesca eléctrica). Las especies exóticas aparecen recuadradas y con barras negras.

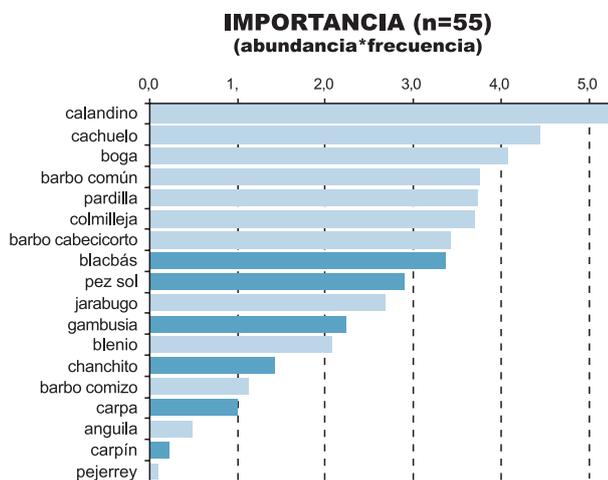


Figura 2. Importancia de las especies exóticas (sectores azul oscuro) frente a las nativas (sectores azul claro) en diferentes áreas geográficas de la provincia de Huelva y en el conjunto de la misma. Se representa la frecuencia de especies en %.

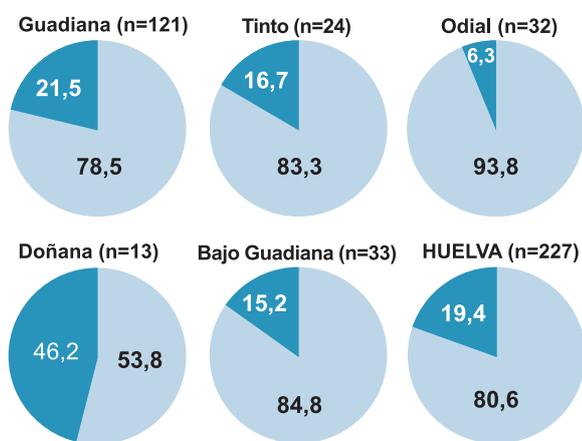
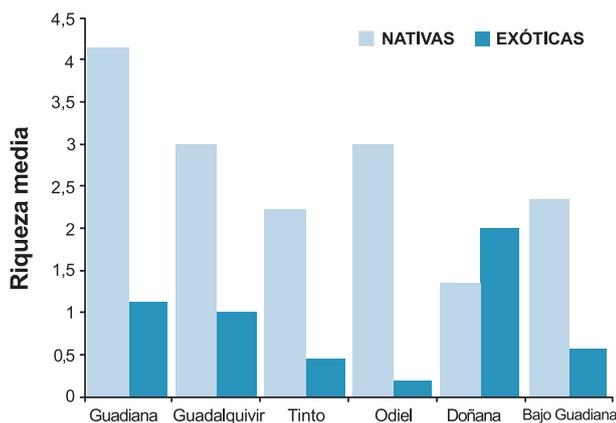


Figura 3. Riqueza media de las especies exóticas (barras azul oscuro) frente a las nativas (barras azul claro) en diferentes áreas geográficas de la provincia de Huelva.



REFERENCIAS

Blanco-Garrido, F.; F. J. Sánchez-Polaina y J. Prenda. 2003. Summer diet of iberian chub (*Squalius pyrenaicus*) in a Mediterranean stream in Sierra Morena (*Yeguas stream, Córdoba, Spain*). *Limnética*, **22** (3-4): 101-108.

Clavero M., Blanco-Garrido F. y Prenda J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**: 575-585.

Clavero M.; Blanco-Garrido F. y Prenda J. 2005.

Fish habitat relationships and fish conservation in small coastal streams in southern Spain. *Aquatic Conservation-Marine And Freshwater Ecosystems*, **15**: en prensa.

Delibes, M.; Clavero, M.; Prenda, J.; Blázquez, M. C. y Ferrera, P. 2004. Potential impact of an exotic mammal on rocky intertidal communities of NW Spain. *Biological Invasions*, **6**: 213-219.

Gutiérrez, J. C.; Prenda, J.; Oliva, F. y Fernández, C. 1998. Distribution and habitat preferences of the introduced mummichog *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus) in southwestern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **46**: 827-835.

Gutiérrez, J. C.; I. Pulido y J. Prenda. 2000. Gonadosomatic index estimates of an introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) population in a Mediterranean stream, using computational neural networks (CNNs). *Aquatic Sciences*, **62**: 1-14.

Prenda J., Clavero M., Blanco-Garrido F. y Rebollo, A. 2002. Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo: el caso de los peces. En: del Moral L (ed.). III Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua. pp. 497-503. Universidad de Sevilla, Universidad Pablo Olavide, Fundación Nueva Cultura del Agua: Sevilla.

Prenda, J. y E. Mellado. 1993. Características biológicas y espectro trófico durante el otoño de dos poblaciones simpátricas de *Blennius fluviatilis* y *Micropterus salmoides* en un embalse pequeño. *Limnética*, **9**: 107-115.

Prenda, J.; F. Blanco-Garrido, M. Clavero, A. Menor, J. A. Álvarez-Robles y V. Hermoso. 2006. Peces exóticos en el PN Sierra Norte de Sevilla y su área de influencia. Taller sobre la situación de las especies exóticas en la provincia de Sevilla. (en prensa).

Prenda, J., M. Clavero, F. Blanco-Garrido, A. Menor y V. Hermoso. 2006. Threats to the conservation of biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnética*, en prensa.

2.28

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

PECES EXÓTICOS EN EL PARQUE NATURAL SIERRA NORTE DE SEVILLA Y SU ÁREA DE INFLUENCIA

PALABRAS CLAVE

Freshwater fish, natural park, reservoir.

RESUMEN

En este trabajo se resume la distribución e importancia de la ictiofauna exótica en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla (PNSNS) y en su entorno. En este espacio natural protegido existe un elevado número de especies de peces exóticas de carácter invasor. Sin embargo, su importancia cuantitativa, en términos de abundancia y biomasa fue limitada. La distribución de estas especies foráneas estuvo restringida a embalses y tramos bajos de los ríos. Sus principales vías de penetración fueron el río Guadalquivir por el sur y fundamentalmente los embalses, muy bien representados dentro del PNSNS.

ABSTRACT

This paper summarizes the distribution and importance of exotic fish fauna in the Sierra Norte de Sevilla Natural Park (PNSNS). A high number of exotic fish species invasiveness is found in this protected reserve. However, their quantitative importance, in terms of abundance and biomass was limited. The distribution of alien species was restricted to reservoirs and lower stretches of rivers. The main ways of introduction were the Guadalquivir River to the south and reservoirs, very well represented within the PNSNS.

PECES EXÓTICOS EN EL PARQUE NATURAL SIERRA NORTE DE SEVILLA Y SU ÁREA DE INFLUENCIA

José Prenda; F. Blanco-Garrido; M. Clavero, A. Menor;
J. A. Álvarez-Robles y V. Hermoso

Grupo "Biología de las Aguas Epicontinentales"
Dpto. Biología Ambiental y Salud Pública, Universidad de Huelva
jprenda@uhu.es

INTRODUCCIÓN

Las especies de peces exóticas de carácter invasor, especialmente las depredadoras, son una de las principales amenazas para la ictiofauna nativa (Prenda *et al.*, 2002; Clavero *et al.*, 2004). Además, algunas son capaces de modificar significativamente el funcionamiento ecológico de las masas de agua (Prenda y Mellado, 1993; Gutierrez *et al.*, 2000). El conocimiento de la presencia de estas especies y de su importancia cuantitativa es básico para gestionar los ecosistemas acuáticos continentales y la biodiversidad que albergan. En este trabajo se resume la distribución e importancia de la ictiofauna exótica en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla (PNSNS) y en su entorno.

METODOLOGÍA

La ictiofauna se ha estudiado en 25 tramos fluviales (cuencas de los ríos Viar, Huéznar, Retortillo, arroyo del Puerco y Rivera de Huelva) y en tres embalses (Pintado, Huéznar y Retortillo) del PNSNS y su entorno inmediato (Figura 1). Los peces se muestrearon en los tramos fluviales mediante pesca eléctrica (verano de 2002), mientras que en los embalses se utilizaron redes y trampas (verano de 2004) (Blanco-Garrido *et al.*, 2003; Clavero *et al.*, 2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se capturó un total de 11 especies de peces, de las cuales siete fueron autóctonas y cuatro exóticas: carpa (*Cyprinus carpio*), pez sol (*Lepomis gibbosus*), black-bass (*Micropterus salmoides*) y gambusia (*Gambusia holbrooki*). Aunque no se pescó ningún ejemplar, técnicos del parque informaron de sueltas

de trucha común (*Salmo trutta*) y de trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*), en los cotos de pesca de la Rivera del Huéznar (Tabla 1). Con ello se elevaría a cinco el total de especies exóticas (38,5%) presentes en el área de estudio, sin contar a la trucha común, de dudosa ubicación por su origen alóctono.

De los 13332 ejemplares capturados el 8,1% (1.084) perteneció a especies exóticas, la mitad al pez sol, la más importante cuantitativamente. Desde el punto de vista de la biomasa, de los casi 285 kg de peces capturados, cerca de 62 kg (21,7%) correspondieron a exóticas, especialmente a carpas (86,5%) de gran talla capturadas en embalses. La distribución espacial de estas especies foráneas fue relativamente restringida (Figura 1) y estuvieron presentes entre 8 y 11 localidades de las 31 muestreadas (26%-35%) (Figura 2a). Su abundancia media por localidad fue escasa, nunca superior al 2,3% de CPUE, de importancia marginal en relación a las nativas (Figura 2b). Es decir, la relevancia numérica de las exóticas en el área de estudio fue reducida, aunque desconocemos el impacto ecológico real ocasionado por ellas.

Las especies nativas estuvieron asociadas preferentemente a los tramos fluviales medios y altos, en los que la presencia de exóticas fue muy baja (Figura 3a). Las exóticas, por el contrario, fueron las especies dominantes en los tramos bajos de los ríos y los embalses (Figuras 1 y 3b). Por ello, la mayoría de las aguas corrientes que circulan dentro de los límites del Parque Natural estuvieron prácticamente libres de invasoras. Sin embargo, existen dentro del PNSNS algunas charcas y pequeños embalses (como el de Cazalla) en los que habitan blacbás, carpas y gambusias (A. Menor, com. pers.). La mayoría de las especies de peces invasoras son limnófilas, es decir son propias de aguas quietas (Prenda *et al.*, 2002), y suelen ser los tramos bajos fluviales o los embalses las zonas que generan unas condiciones que permiten el mantenimiento y la proliferación de estas especies (Clavero *et al.*, 2004).

TABLA 1. Listado de especies de peces presentes en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla y su área de influencia

	Especie	Nombre común	Código
Nativas	<i>Salmo trutta</i> *	Trucha común	STR
	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila	AAN
	<i>Barbus sclateri</i>	Barbo	BSC
	<i>Chondrostoma lemmingii</i>	Pardilla	CLE
	<i>Chondrostoma willkommii</i>	Boga de río	CWI
	<i>Squalius alburnoides</i>	Calandino	SAL
	<i>Squalius pyrenaicus</i>	Cachuelo	SPY
	<i>Cobitis paludica</i>	Colmilleja	CPA
Exóticas	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arco-iris	OMY
	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común	CCA
	<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia	GHO
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Pez sol	LGI
	<i>Micropterus salmoides</i>	Blacbás	MSA

PECES EXÓTICOS EN EL PARQUE NATURAL SIERRA NORTE DE SEVILLA Y SU ÁREA DE INFLUENCIA.
 José Prenda, F. Blanco-Garrido, M. Clavero, A. Menor, J. A. Álvarez-Robles y V. Hermoso

Figura 1. Mapa de distribución de especies invasoras en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla y su área de influencia. Los puntos son las localidades de muestreo; en los puntos blancos no se encontró a la especie en cuestión, en los negros sí se detectó su presencia. La superficie del espacio protegido aparece en gris.

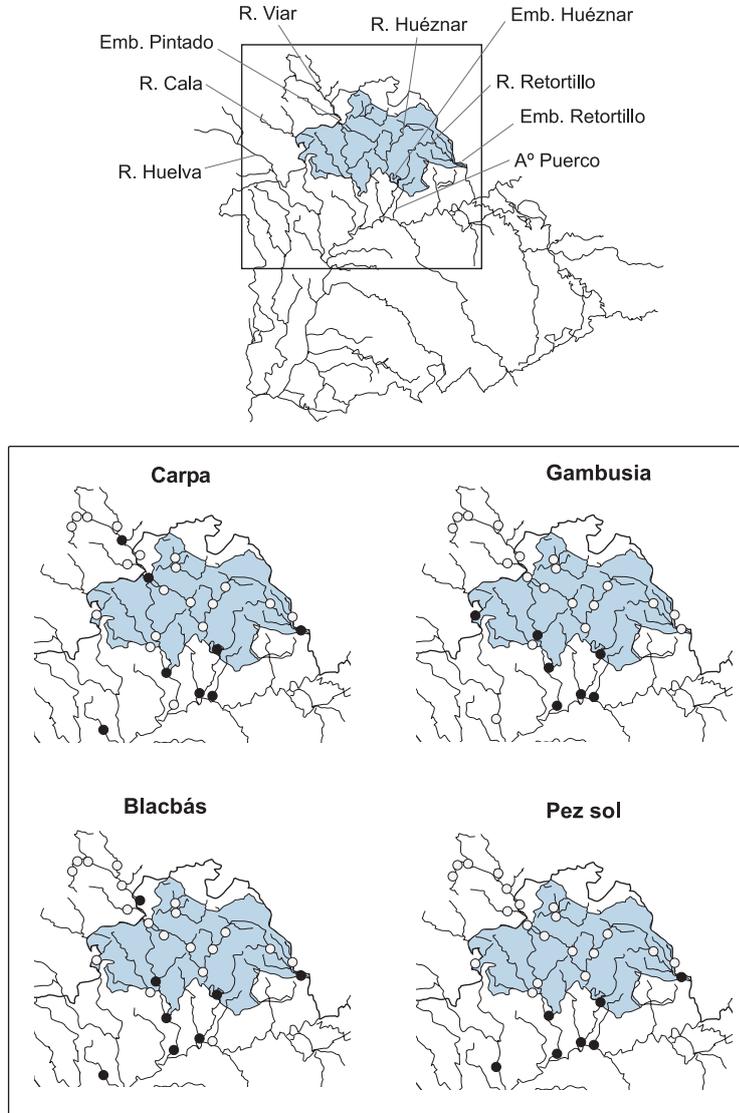


Figura 2. a) Frecuencia de aparición (localidades en que cada especie fue capturada) y b) abundancia media (CPUE) por localidad (\pm EE) de las especies de peces del PN Sierra Norte de Sevilla y su entorno. Las especies invasoras se representan con barras negras (para la clave de los nombres ver la Tabla 1).

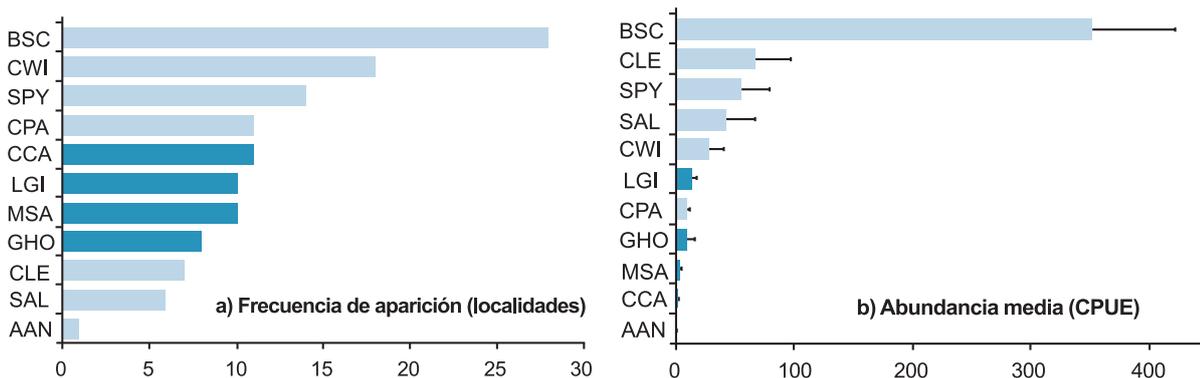
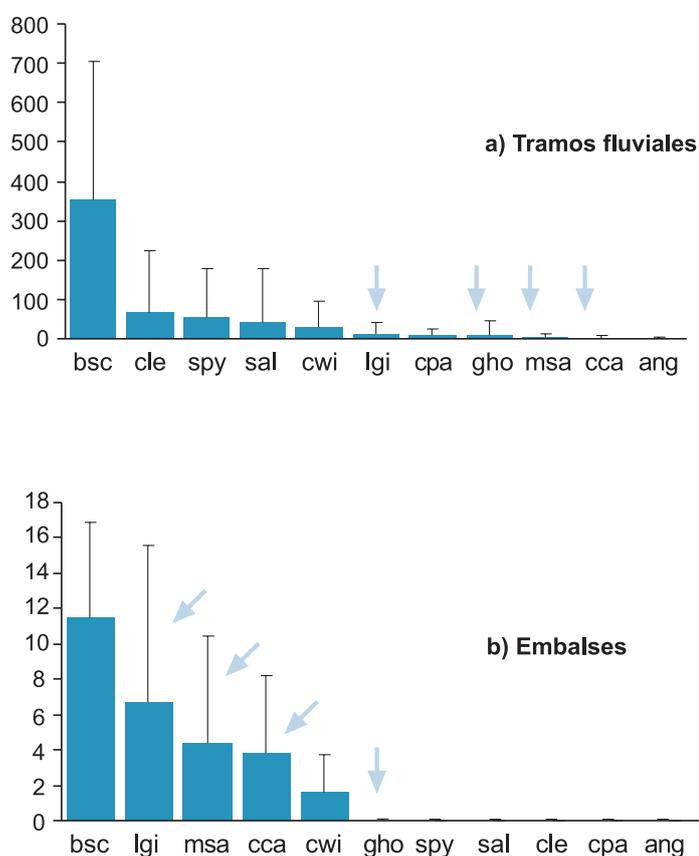


Figura 3. Abundancia media (+ desviación estándar) de las distintas especies de peces del PN Sierra Norte de Sevilla en a) tramos fluviales y b) embalses. (para la clave de los nombres ver la Tabla 1).



CONCLUSIONES

- 1 Existe un elevado número de especies de peces exóticos de carácter invasor dentro del área de estudio. Sin embargo, hasta el momento de la realización de este estudio, su importancia cuantitativa, en términos de abundancia y biomasa fue limitada.
- 2 La distribución de las especies exóticas está restringida principalmente a medios sin corriente o a aquellos en los que ésta es escasa, como embalses y tramos bajos de los ríos del área de estudio.
- 3 Las principales vías de penetración de las especies exóticas dentro del área protegida del PN Sierra Norte de Sevilla son el río Guadalquivir por el sur –de importancia menor, por la escasa capacidad dispersiva de las especies alóctonas a través de los cauces fluviales– y fundamentalmente los embalses, muy bien representados dentro del PNSNS.

REFERENCIAS

Blanco-Garrido, F.; Sánchez-Polaina, F. J. y Prenda, J. 2003. Summer diet of iberian chub (*Squalius pyrenaicus*) in a Mediterranean stream in Sierra Morena (Yeguas stream, Córdoba, Spain). *Limnética*, **22** (3-4): 101-108.

Clavero M.; Blanco-Garrido F. y Prenda J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**: 575-585.

Clavero, M.; Blanco-Garrido, F. y Prenda, J. 2005. Fish habitat relationships and fish conservation in small coastal streams in southern Spain. *Aquatic Conservation-Marine And Freshwater Ecosystems*, **15**: en prensa.

Gutiérrez, J. C; Pulido, I. y Prenda, J. 2000.

Gonadosomatic index estimates of an introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) population in a Mediterranean stream, using computational neural networks (CNNs). *Aquatic Sciences*, **62**: 1-14.

Prenda, J.; Clavero, M.; Blanco-Garrido, F. y Rebollo, A. 2002. Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo: el caso de los peces. En: del Moral L (ed.). *III Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua*. 497-503. Universidad de Sevilla, Universidad Pablo Olavide, Fundación Nueva Cultura del Agua: Sevilla.

Prenda, J. y E. Mellado. 1993. Características biológicas y espectro trófico durante el otoño de dos poblaciones simpátricas de *Blennius fluviatilis* y *Micropterus salmoides* en un embalse pequeño. *Limnética*, **9**: 107-115.

2.29

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

HORMIGAS ALÓCTONAS PRESENTES EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

PALABRAS CLAVE

Formicidos alóctonos, especies invasoras, Córdoba (España), hormiga argentina.

RESUMEN

Se confirma, de forma preliminar, la presencia de 5 especies de hormigas alóctonas en la provincia de Córdoba: *Pyramica membranifera*, *Tetramorium bicarinatum*, *Paratrechina jaegerskioeldi*, *Cardiocondyla mauritanica* y *Linepithema humile*. En general, se trata de especies de difícil detección, por lo que han podido pasar desapercibidas en muestreos anteriores. Sin embargo, en este trabajo encontramos algunas de las especies de forma abundante (sobre todo *Cardiocondyla mauritanica*, *Linepithema humile* y *Pyramica membranifera*). Entre estas especies, por el momento, sólo se considera invasora a la hormiga argentina (*Linepithema humile*). Dada su capacidad de alterar considerablemente los ecosistemas que coloniza, su presencia es preocupante sobre todo en las cercanías de espacios naturales protegidos, como la Laguna de Tíscar (Puente Genil, Córdoba).

ABSTRACT

In a preliminary way, we confirm in the province of Córdoba (Spain) the presence of five species of exotic ants: *Pyramica membranifera*, *Tetramorium bicarinatum*, *Paratrechina jaegerskioeldi*, *Cardiocondyla mauritanica* and *Linepithema humile*. In general, they are species difficult to detect, although some of them were abundant in this work (*Cardiocondyla mauritanica*, *Linepithema humile* and *Pyramica membranifera*). At present, the only species considered as invasive is the Argentine ant (*Linepithema humile*). It is able to bring important perturbations on ecosystems, and so its presence is worthy of consideration, specially in the proximities of protected natural areas, as Tiscar lake (Puente Genil, Córdoba).

HORMIGAS ALÓCTONAS PRESENTES EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

Joaquín Reyes López y S. Carpintero Ortega

Dpto. de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Córdoba
bv1mualj@uco.es

INTRODUCCIÓN

Hasta el momento hemos confirmado la presencia de cinco especies de hormigas alóctonas en la provincia de Córdoba (Tabla I). No obstante, hay que destacar que se trata de datos muy fragmentarios, ya que no existe ningún estudio específico sobre este tema. Estas especies son:

Pyramica membranifera

Se trata de una especie de talla pequeña y de costumbres hipogeas, por lo que su detección es difícil. Hasta el momento se pensaba que se trataba de una especie rara, de presencia ocasional. No obstante, nuestras investigaciones (datos no publicados) indican que su abundancia es mucho mayor de lo esperado en determinados enclaves, como los bosques en galería y, especialmente, las zonas urbanas ajardinadas.

TABLA 1. Listado de las especies de hormigas exóticas detectadas hasta el momento en La Península Ibérica. Las especies presentes en la provincia de Córdoba se indican en negrita. El año hace referencia a la fecha de la primera cita de esa especie en La Península

- | | |
|--|--|
| 1. <i>Cardiocondyla mauritanica</i> (1987) | 10. <i>Paratrechina longicornis</i> (2000) |
| 2. <i>Hypoponera punctatissima</i> (1956) | 11. <i>Pheidole megacephala</i> (1859) |
| 3. <i>Lasius neglectus</i> (1999) | 12. <i>Pheidole teneriffana</i> (1983) |
| 4. <i>Leptothorax longispinosus</i> (1994) | 13. <i>Pyramica membranifera</i> (1979) |
| 5. <i>Linepithema humile</i> (1955) | 14. <i>Tapinoma melanocephalum</i> (2002) |
| 6. <i>Monomorium carbonarium</i> (1981) | 15. <i>Tetramorium bicarinatum</i> (2004) |
| 7. <i>Monomorium pharaonis</i> (1925) | 16. <i>Tetramorium caldarium</i> (2004) |
| 8. <i>Paratrechina flavipes</i> (1999) | 17. <i>Tetramorium lanuginosum</i> (2004) |
| 9. <i>Paratrechina jaegerskioeldi</i> (2000) | |

Tetramorium bicarinatum

Esta especie solo se ha detectado en un jardín de reciente ejecución de Córdoba capital y constituye la única cita de la provincia (Reyes y Espadaler, 2005). Tras varios muestreos efectuados posteriormente, apenas se han capturado varias obreras, por lo que muy posiblemente esta especie no llegue a prosperar en esta provincia y desaparezca.

Paratrechina jaegerskioeldi

Especie en idéntica situación a la anterior. Sin embargo, esta especie es muy abundante en la costa (Espadaler y Collingwood, 2000).

Cardiocondyla mauritanica

Esta especie actualmente es muy abundante en las costas de la Península (excepto en el norte) y a lo largo de las riberas de los grandes ríos (Guadalquivir, datos no publicados), algunos de sus afluentes (El Genil, datos no publicados) o ríos sometidos a un intenso manejo, como el río Guadiamar (Luque *et al.*, 2003). Así mismo, es muy abundante en las zonas verdes urbanas. Se trata de una especie con obreras muy pequeñas, muy termófilas y, en general, poco agresivas. No está documentado que pueden ejercer ningún efecto importante en los medios que ocupan y nunca se ha descrito como plaga.

Linepithema humile

Sin duda se trata de la especie más peligrosa de las citadas hasta el momento y la única que encaja por completo en la definición de especie invasora. Su presencia en La Península se centra fundamentalmente en la costa y está bien documentada (Espadaler y Gómez, 2003). Sin embargo, puede penetrar en el interior a través de las actividades humanas de transporte y comerciales (McGlynn, 1999). Y es aquí donde la falta de información es notable. En concreto, en la provincia de Córdoba tenemos constancia de su presencia en Córdoba capital (varios parques, zona residencial de El Brillante, Jardín Botánico), en La Rambla (zonas urbanas ajardinadas), Aguilar (presencia por verificar) y el río Genil en los alrededores de Puente Genil (aldea de Sotogordo y estación depuradora de aguas residuales, ambas muy próximas a la ciudad). No obstante, hemos de volver a incidir en que se trata de datos muy fragmentarios, ya que no hay ningún estudio específico sobre la distribución actual de esta especie o de las principales vías que le están permitiendo la dispersión. La presencia de hormiga argentina en el río Genil es muy preocupante, ya que este se encuentra a tan solo a unos 500 m de la laguna de Tíscar (Reserva Natural Laguna de Tíscar) y por lo tanto, puede constituir una amenaza. Esto se debe, primero, a su capacidad de alterar de forma considerable los ecosistemas que coloniza (Holway, 1998; Sanders *et al.*, 2003 y Carpintero *et al.*, 2005) y segundo, por su efectos directos sobre la población de aves, constatados a nivel de depredación sobre los pollos (Peterson *et al.*, 2004); aunque hay que destacar que este punto aún ha sido muy poco tratado en la bibliografía específica de la hormiga argentina.

REFERENCIAS

- Carpintero, S.; Reyes López, J. L. y Arias de Reyna, L. 2005. Impact of Argentine ants (*Linepithema humile*) on an arboreal ant community in Donana National Park, Spain. *Biodiversity and Conservation*, **14** (1): 151-163.
- Espadaler, X. y Collingwood C. A. 2000. Transferred ants in the Iberian Peninsula. *Nouvelle Revue d'Entomologie*, **17**: 257-263.
- Espadaler, X. y Gómez, C. 2003. The Argentina Ant, *Linepithema humile*, in the Iberian Peninsula. *Sociobiology*, **42**: 1-6.
- Holway, D. A. 1998. Effect of Argentina ant invasions on ground-dwelling arthropods in northern California riparian woodlands. *Oecologia*, **116**: 252-258.
- Luque García, G.; Reyes López, J. L. y Fernández Haeger, J. 2002. Estudio faunístico de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de la cuenca del río Guadiamar: Primeras aportaciones. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, **30**: 153-159.
- McGlynn, T. P. 1999. The worldwide transport of ants: geographic distribution and ecological invasions. *Journal of Biogeography*, **26**: 535-548.
- Peterson, B. L.; Kus, B. E. y Deutschman, D. H. 2004. Determining nest predators of the Least Bell's Vireo through point counts, tracking stations, and video photography. *Journal of Field Ornithology*, **75** (1): 89-95.
- Reyes López, J. L. y Espadaler, X. 2005. Tres nuevas especies foráneas de hormigas para la Península Ibérica (Hym., Formicidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, **36**: 263-265.
- Sanders, N. J.; Gotelli, N. J.; Heller, N. E. y Gordon, D. M. 2003. Community disassembly by an invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **100**: 2474-2477.

2.30

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

FLORA ALÓCTONA DE CÁDIZ

PALABRAS CLAVE

Flora invasora, exóticas.

RESUMEN

En el presente estudio hemos elaborado un catálogo de la flora alóctona de la provincia de Cádiz. Este comprende 184 especies pertenecientes a 49 familias, lo que supone casi el 30% de las especies naturalizadas en España. La mayoría de estas especies proceden del Reino Holártico, seguido por las especies Neotropicales.

Hemos destacado aquellas especies que poseen un mayor potencial invasor proponiendo diferentes acciones que permitan reducir su impacto sobre los ecosistemas naturales.

ABSTRACT

In this work we have catalogued the exotic flora of Cádiz province. This checklist comprises 184 species belonging to 49 families. This suppose almost the 30% of alien species recorded in Spain. Regarding the procedence of the species most of them come from the Holartic kingdom followed by the Neotropical one. We have pointed out those species presenting the highest invasive behaviour proposing different actions to prevent their impact on the natural ecosystems.

FLORA ALÓCTONA DE CÁDIZ

Íñigo Sánchez García

Zoobotánico de Jerez
tecnicos.zoo@aytojerez.es

INTRODUCCIÓN

En el presente trabajo se hace una revisión de la flora alóctona de la provincia de Cádiz, es decir, aquella que ha sido introducida de forma voluntaria o accidental en nuestra provincia y que se encuentra fuera de su área de distribución natural.

Para ellos nos hemos basado en floras nacionales (Castroviejo *et al.*, 1986-2003), regionales (Valdés *et al.*, 1987) y locales (Pérez Lara, 1882-1903), así como en diversas aportaciones sobre nuevos taxones presentes en la zona publicados en diferentes revistas, en comunicaciones personales de otros botánicos y en anotaciones propias inéditas.

El catálogo final es de 184 especies, un número bastante elevado comparado con las 126 detectadas en la vecina provincia de Huelva (Alés, E.; Sánchez Gullón, E.; Macías, F. J. y Peña, J. F., 2002), pero pocas comparadas con las 200 detectadas en Almería (Dana, E. D. *et al.*, 2001) y un porcentaje elevado del total de 637 plantas naturalizadas en España (Vila M. *et al.*, 2001).

Estas plantas pertenecen a 49 familias distintas, siendo las más representadas las *Compositae* con 24 especies seguida por las *Gramineae* con 18 especies, por las *Leguminosae* con 17 y por las *Amaranthaceae* y *Solanaceae*, ambas con 12. Hay una alta correspondencia con las familias más diversas de la flora gaditana, aunque destacan algunas pertenecientes a familias no presentes en nuestra flora como *Polemonaceae*, *Commelinaceae* o *Tropaeolaceae*.

En lo que respecta a su origen, dominan las especies del Reino vegetal Holártico (65 especies), seguidas por las de origen Neotropical, con 62 especies.

En cuanto a las formas de vida de Raunkiaer (1934), la mayoría son plantas anuales o Terófitos (41'86%), seguidas por los hemicriptófitos (38'95%).

Algunas de estas especies llegan a actuar en nuestro ecosistemas como agresivas invasoras, sustituyendo a la vegetación natural, analizándose en la presente comunicación la situación de algunas de las más agresivas y comunes, como *Carpobrotus edulis*, *Oxalis pes-caprae* o *Acacia saligna* y de algunas de las más recientes invasiones como las de *Tradescantia fluminensis*, *Asparagus asparagoides* o *Pennisetum setaceum*.

Finalmente se sugieren algunas medidas de control de especies invasoras como son la detección de nuevas invasiones en fases tempranas, el seguimiento de su evolución y de las especies nativas y ecosistemas afectados y la erradicación de flora exótica.

REFERENCIAS

- Alés, E.; Sánchez Gullón, F. J.; Macías y Peña, J. F., 2002. Aproximación al listado de plantas alóctonas en la provincia de Huelva. Póster en el I Congreso de Especies Invasoras. León, Junio 2002.
- Castroviejo, S. *et al.*, (eds.). 1986-2003. Flora Ibérica, I a VIII, X y XIV. Real Jardín Botánico. C. S. I. C. Madrid.
- Cortés, J., 1994. The exotic Flora of Gibraltar. *Almoraima*, **11**:155-169.
- Dana, E. D.; Cerrillo, M. I., Sanz-Elorza, M.; Sobrino, E. y Mota, J. F., 2001. Contribución al conocimiento de las xenófitas en España: catálogo provisional de la flora alóctona de Almería. *Acta Botanica Malacitana*, **26**: 264-276.
- Pérez Lara, J. M., 1882. Novarum aliquarum descriptio ad Floram gaditanam pertinentium. *Anal. Soc. Hist. Nat.*, **11**: 399-403.
- Pérez Lara, J. M., 1886. Florura Gaditana. Pars prima. *Anal. Soc. Hist. Nat.*, **15**: 349-475.
- Pérez Lara, J. M., 1887. Florura Gaditana. Pars secunda. *Anal. Soc. Hist. Nat.*, **16**: 273-372.
- Pérez Lara, J. M., 1889. Florura Gaditana. Pars tertia. *Anal. Soc. Hist. Nat.*, **18**: 35-final.
- Pérez Lara J. M., 1891-92. Florura Gaditana. Pars quarta. *Anal. Soc. Hist. Nat.*, **20**: 23-94 y **21**: 191-280.
- Pérez Lara, J.,M., 1895. Florura Gaditana. Pars quinta. *Anal. Soc. Hist. Nat.*, **24**: 279-335.
- Pérez Lara, J.,M., 1903. Florura Gaditana. Addenda et emendanda. *Mem. Soc. España. Hist. Nat.*, **25**: 173-222.
- Sanz-Elorza, M., Dana, E.,D. y Sobrino, E. 2001. Aproximación al listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. *Lazaroa*, **22**: 121-131.
- Valdés, B.; Talavera, S. y Fernández-Galiano, E. (edit.) 1987. *Flora Vascular de Andalucía Occidental*. Ed. Ketres. Barcelona

2.31

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

LA PRESENCIA DE *AMMOTRAGUS LERVIA* EN EL SUDESTE PENINSULAR: POTENCIAL BIOLÓGICO Y DIMENSIONES HUMANAS

PALABRAS CLAVE

Árrui, ungulados exóticos, plan de riesgos, translocaciones.

RESUMEN

El árrui (*Ammotragus lervia*) es un ungulado originario del norte de África que se introdujo en España en la década de los 70. Su elevada capacidad de dispersión junto con las translocaciones humanas favorecen la expansión de esta especie en el sudeste peninsular. En este artículo de opinión se sugiere la puesta en marcha de un plan de gestión de las poblaciones de árrui desde un enfoque global ya que aún no existe un programa que evalúe los riesgos y beneficios que supone la presencia de este caprino en nuestro país.

ABSTRACT

Aoudad (*Ammotragus lervia*) is an African ungulate introduced in Spain back in the 70's. Since the first animals were released a dispersion phenomenon induced by their biological characteristics together with the human dimensions (translocation) allowed them to colonize news localities. In this paper we suggest a global management plan in order to evaluate the profits and risks of this exotic mammal in our country.

LA PRESENCIA DE *AMMOTRAGUS LERVIA* EN EL SUDESTE PENINSULAR: POTENCIAL BIOLÓGICO Y DIMENSIONES HUMANAS

Emmanuel Serrano; G. Moço y J. M. Pérez Jiménez

Dpto. de Biología Animal Vegetal y Ecología. Facultad de Ciencias Experimentales
emmanu@ozu.es

EL ÁRRUI ES UNA ESPECIE EXÓTICA

La Real Academia Española, define la palabra “exótico” como derivada del latín *exoticus* que significa: “*extranjero, procedente de país lejano*”. En un contexto biológico, la definición es más específica, ya que una especie exótica se define como: “*la especie que se halla fuera del hábitat en el que vive o ha vivido en el pasado (el final de la última glaciación podría ser un límite), incluyendo su área potencial de distribución a la que puede llegar por sus propios medios de desplazamiento o dispersión*”.

Las especies exóticas están muy relacionadas con el fenómeno de la introducción, que según la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (UICN), es el movimiento, por mediación humana, de un organismo o parte de él (que pueda subsistir y por consiguiente reproducirse) fuera de su área de distribución natural. Si esta introducción no es accidental, se denomina intencionada, incluyendo a las especies que se han importado para uso agrícola y ganadero, si no también a las que se han fugado o puesto en libertad desde su cautiverio.

Nuestro protagonista, el árroi (*Ammotragus lervia*), es un caprino endémico del norte de África, del que no se conocen restos fósiles fuera de este continente (Cuzin, 2003). En la actualidad las poblaciones de esta especie se distribuyen de forma natural desde el paralelo 11 hasta el mar mediterráneo (Gray, 1985; Cassinello, 1998). Este ungulado, fue importado a España (Sierra Espuña, Murcia) entre los años 1970 y 1972, tras comprobar cómo unos ejemplares introducidos en Nuevo Méjico se habían adaptado sin dificultad alcanzando la categoría de trofeo en poco tiempo (Cassinello, 2000; Serrano *et al.*, 2002b). Si atendemos a las definiciones iniciales, podremos llegar a la conclusión de que en nuestro país el árroi es una especie exótica que fue introducida de forma intencionada.

Pero... ¿es el árrui una especie exótica invasora?

Según la UICN las especies invasoras son: “*especies exóticas que se establecen en un hábitat e inducen cambios que amenazan a la diversidad biológica nativa*” (Shine *et al.*, 2000). No todas las especies exóticas llegan a convertirse en invasoras, ya que cuando una especie exótica no está bajo el control humano pueden darse las siguientes circunstancias: se extingue rápidamente, se mantiene algún tiempo y después desaparece, se establece en la zona donde se introdujo y prolifera sin trastornar el ecosistema (se naturaliza), o se comporta como invasora y además de persistir, prolifera y se dispersa sin dificultad con un efecto negativo para el ecosistema. Este comportamiento puede surgir tras permanecer como no invasora durante mucho tiempo y posteriormente ocupar un nicho que pertenecía a una especie nativa. Parece claro que el árrui se ha adaptado perfectamente a los ecosistemas mediterráneos ya que se reproduce y se dispersa sin aparente dificultad. En la actualidad y de forma natural este caprino ha avanzado hasta la provincia de Jaén en unos 27 años aproximadamente (Serrano *et al.*, 2002b; Cassinello *et al.*, 2004). El éxito de esta especie era esperable ya que la experiencia americana era un aval de garantía, además los territorios donde se produjo la introducción son zonas de baja densidad humana con proliferación de cultivos de secano y sin grandes barreras geográficas ni arquitectónicas que impidan su avance. Quizás la única barrera que pudo limitar su paso hacia el sur (Sierra de Baza y de Filabres) fue la autovía A-92, ya que en esta zona existen muy pocas citas. Si bien es claro que este caprino se ha adaptado bien a su nuevo entorno, desconocemos en que medida supone una amenaza a la biodiversidad nativa.

Un dato muy interesante a considerar es que en 1991 se estimaron unos 2000 ejemplares en Sierra Espuña (González-Candela y León-Vizcaino, 1999) y curiosamente en todo Marruecos se calcula que existen entre 750-1750 individuos (Cuzin, 1996).

Las translocaciones, otro factor a considerar

Además de una elevada capacidad de adaptación, el árrui ha contado con la ayuda del hombre para superar barreras, y colonizar otras provincias alejadas del lugar de suelta como Alicante, Valencia o Ciudad Real (Serrano *et al.*, 2002a). Es una especie cinegética que ofrece al gestor ciertas ventajas, entre las que podemos destacar las siguientes:

- No es cazable en Marruecos (donde se considera en peligro), y su distribución en el resto del Maghreb es casi desconocida. Esto convierte a España en un destino turístico con buenas infraestructuras que oferta la caza de una especie escasa en el norte de África.
- Es una especie adaptada a ecosistemas con ombrotipos áridos y semiáridos (Johnston, 1980; Cuzin, 2003), esto es una ventaja a la hora de ocupar ecosistemas de ombrotipo seco que son los más abundantes en el área de distribución actual.
- Se desenvuelve bien en fincas donde ya existen otros ungulados cinegéticos ya que su comportamiento alimenticio es generalista (Simpson *et al.*, 1978; Bird y Upham, 1980; Krysl *et al.*, 1980).
- Se comercializa el trofeo de ambos sexos, ya que las hembras también poseen cuernos de considerable tamaño.
- Se puede cazar en la modalidad de montería (otoño e invierno) o en la modalidad de rececho (todo el año).

El caso del árrui en la Isla de la Palma.

Aunque las especies exóticas presenten características invasoras conocidas, existen colectivos que apoyan de manera enérgica la introducción y su aprovechamiento. Un buen ejemplo de esta actitud lo encontramos en al Isla de la Palma donde se introdujeron 15 ejemplares de árrui en 1972. A partir de 1988 la junta gestora del P. N. de la Caldera del Taburiente decide aplicar con firmeza el plan rector de uso y gestión sugiriendo su erradicación, motivada por el impacto negativo sobre la flora autóctona de la isla. De forma paralela y fuera de los límites del parque (en los que no existen barreras) se fomenta la gestión cinegética de este ungulado promovida por la Asociación Palmera para el Aprovechamiento Cinegético del Árrui (APACA). El parque trató que el Cabildo Insular se pronunciase al respecto y adoptase la postura de erradicación en la isla y el resultado final fue que el Cabildo consideró la no erradicación de esta especie ya que fomentaba la actividad deportiva de un colectivo importante y era una fuente de riqueza para la isla.

En nuestra opinión, la Isla de la Palma ha servido como ejemplo para prever el comportamiento humano ante una especie exótica invasora que genera beneficios económicos. A pesar de los consabidos beneficios económicos que aportan muchas especies exóticas, existen costes ambientales difíciles de cuantificar a corto plazo. Por un lado, las especies exóticas pueden proporcionar nuevos medios de subsistencia y/o oportunidades económicas para las comunidades humanas autóctonas, y por otro, las invasiones son una amenaza para los ecosistemas de los que dependen dichas comunidades. En la actualidad se trabaja en la mejora de métodos para evaluar los costes y beneficios de estas especies, pero todavía queda mucho por hacer.

En conclusión, una problemática que necesita de todos

En la actualidad son escasos los trabajos científicos (la mayoría realizados en los EEUU) que nos puedan informar del potencial impacto de este ungulado sobre la flora y la fauna. En Murcia se ha investigado la dinámica de la sarna sarcóptica en el árrui (González-Candela y León-Vizcaino, 1999; González-Candela *et al.*, 2004), en la Isla de la Palma se describió la dieta otoñal (Piñero y Rodríguez Luengo, 1992) y en los Estados Unidos se ha estudiado el uso del espacio, y la dieta en algunas localidades (Simpson *et al.*, 1978; Krysl *et al.*, 1980; Gray y Simpson, 1983; Simpson y Gray, 1983). Sabemos muy poco (o nada) acerca del riesgo ambiental de esta especie en el sur peninsular, y esto hace difícil el diseño de un plan de manejo realista y eficaz.

La prevención y manejo del árrui constituye un problema global que implica a gestores, científicos y gobernantes. Es necesario conocer el impacto biológico y social de este ungulado en las áreas donde habita, aspectos que nos permitirán elaborar un plan de predicción y evaluación de riesgos realista, que finalmente se traduzca en una estrategia global de manejo (figura 1). Una acción concertada a escala regional (o global) es fundamental para enfrentarse a las vías que favorecen nuevas invasiones. Los ecosistemas y recursos naturales se extienden más allá de un territorio y en la mayoría de los casos, las especies exóticas pueden cruzar las fronteras. Dado que las consecuencias de las invasiones son compartidas, sólo podrán resolverse mediante una acción cooperativa. De nada serviría en el caso del árrui, diseñar una estrategia que implicase sólo a la comunidad andaluza, sin contar con la región de Murcia y el resto de provincias implicadas (actual o potencialmente). Estamos ante un modelo complejo y a su vez apasionante, que implica a sectores humanos interesados por la especie y a ecosistemas singulares. Además el árrui afecta a varias comunidades autónomas donde la especie se comporta como invasora mientras que en el norte de África está en franca regresión.

REFERENCIAS

- Bird, W. y Upham, L. Barbary sheep and mule deer food habits of Largo Canyon, New Mexico. Simpson, C. D. 92-96. 1980. *Symposium on ecology and management of Barbary sheep*, Texas Tech University Press, Lubbock.
- Cassinello, J. 1998. *Ammotragus lervia*: a review on systematics, biology, ecology and distribution. *Annales Zoologici Fennici.*, **35**: 149-162.
- Cassinello, J. 2000. Ammotragus free-ranging population in the south-east of Spain: a necessary first account. *Biodiversity and Conservation*, **9**: 887-900.
- Cassinello, J., Serrano, E., Calabuig, G., y Pérez, J. M. 2004. Range expansion of an exotic ungulate (*Ammotragus lervia*) in southern Spain: ecological and conservational concerns. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 851-866.
- Cuzin, F. 1996. Répartition actuelle et statut des grands mammifères sauvages du Maroc (Primates, Carnivores, Artiodactyles). *Mammalia*, **60**: 101-124.
- Cuzin, F. 2003. Les grands mammifères du Maroc méridional (Haut Atlas, Anti Atlas, Sahara). *Distribution, écologie et conservation*, 1-348. Thèse, EPHE, Montpellier II, Montpellier.
- González-Candela, M. y León-Vizcaino, L. 1999. Sarna sarcóptica en la población de Arrui (*Ammotragus lervia*) del Parque Regional de Sierra Espuña (Murcia). *Galemys*, **2**: 43-58.
- González-Candela, M., León-Vizcaino, L., y Cubero-Pablo, M. J. 2004. Population effects of sarcóptic mange in barbary sheep (*Ammotragus lervia*) from Sierra Espuña Regional Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, **40**: 456-465.
- Gray, G. G. 1985. Status and distribution of *Ammotragus lervia*: A worldwide review. Hoefs, M. Special Report. Northern Wild Sheep and Goat Council. *Distribution, Abundance, Management and Conservation of the Sheep of the World and closely related Mountain Ungulates*. 95-26.
- Gray, G. G. y Simpson, C. D. 1983. Population characteristics of free-ranging barbary sheep in Texas. *Journal of Wildlife Management*. **47**, 954-962.
- Johnston, S. D. 1980. Habitat utilization and daily activities of Barbary sheep. En: *Proc. of the Symp. on Ecology and management of Barbary sheep* (C. D. Simpson, Ed.), 51-58. Texas. Tech. Univ. Press, Lubbock.
- Krysl, L. J., Simpson, C. D., y Gray, G. G. 1980. Dietary Overlap of sympatric Barbary sheep and Mule deer in Palo Duro Canyon, Texas. *Technical papers of the College of Agricultural Sciences*. 97-103.
- Piñero, R. J. C. y Rodríguez Luengo, J. L. 1992. Autumn food habits of the Barbary sheep (*Ammotragus lervia* Pallas, 1772). *Mammalia*, **56**: 1-11.
- Serrano, E., Calabuig, G., Cassinello, J., y Pérez, J. M. 2002a. The human dimensions that favours the unnatural expansion of an exotic ungulate (*Ammotragus lervia*) throughout the Iberian Peninsula. *Journal on Mountain Ecology*, **157**: 181-189.
- Serrano, E., Calabuig, G., Granados, J. E., Cassinello, J. y Pérez, J. M. 2002b. Corología del Arrui (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) en el Sudeste Peninsular. *Galemys*, **14**: (1), 17-29.

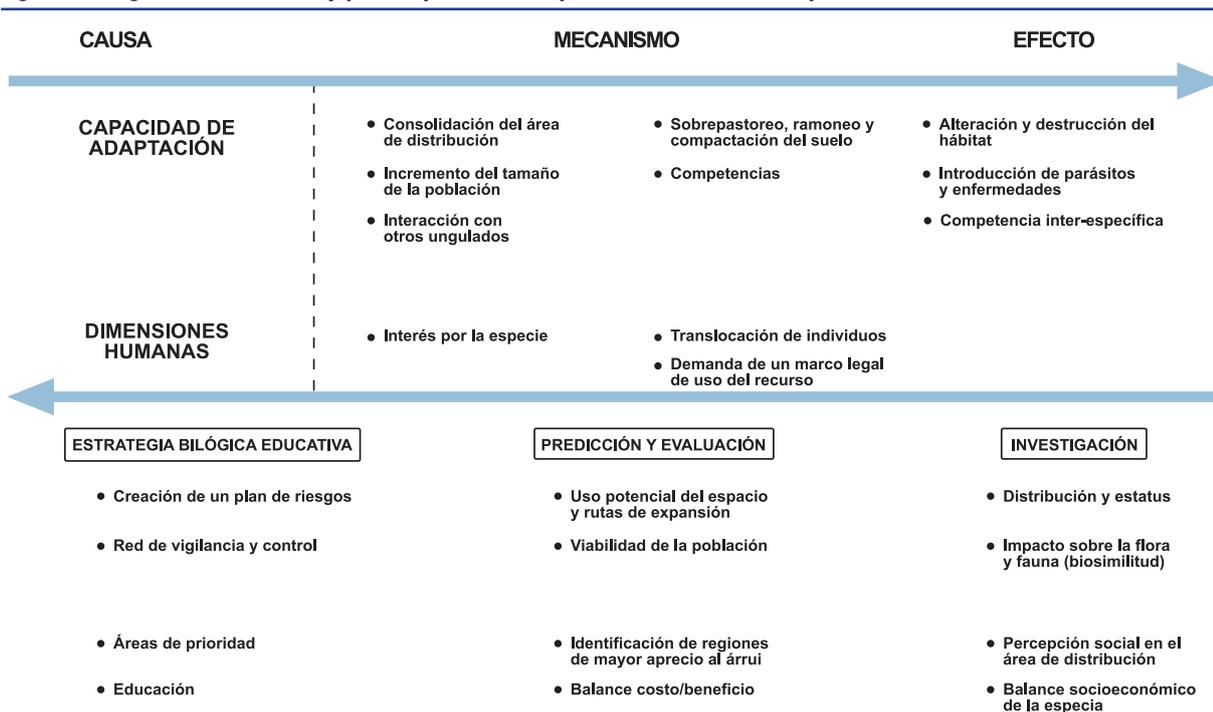
**LA PRESENCIA DE *AMMOTRAGUS LERVIA* EN EL SUDESTE PENINSULAR:
POTENCIAL BIOLÓGICO Y DIMENSIONES HUMANAS.**
Emmanuel Serrano; G. Moço y J. M. Pérez Jiménez

Shine, C., Williams, N. y Gündling, L. 2000. *Guía para la elaboración de marcos jurídicos e institucionales relativos a las especies exóticas invasoras*. IUCN, Bonn, Germany.

Simpson, C. D. y Gray, G. G. 1983. Topographic and Habitat Use by Sympatric Barbary Sheep and Mule Deer in Palo Duro Canyon, Texas. *Journal of Range Management*, **2**: 190-194.

Simpson, C. D., Krysl, L. J. y Gray, G. G. 1978. The Barbary sheep: a threat to *Desert Bighorn survival*. *Desert Bighorn Council Transactions*, **22**: 26-31.

Figura 1. Diagrama causa efecto y posible plan de manejo del árrui en el sudeste peninsular.



2.32

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

ESTADO ACTUAL DE LA FAUNA EXÓTICA EN EL LITORAL GRANADINO

PALABRAS CLAVE

Aves exóticas, seguimiento.

RESUMEN

La costa granadina, por sus características ambientales (clima, cultivos y hábitats seminaturales, situación geográfica y turismo) presenta características favorables para el asentamiento y expansión de las especies exóticas, constituyendo de las puertas de entrada para las especies exóticas e invasoras en la provincia, y a la vez la zona de mayor riesgo para futuras invasoras y colonizadoras. Además, las modas turísticas con la proliferación de parques de flora y fauna exóticas favorecen el asentamiento y expansión de las especies escapadas de cautividad. En este trabajo examinamos los casos más relevantes de la fauna exótica e invasora de la costa granadina.

ABSTRACT

The coast of Granada, due to its environmental characteristics (climate, habitat types, geographic situation and tourism) is prone to establishment and expansion of introduced and invasive species. Furthermore, the touristic activity, which promotes the establishment of parks with exotic flora and fauna, enhances the arrival and expansion of species escaped from captivity. In this work, our aim is to discuss the more noteworthy cases of IEE at the coast of Granada.

ESTADO ACTUAL DE LA FAUNA EXÓTICA EN EL LITORAL GRANADINO

Francisco Tarragona Gómez y M. Arellano Ferrer

Asociación Buxux
tarriabubilla@hotmail.com

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas del litoral granadino, en particular aquellos ligados a zonas húmedas, y cultivos de caña de azúcar y frutales subtropicales como las vegas de los ríos Guadalfeo y Verde, presentan unas condiciones muy favorables para el asentamiento y expansión de las especies exóticas e invasoras (EEI). Entre las más relevantes podemos citar: clima adecuado (subtropical), hábitats apropiados (cultivos subtropicales, caña de azúcar, zonas húmedas, etc.), cultivos bajo plásticos (invernaderos), situación geográfica (proximidad a África), puerto industrial y puertos deportivos, proliferación de jardines de plantas exóticas, parques de fauna exótica (Lorosexí, Peña Escrita) y zonas residenciales con abundancia de mascotas.

OBJETIVOS

Los objetivos de este estudio son señalar las especies más interesantes de fauna exótica e invasora de la costa granadina y aportar algunas sugerencias sobre su control.

MATERIAL Y MÉTODOS

La Asociación Buxux ha realizado desde la década de los ochenta diversos trabajos de inventario y observación de especies animales y vegetales en la costa granadina, que nos han proporcionado cierta información sobre la situación de las EEI en la comarca de la costa. La metodología ha sido muy variada en función del grupo taxonómico estudiado en cada caso y el fin concreto del estudio; así, tenemos puntos de escucha para las aves (Tarragona *et al.*, 1991, 1992a), transectos lineales (Proyecto Vega) y

observaciones puntuales para las aves, anfibios y reptiles de algunas zonas de la vega (Arellano, 1990 y 2003; Cruz, 2003 y Sarompas, 1995), trampeo mediante nasas en los peces de agua dulce (Proyecto Pece Con), recolecciones para invertebrados (Tarragona *et al.*, 1995), entre otras. Además, por supuesto, se ha usado información inédita comunicada personalmente por compañeros de la asociación Buxus, y los datos de campo de los autores de este artículo.

RESULTADOS

En el capítulo de los invertebrados vamos a reseñar algunos casos significativos. La cucaracha americana (*Periplaneta americana*), que ya existía cuando éramos unos niños y estimamos que pudo llegar a Motril en la década de los 50. Las primeras observaciones hacia el interior, en Vélez de Benaudalla, son de 1987 (Hódar, com.per.), sin embargo hoy día es una peste. Otra cucaracha (*Heterogamischa bifoveolata*), más pequeña y rechoncha que la anterior, áptera y de tonos rojizos, fue localizada en los tajos de los Vados (Tarragona *et al.*, 1995 y 1997). Sólo citada por esas fechas en el norte de África y Almería. Probablemente haya continuado su proceso de colonización en la provincia de Granada. El gorgojo ferruginoso de las palmeras (*Rhynchophorus ferrugineus*) fue detectado en 1995, en la franja costera entre Almuñécar y Nerja, ligado a las palmeras (*Phoenix canariensis* y *P. dactylifera*), en la actualidad se ha extendido por la costa y llega hasta Roquetas, y está considerado como una peste (Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, 1997). Realmente no es un problema para los sistemas naturales, porque sólo afecta a las palmeras de los jardines, pero en algún momento podría atacar al palmito (*Chamaerops humilis*), nuestra única palmera autóctona, lo que supondría un verdadero problema. También la mariposa monarca (*Danaus plexipus*) ha colonizado la costa granadina, probablemente introducida junto a un cargamento de *Asclepias syriacus* (su planta nutricia). Tanto la planta como la mariposa se han aclimatado hasta conformar varios núcleos de poblaciones estables y numerosas en la costa granadina y también en Málaga. Tenemos conocimiento de una población en la playa del Cañón desde 1988 (Olvera, com. pers.). Posteriormente se han localizado nuevas poblaciones en Playa Granada, desembocadura del Guadalfeo, Charca de Suárez y recientemente en la rambla de los Álamos de Motril, siempre ligada a plantas de la familia de las Asclepidáceas (Cruz, 2003). El cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) se ha observado en la cuenca baja del río Guadalfeo y en las cabeceras de arroyos y nacimientos de agua de la costa granadina desde 1997 (Proyecto PecesCon). Tanto las poblaciones como la ocupación del territorio aumentan paulatinamente en todo el litoral granadino.

En el grupo de los peces se encuentra la gambusia (*Gambusia affinis*), de reciente aparición en la vega de Motril y Salobreña. En 2003 se detecta por primera vez su presencia en las zonas húmedas, acequias y balates de riego en el delta del Guadalfeo. Con anterioridad (1997-1999) no había aparecido en muestreos específicos realizados en toda la cuenca baja del río Guadalfeo para el proyecto PecesCon. También se ha localizado, aunque de forma esporádica, la trucha arcoiris (*Onchorhynchus mykiss*) en Vélez de Benaudalla (Hódar, com. per.), ligada a periodos de arroyada en La Alpujarra. No reproduce en las zonas bajas.

Entre los reptiles, la tortuga de Florida (*Trachemys scripta*) está presente, al menos desde la década de los 60, localizándose principalmente en estanques privados y públicos (Cerro de la Virgen de la Cabeza en Motril). Con posterioridad se ha observado frecuentemente en las ramblas y acequias de toda la vega (Asociación Buxus, com. per.). Y del camaleón (*Chamaeleo chamaeleon*), los investigadores confirman la reintroducción de esta especie en varias etapas diferentes (Pleguezuelos, 2002). Entrevistas con personas mayores citan su presencia entre 1940 y 1950 en Los Tablones de Órgiva (río Guadalfeo). En 1975 se citan individuos aislados en la urbanización de Playa Granada (Molina, com. pers.) y por las mismas fechas, comentarios sin confirmar de individuos aislados. En 1996 se presentan proyectos para la cría en cautividad y posteriormente se realizan estudios sobre la dieta y selección de hábitat en una población próxima a Almuñécar (Poveda *et al.*, 2002) y se analiza su origen y las diferentes reintroducciones en la costa granadina.

La aves son el grupo que presenta mayor número de especies EEI, unas probablemente escapadas de cautividad en zonas cercanas y otras que han llegado a nuestra costa desde tierras remotas. La Asociación Buxus ha realizado estudios y observaciones de EEI con cierta asiduidad desde 1985, en la vega de Motril y Salobreña, charca de Suárez y desembocadura del Guadalfeo (Tarragona *et al.*, 1991). Durante este periodo hemos comprobado y constatado el aumento de las poblaciones de algunas especies como bengalí rojo (*Amandava amandava*) y tórtola turca (*Streptopelia decaocto*), mientras que otras especies han disminuido o desaparecido como el pico de coral (*Estrilda troglodytes*). Los casos más notorios son:

Cotorra de Kramer (*Psittacula krameri*), escapada de cautividad, observaciones desde principios de los 90, en parques y jardines de urbanizaciones y también en árboles altos (eucaliptos) de las riberas del Guadalfeo. Mantienen poblaciones estables aunque poco numerosas (Arellano, 1995; Sarompas, 1995).

Cotorra argentina (*Myopsitta monachus*), escapada de cautividad, muy ligada a la presencia de palmeras en parques y jardines de urbanizaciones. Poblaciones en expansión en entornos periurbanos de la costa (Tarragona *et al.* 1991 y Arellano 2003). También en la vega de Granada (Pérez-Contreras *et al.*, 2002 y Tarragona, 2003).

Tórtola turca (*Streptopelia decaocto*), invasora desde sus cuarteles de origen, primeras observaciones en 1986. Poblaciones en expansión en zonas periurbanas y jardines de la costa y en todas las ciudades mediterráneas (Tarragona *et al.*, 1991, 1992b). Poblaciones en vega de Granada y AMG (Pérez-Contreras *et al.*, 2002 y Tarragona, 2003).

Golondrina daúrica (*Hirundo daurica*), invasora africana. Población en expansión en toda la península, más abundante en el litoral. En la costa granadina nidifica bajo puentes y cortijos viejos (Pleguezuelos, 1991 y Tarragona *et al.*, 1992).

Bengalí rojo (*Amandava amandava*), escapado de cautividad, observaciones desde 1985 en caña de azúcar, cultivos subtropicales y zonas húmedas. Población en expansión, limitada por barreras naturales como el clima (Arellano y Molina, 1990; Tarragona *et al.*, 1992 a-b y Sarompas, 1995). Un avance de un estudio realizado por A. Buxus sobre la avifauna de la caña de azúcar (2004-05), indica que es el ave granívora más abundante. Ignoramos si puede interferir negativamente con otras especies granívoras autóctonas.

Pico de coral (*Estrilda troglodytes*), escapado de cautividad, observaciones de parejas con nidos y reproduciendo durante dos años consecutivos en cultivos de caña de azúcar (Arellano, 1995, 1996 y 2002).

Además se han avistado individuos aislados, todos presumiblemente escapados de cautividad, de Bulbul de orejas rojas (*Pycnonotus jocosus*), diversos Tejedores como el Tejedor africano amarillo, de fuego, de cogulla (*Euplectes afer*, *E. orix* y *Ploceus cucullatus*, respectivamente) y Pico de plata indio (*Eurodice malabarica*) (Arellano, 1998 y 2003). Sin embargo, no hay cría confirmada de ninguna de estas especies.

CONCLUSIONES

Aunque los datos aportados están centrados en los vertebrados, las condiciones ambientales, el uso actual del territorio y nuestras observaciones nos permiten establecer que los principales focos de entrada de EEI en la costa granadina son las actividades agrícolas (invernaderos, cultivos de primor y subtropicales) y la introducción de plantas ornamentales en las que llegan muchas especies (como el gorgojo de las palmeras o la mariposa monarca), amén de la fauna exótica en sentido estricto, procedente de fugas (voluntarias o involuntarias) relacionadas con el comercio y tráfico de EEI. Sobre estas vías de entrada

hay que realizar estudios básicos más concretos para las EEI. En el litoral granadino, los estudios de avifauna general ofrecen datos interesantes, que se pueden mejorar con redes de seguimiento. Igualmente se pueden obtener datos de EEI en otras zonas, primero investigando documentación publicada sobre trabajos generales de zoología, así como documentos e informes sobre plagas y complementar con fuentes de información de ONGs ecologistas, aficionados y naturalistas, agricultores, etc.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la información y comentarios personales del grupo de fauna de la A. Buxus: Fernando Alcalde, Eduardo Cruz, A. Cuines, J. A. Hódar, J. M. Larios, J. Molina, C. Olvera, C. E. Sarompas y S. Valverde.

REFERENCIAS

- Arellano, M.J. y López Molina, J. 1990. Bengalí (*Amandava amandava*). Noticiario ornitológico. *Ardeola*, **41**.
- Arellano, M. J. 1995. Las exóticas. *El Colorín*, **1**.
- Arellano, M. J. 1996. Los picos de coral. *El Colorín*, **2**.
- Arellano, M. J. 2003. Las aves exóticas en la costa de Granada. *Cuadernos Ambientales*, **4**. Concejalías de Medio Ambiente y Educación. Ayto. de Motril.
- Cruz, E. 2003. Mariposas diurnas de la Costa Tropical. *Cuadernos Ambientales*, **9**. Concejalías de Medio Ambiente y Educación. Ayto. de Motril.
- Gómez, M. y Alcalá, F. 1999. Las aves exóticas introducidas en España. *Quercus*, **81**.
- Pérez-Contreras, J.; González Cachinero, J. M. y Rivas Fernández, J. M. 2002. Inventario ornitológico de la provincia de Granada (1993-2002). *Acta Granatense*, **1**.
- Pleguezuelos, J. M., 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. En *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Pleguezuelos, J. M. R.; Márquez y M. Lizana (eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio del Medio Ambiente. Madrid.
- Poveda, J. C.; Hódar, J. A. y Pleguezuelos, J. M. 2002. Selección de hábitat y dieta del camaleón en la península Ibérica. *Quercus*, **202**.
- Sarompas, C. 1995. Bengalí rojo (*Amandava amandava*). Noticiario ornitológico. *Ardeola*, **42**.
- Tarragona, F.; Hódar, J. A.; Sarompas, C.; Valverde, S. y Arellano, M. 1991. Avifauna nidificante en la vega de Motril: No Passeriformes. *Anuario de Estudios de la Costa Granadina*, **1**.
- Tarragona, F.; Hódar, J. A.; Sarompas, C.; Valverde, S. y Arellano, M. 1992. Avifauna nidificante en la vega de Motril: Passeriformes. *Anuario de Estudios de la Costa Granadina*, **2**.
- Tarragona, F.; Hódar, J. A.; Sarompas, C.; Valverde, S. y Arellano, M. 1992b. Avifauna reproductora en el delta del Guadalfeo. XIII Jornadas de SEO. Almería.
- Tarragona, F. 2003. *Estudio del grado de antropización en los sistemas naturales del Área Metropolitana de Granada*. Tesis Doctoral Universidad Granada. Inédita.

2.33

[ESPECIES EXÓTICAS. ECOLOGÍA. DISTRIBUCIÓN E IMPACTOS]

ANILLAMIENTO DE PASERIFORMES EXÓTICOS EN EL ENTORNO DE DOÑANA

PALABRAS CLAVE

Anillamiento científico, comunidad de aves, Estrildae, Ploceidae, red japonesa.

RESUMEN

La población de passeriformes exóticos en Doñana y su entorno ha experimentado un acusado incremento durante la última mitad del siglo XX. Aquí se muestran los resultados que hacen referencia al anillamiento científico de passeriformes exóticos en el entorno de Doñana durante un período de 19 años (1987-2005). Se capturaron un total de 1.146 aves pertenecientes a ocho especies y dos familias. *Estrilda astrild* fue la especie de la que se capturó un mayor número de individuos (782). Sin embargo, de las especies *Ploceus cucullatus* y *Quelea quelea* sólo se capturó un individuo. Además, se capturaron aves jóvenes pertenecientes a cinco de las ocho especies anilladas. Los resultados de este estudio sugieren que además de que la población de passeriformes exóticos está aumentando en el área del entorno de Doñana, algunas especies ya están prácticamente establecidas dentro de esta región.

ABSTRACT

The exotic passerines bird population in Doñana and in the area around it has been increasing in the last half of the 20th century. In this paper, we show the results of the scientific ringing of exotic passerines bird in the area around of Doñana during a 19 years period (1987-2005). During this study 1146 were captured birds belonging to eight species and two families. *Estrilda astrild* was the species with most captured individuals (782). However, we only captured one individual of *Ploceus cucullatus* and of *Quelea quelea*. In addition, we captured young birds belonging to five out of eight species were captured. Results of this study suggest that as well as the exotic passerines bird population is increasing in the area around of Doñana, some species are naturalised in this region.

ANILLAMIENTO DE PASERIFORMES EXÓTICOS EN EL ENTORNO DE DOÑANA

Manuel Vázquez y Nico Varo

Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Sevilla
m_vazquez@ebd.csic.es

INTRODUCCIÓN

Son muchas las regiones del mundo en las que aparecen aves fuera de su habitual rango de distribución (por ejemplo: Costa *et al.*, 1997; Navas, 2002; y Eguchi y Amano, 2004). La población de passeriformes exóticos en Doñana y su entorno, sudoeste de España, ha experimentado un acusado incremento durante la última mitad del siglo XX (García *et al.*, 2000). Al igual que en otras muchas regiones del mundo, en las que la aparición de este tipo de aves está principalmente asociada con acciones realizadas por el hombre (Temple, 1992; Costa *et al.*, 1997, Navas, 2002 y Eguchi y Amano, 2004), en Doñana se sospecha que la aparición de passeriformes exóticos se debe principalmente a escapes de individuos que eran mantenidos en cautividad (García *et al.*, 2000).

La aparición de passeriformes exóticos y su posterior naturalización puede suponer un peligro potencial para la avifauna autóctona de una región (por ejemplo: Temple, 1992 y Navas, 2002). Por lo tanto, resultaría de gran interés conocer la estructura de la comunidad de este tipo de aves en estas zonas. El uso de redes japonesas para el anillamiento científico es una buena herramienta para conocer la estructura de la comunidad de aves dentro de una determinada región (Karr, 1979; Murphy *et al.*, 2001 y Dunn y Ralph, 2004). En este artículo, nosotros mostramos los resultados que hacen referencia al anillamiento científico de passeriformes exóticos durante un período de 19 años (1987-2005), con el fin de conocer un poco más la estructura de la comunidad de este tipo de aves en el entorno de Doñana.

MÉTODOS

Área de estudio

Durante el período de estudio, los anillamientos se han llevado a cabo en cinco localidades diferentes: (1) Brazo del Este (37°16'N, 06°04'W), (2) Brazo de la Torre (37°16'N, 06°04'W), (3) Río Guadaira (37°02'N, 06°03'W), (4) Las Teatinas (37°19'N, 06°03'W), y (5) Viveros del Alamillo (37°24'N, 05°59'W). Aunque, en Moreira y Montes (2005) se puede obtener información más detallada sobre las características de hábitat que hay en el Brazo del Este, Brazo de la Torre y Río Guadaira, aquí se puede hacer un pequeño resumen diciendo que estas tres localidades son zonas húmedas en las que la vegetación emergente predominante es el carrizo *Phragmites australis*, la enea *Typha domingensis* o el taraje *Tamarix sp.* Las Teatinas es una zona de vega donde predominan el carrizo y comunidades de gramíneas. Finalmente, en los viveros del Alamillo nos encontramos con una gran variedad de plantas tanto exóticas como autóctonas de Andalucía.

TABLA 1. Paseriformes exóticos capturados y anillados en el entorno de Doñana durante este estudio

Año	<i>Estrilda astril</i>	<i>Estrilda melpoda</i>	<i>Estrilda troglodytes</i>	<i>Estrilda amnada</i>	<i>Eupletes afer</i>	<i>Plocens cucullatus</i>	<i>Quelea quelea</i>	<i>Plocens melanocephalus</i>	Total
1987	1	–	–	–	–	–	–	–	1
1988	–	–	11	10	–	–	–	–	21
1989	1	–	11	10	–	–	–	–	22
1990	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1991	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1992	2	–	–	–	–	–	–	–	2
1993	–	–	–	–	–	–	–	–	–
1994	2	–	–	–	–	–	–	–	2
1995	1	5	–	–	–	–	–	–	6
1996	2	–	13	–	–	–	–	–	15
1997	5	1	–	–	–	–	–	–	7
1998	16	11	3	–	8	–	–	–	38
1999	70	26	–	–	3	–	–	–	100
2000	83	6	24	–	–	1	1	–	114
2001	41	36	4	3	5	–	–	–	89
2002	9	4	–	–	3	–	–	–	16
2003	39	2	–	–	–	–	–	–	41
2004	430	9	3	12	61	–	–	–	515
2005	80	–	–	36	40	–	–	2	158
Total	782	100	69	71	120	1	1	1	1146

Métodos de campo

Para capturar a las aves se utilizaron redes japonesas de tres y cinco bolsas, según la altura de la vegetación emergente donde se colocaron las redes, con una luz de malla de 12 y 16 mm. Siempre que se programó una jornada de captura (~ cada 15 días), las redes permanecieron abiertas desde el amanecer hasta el medio día (12:00-13:00 h). Las aves capturadas fueron marcadas con una anilla metálica del Ministerio de Medio Ambiente grabadas con un código alfa numérico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el período de estudio, se capturaron un total de 1146 paseriformes exóticos pertenecientes a ocho especies y dos familias (Tabla 1). El 89,18% (1022) de las aves capturadas perteneció a la familia Estrildae, mientras que el 10,82% (124) perteneció a la familia Ploceidae, si bien en este último caso casi el 97% de las capturas fueron individuos de *Euplectes afer* (Tabla 1). *Estrilda astrild* con 782 (68,24% del total de capturas) fue la especie de la que se capturó un mayor número de individuos, mientras que en el lado opuesto encontramos a las especies *Ploceus cucullatus* y *Quelea quelea* de las que sólo se capturó un individuo por especie, y *Ploceus melanocephalus* de la que sólo se capturaron dos individuos, a lo largo de estos 19 años de anillamiento (Tabla 1).

Al igual que en el resto de España (Pinilla *et al.*, 2003), el número de anillamientos de paseriformes exóticos en el entorno de Doñana muestra una tendencia a aumentar (Figura 1). Así, entre 1987 y 1997 sólo se capturaron 76 paseriformes exóticos, lo que equivale al 6,7% del total de las capturas realizadas en el área de estudio (Figura 1), mientras que el 93,3% restante (1070 aves) fueron capturadas entre 1998 y 2005 (Figura 1).

Durante este estudio, se capturaron jóvenes pertenecientes a cinco de las ocho especies de paseriformes exóticos que se anillaron (Figura 2). Así, los resultados obtenidos durante estos 19 años de anillamientos sugieren que especies como *Estrilda astrild*, *Estrilda melpoda* y *Estrilda troglodytes*, están totalmente establecidas dentro del entorno de Doñana. De hecho estas tres especies ya están incluidas dentro del listado de aves que crían en Doñana (García *et al.*, 2000). También nuestros resultados sugieren lo mismo para especies como *Amandava amandava* y *Euplectes afer*, de las que el 25% y el 30% de las aves capturadas, respectivamente, fueron jóvenes (Figura 2).

Figura 1. Anillamientos de passeriformes exóticos en el entorno de Doñana entre 1987-2005, y en toda España entre 1987-2002.

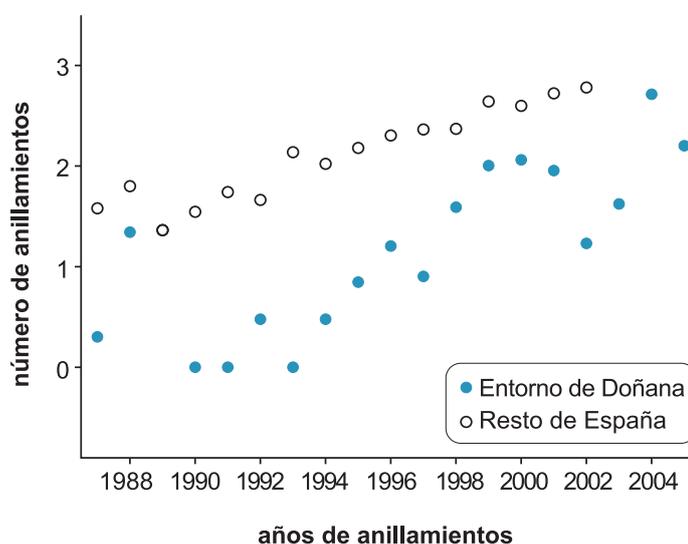
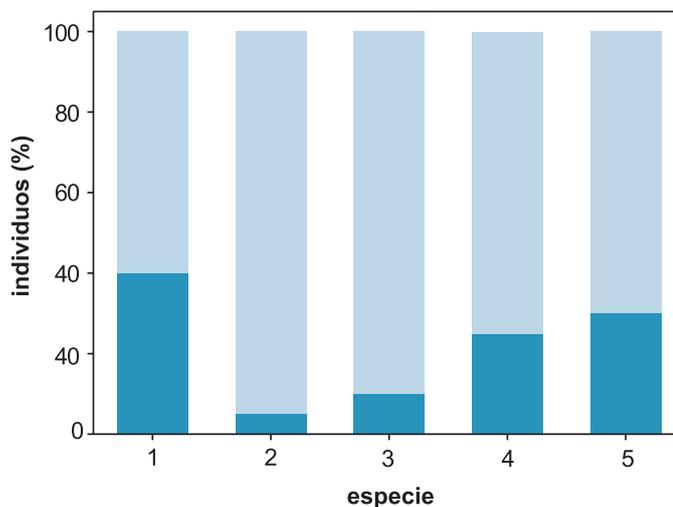


Figura 2. Porcentaje de individuos jóvenes (edad 3) y adultos (edad 4) capturados para las especies (1) *Estrilda astrild*, (2) *Estrilda troglodytes*, (3) *Estrilda melpoda*, (4) *Amandava*, y (5) *Euplectes afer* durante el periodo de estudio. El área azul oscura de la barra hace referencia al porcentaje de aves jóvenes capturadas. El área azul clara de la barra hace referencia al porcentaje de individuos adultos capturados.



CONCLUSIONES

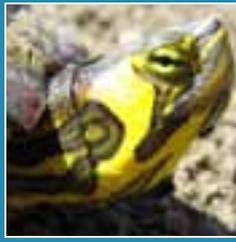
Aunque sería necesario realizar un estudio más exhaustivo y detallado que el nuestro para conocer la tendencia de la población de passeriformes exóticos en el entorno de Doñana, los resultados que se exponen en este artículo sugieren que, en efecto, la población de estas aves está aumentando dentro de esta región. Nuestro estudio resulta de gran interés, ya que nos ofrece información sobre la estructura de la comunidad de passeriformes exóticos del entorno de Doñana. Además, nuestros resultados también resultan interesantes por el hecho de haber capturado aves jóvenes de varias especies, lo que sugiere que dichas especies de passeriformes exóticos ya están prácticamente establecidas en esta región. Por lo tanto, futuras investigaciones deberían ir dirigidas a conocer los posibles efectos que puedan tener sobre la avifauna autóctona el hecho de que incrementen no sólo las poblaciones de passeriformes exóticos, sino también las poblaciones de otras aves exóticas en el área del entorno de Doñana.

AGRADECIMIENTOS

Queríamos dar las gracias a Oscar González Jarri, a Francisco Jamardo y a todos los miembros del Grupo Ornitológico Zamalla y del Grupo Ornitológico del Sur por la ayuda prestada durante la realización de las tareas de campo. También queríamos dar las gracias a la Estación Biológica de Doñana por facilitarnos la realización de este estudio. Francisco Jamardo es el autor de todas las fotografías que aparecen en este artículo.

REFERENCIAS

- Costa, H. Lobo-Elias, G. y Farinha, J. C. 1997. Exotic birds in Portugal. *British Birds*, **90**: 562-568.
- Dunn, E. H. y Ralph, C. J. 2004. Use of mist nets as a tool for bird population monitoring. *Studies in Avian Biology*, **29**: 1-6.
- Eguchi, K. y Amano, H. E. 2004. Spread of exotic birds in Japan. *Ornithological Science*, **3**: 3-11.
- García, L.; Ibañez, F.; Garrido, H.; Arroyo, J. L. y Mañez, M. y Calderon, J. 2000. *Prontuario de las aves de Doñana*. Anuario Ornitológico de Doñana. **0**, Estación Biológica de Doñana y Ayuntamiento de Almonte, Almonte (Huelva).
- Karr, J. R., 1979. On the use of mist nets in the study of bird communities. *Inland Bird Banding*, **51**: 1-10.
- Moreira, J. M. y Montes, C. 2005. *Caracterización Ambiental de Humedales en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Murphy, M. T.; Pierce, A.; Shoen, J.; Murphy, K. L.; Campbell, J. A. y Hamilton, D. A. 2001. Population structure and habitat use by overwintering neotropical migrants on a remote oceanic island. *Biological Conservation*, **102**: 333-345.
- Navas, J. R. 2002. Las aves exóticas introducidas y naturalizadas en la Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, **4**: 191-202.
- Pinilla, J.; Frías, O.; Moreno-Opo, R.; Cómez-Manzaneque, A. y Hernández-Carrasquilla, F., 2003. Informe de actividades de la central de anillamiento de aves ICONA. Año 2002. *Ecología*, **17**: 207-288.
- Temple, S. A. 1992. Exotic birds: a growing problem with no easy solution. *Auk*, **109**: 395-397.



3

EXPERIENCIAS
DE CONTROL



3.1

[EXPERIENCIAS DE CONTROL]

EXPERIENCIAS DE CONTROL DEL EUCALIPTO EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

PALABRAS CLAVE

Guadamar, restauración fluvial, corredor ecológico, especie exótica, eucalipto.

RESUMEN

La rotura de la balsa minera de Aznalcóllar supuso un antes y un después para la porción de la Cuenca del río del Guadamar afectada por el vertido. Las márgenes del río fueron repobladas desde mediados del siglo XX con innumerables individuos de eucaliptos (*Eucalyptus sp*), como parte de una política generalizada en Andalucía de implantación de estos árboles alóctonos de rápido crecimiento, empleado tanto para su aprovechamiento maderero y de obtención de pulpa para la fabricación de papel, como para elemento significado en obras de ingeniería civil. Las actuaciones llevadas a cabo con objeto de remediar las condiciones ambientales tras el accidente minero tuvieron en este árbol un objetivo destacado, era preciso eliminar pies de árbol para favorecer la reimplantación de la vegetación riparia autóctona, pero al mismo tiempo era preciso atender a las necesidades de algunos elementos destacados de la avifauna local (rapaces) y minimizar el riesgo de desmantelamiento de los márgenes del río por efecto de los procesos erosivos.

ABSTRACT

The breakage of the mining raft of Aznalcóllar caused a before and after situation for the portion of Guadamar's river basin affected by the spill. The margins of the river had been reforested since the 50's with innumerable individuals of eucalyptus (*Eucalyptus sp*), as part of a generalized policy of implantation of these alien fast growing trees in Andalusia, used for wood exploitation, pulp extraction for the paper manufacture and as an element in civil engineer installations. The actions carried out to remedy the environmental conditions after the mining accident had in this tree an outstanding objective, it was necessary to eliminate tree feet to allow the native riparian vegetation to develop, but at the same time it was precise to take care of the needs of some prey birds and to diminish the risk of dismantling of the margins of the river by effect of the erosive processes.

EXPERIENCIAS DE CONTROL DEL EUCALIPTO EN EL CORREDOR VERDE DEL GUADIAMAR

José M^a Arenas Cabello y F. Carrascal Moreno

Oficina Técnica del Corredor Verde del Guadiamar. Consejería de Medio Ambiente
francisco.carrascal.ext@juntadeandalucia.es

EXPERIENCIA

Las plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus sp*) se han empleado con bastante profusión en las riberas del Guadiamar. Dentro de los terrenos afectados por el vertido minero de Aznalcóllar, que fueron objeto de restauración por el proyecto del *Corredor Verde del Guadiamar*, ocupaban amplias franjas de ribera especialmente en el tramo comprendido entre la mina y la Autovía A-49 (términos municipales de Olivares y Sanlúcar La Mayor).

Las plantaciones fueron realizadas a comienzos de los años 60 del siglo pasado por los agricultores de la zona con la finalidad de controlar las crecidas del río y establecer una barrera de protección para los cultivos, debido a la práctica eliminación de la vegetación natural de ribera por la presión agrícola y ganadera.

Esta situación se confirma en los fotogramas del vuelo americano de 1956, donde son escasos los enclaves de ribera con vegetación natural en este tramo. En el vuelo de 1981 se observa, ya con claridad, que las plantaciones de eucalipto forman una franja casi continua y de anchura variable sobre las márgenes del Guadiamar y su afluente el río Agrio. Las plantaciones ocupaban fundamentalmente los terrenos que conforman la terraza actual por la que discurre el lecho del río hasta el límite de ésta con la siguiente terraza. Esta es la zona más expuesta a las crecidas ordinarias, alcanzando superficies de mayor extensión sobre todo en las confluencias del Guadiamar con los afluentes de la margen derecha y en los meandros pronunciados, por constituir las zonas de mayor inestabilidad y de mayor incisión de la erosión fluvial.

Tras la retirada de lodos, cuando se emprenden los trabajos de restauración vegetal de los terrenos que conforman lo que hoy es el Corredor Verde, las plantaciones de eucaliptos ocupan en este tramo una superficie de casi 127 has.

Aunque la vegetación de ribera, se ha dicho, se encontraba casi ausente cuando se plantaron los eucaliptos, la introducción de esta especie no autóctona, caracterizada por su carácter competidor y una gran capacidad de dispersión en los ámbitos de ribera como el que nos ocupa, era un factor limitante para la capacidad de regeneración natural de las formaciones autóctonas de ribera, desplazando a álamos, fresnos y otras especies riparias.

En el proyecto de restauración del ámbito del río Guadiamar, para convertirlo en un auténtico corredor ecológico, se adoptó el principio de no intervenir de forma activa en las zonas inmediatas al cauce, dejando un espacio de libertad al río para que fuera el propio sistema fluvial el que recuperara de forma natural su equilibrio natural, actuando sólo de forma pasiva (eliminando los factores de tensión) para favorecer este proceso de autorregulación. Dentro de este concepto de restauración pasiva basada en la eliminación de los factores de tensión, en el verano de 2001 se llevó a cabo un proyecto específico de eliminación de las plantaciones de eucaliptos de las riberas del Guadiamar con el doble objetivo de evitar la competencia sobre el desarrollo espontáneo de la vegetación natural del cauce, para que –además– sirvieran de áreas fuente de expansión de la especie sobre las zonas altas que habían sido repobladas con especies autóctonas.

En cualquier caso, la situación de los suelos prácticamente desnudos después de las labores de limpieza de lodos y el alto riesgo de reactivación de los fenómenos erosivos en los taludes del cauce obligaban a adoptar ciertas cautelas a la hora de eliminar estas formaciones. Por ello, se establecieron los siguientes criterios de actuación:

- Dejar un cierto número de ejemplares de gran porte para que sirvieran de posaderos para aves hasta que la vegetación autóctona de ribera alcanzara un porte adecuado.
- Evitar el destocoado, procediendo sólo a la corta desde la base del fuste de los ejemplares arraigados tanto en los taludes del cauce como en el talud de la terraza, para no dejar desprotegidas las márgenes frente a la erosión.
- Destocoar para evitar el rebrote en las plantaciones asentadas sobre la plataforma de la terraza.

Tras la eliminación de las masas de eucalipto, se ha comprobado un importante desarrollo de la vegetación riparia compuesta principalmente por álamos, fresnos, sauces, acebuches, tamujos, zarzas, etc, una vez eliminada una fuente importante de competencia interespecífica.

De forma complementaria a este proyecto y dentro de la estrategia de favorecer los procesos de recolonización natural de la fauna terrestre en el Corredor Verde del Guadiamar, dada la escasa presencia de refugios naturales en la zona, las raíces del destocoado de estos eucaliptos se han aprovechado para la construcción de 70 refugios o vivares que se han dispuesto a lo largo del Corredor Verde en las zonas de contacto con áreas fuente, constituidas por formaciones bien conservadas de matorral y bosque mediterráneo situadas en las proximidades. Los trabajos de seguimiento ambiental están poniendo de manifiesto una recolonización efectiva de las principales especies de reptiles de la zona, al tiempo que se favorece la presencia de insectos y otros invertebrados propios de estos ecosistemas.

REFERENCIAS

Arenas, J. M.; Martínez, F. R.; Mora, A.; Montes, C. y Borja, F. 2003. *Ciencia y Restauración del Río Guadiamar*. PICOVER 1998-2002. Secretaría General Técnica. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Arenas, J. M.; Montes, C.; Borja, F. y Martínez, F. 2003. *Jornadas sobre la Restauración del Río Guadiamar después del vertido minero de Aznalcóllar. Resúmenes de Ponencias y Conclusiones*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Martínez, F.; Mora, A.; Sánchez, J. L.; Salas, J. M.; Cantero J. C.; Arenas, J. M. y Álvarez, F. 2003. *Corredor Verde del Guadiamar, del desastre ecológico a la declaración de un nuevo espacio natural protegido*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Montes, C.; Borja, F.; Arenas, J. M.; Fraile, P. y Moreira, J. M. 2000. *Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar*. PICOVER 1999-2002. Secretaría General Técnica. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Montes, C.; Serrano, J.; Álvarez, F. y Arenas, J. M. 2001. *Corredor Verde del Guadiamar*. Abril 1998–Abril 2001. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Varios. Abril 1999. *Comisión de coordinación para la recuperación de la cuenca del Guadiamar*. Administración General del Estado, Junta de Andalucía. Memoria de actuaciones. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Varios. Febrero 1999. *Informes científicos sobre el seguimiento del accidente de Aznalcóllar*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Varios. Junio de 1998. *Informes de Coopers y Lybrand sobre el seguimiento del accidente de Aznalcóllar*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

3.2

[EXPERIENCIAS DE CONTROL]

CONTROL DE UNA ESPECIE INVASORA: LA RATA NEGRA (*RATTUS RATTUS* EN LAS ISLAS CÍES (PARQUE NACIONAL DAS ILLAS ATLÁNTICAS)

PALABRAS CLAVE

Fauna Exótica Invasora, Islas.

RESUMEN

Se presentan los resultados de un programa de erradicación de *Rattus rattus* desarrollado en la Isla Cies en el Parque de Illas Atlánticas Nacional. Se estimó la tendencia de la población de ratas usando trampas de ballesta y trampas de vivo y se obtuvo un índice de 2,6 capturas/100 trampas-noche. Varios rodenticidas se estudió definir el mejor método de erradicación. En 2000, se prepararon unas estaciones con trampas que usaban pellets de bromadiolone 0,005% como cebo en contenedores plástico y se midió el consumo del cebo y el éxito del control. El consumo de cebo cayó de 0,76 a 0,46 después de dos pulsos. El manejo se realizó con un riesgo muy bajo para la fauna del no-objeto.

ABSTRACT

We show the results of an eradication program of *Rattus rattus* developed in the Cies Island (Illas Atlánticas Nacional Park). Rat population trends were estimated by snap traps and alive traps and a trapping index of 2,6 captures/100 traps-night was observed. Several rodenticides were studied in order to define the best eradication method. In 2000, we set pelleted bromadiolone 0,005% bait into plastic containers as baiting stations and measured the consumption bait and control success. Bait consumption fall from 0,76 to 0,46 after two pulsed. Management occurred with a very low risk for non-target fauna.

CONTROL DE UNA ESPECIE INVASORA: LA RATA NEGRA (*RATTUS RATTUS* EN LAS ISLAS CÍES (PARQUE NACIONAL DAS ILLAS ATLÁNTICAS)

Francisco Carro¹; Schmalenberger, H. P.²; Rodríguez, A. y Soriguer, R. C.¹

Estación Biológica de Doñana. Sevilla¹.

XESTEC, Santiago de Compostela².

Área de Ecología, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela

INTRODUCCIÓN

A escala mundial, es ampliamente conocido que las especies comensales del género *Rattus*, causan numerosos problemas tanto en el medio agrícola como en el medio natural (Atkinson 1977). En España, se conocen los daños ocasionados en los cultivos de naranjos (Faus, 1992) o sobre los nidos de aves coloniales en las vetas de la marisma del Parque Nacional de Doñana (informes de la RBD y Soriguer, com. pers.). En medios isleños, esta problemática se acentúa debido a la fragilidad de estos ecosistemas. Este es el caso de *Rattus rattus* en las Islas Cíes (Carro *et al.*, 2000); en el archipiélago de Cabrera (Orueta *et al.*, 2005) o en las islas Canarias donde las especies invasoras amenazan gravemente a la fauna endémica (Rodríguez, 1999).

Las perturbaciones de esta especie exótica en la Islas Cíes sobre las colonias de aves marinas hicieron que la administración del Parque incorporara, entre sus objetivos de conservación y gestión del área, la reducción de las poblaciones de rata negra con el fin de garantizar la diversidad biológica del Parque, mediante el control combinado de sustancias tóxicas y capturas, dentro de un programa de manejo integrado.

Para que una campaña de control de roedores tenga éxito, es imprescindible el seguimiento de una serie de pautas:

- Las actuaciones a llevar a cabo deben estar basadas en sólidos conocimientos técnicos y científicos.
- Identificación de la/s especie/s causantes del problema, en nuestro caso la rata negra (*Rattus rattus*).
- Delimitación del problema y superficie afectada.
- Desarrollo de un plan de actuaciones, basados en unas investigaciones de base que contemplen los diferentes aspectos de su biología, ecología, comportamiento, fisiología y si procede, de su resistencia genética a los tóxicos.

METODOLOGÍA

En primer lugar se inventarió la fauna de mamíferos, aves y reptiles presentes en la Isla y que pudieran ser sensibles a los tóxicos que se iban a aplicar.

Se evaluó el nivel de infestación por rata negra a principios de junio de 2000 empleando un índice de abundancia basado en el esfuerzo de trapeo (nº de animales capturados por cada 100 trampas colocadas) (Humbert, 1968). Se colocaron un total de 613 trampas noche (445 trampas de ballesta y 168 trampas de vivo).

Como rodenticida de control de la población se ha empleado la Bromadiolona a concentración: 0.005%. El tóxico se distribuyó de manera uniforme, a intervalos de 15 m en toda el área a tratar. Se evaluó el consumo (%) como el número de gramos de rodenticida consumido/número de gramos de rodenticida puesto. A medida que la población de ratas disminuye este índice también lo hace, hasta alcanzar el valor 0 cuando no hay consumo.

Los cebos fueron emplazados en contenedores y revisados cada 2 semanas reemplazando los cebos consumidos por otros nuevos.

ÁREA DE ESTUDIO

El archipiélago de las Islas Cíes está enclavado en el Subsector Miñense del Sector Galaico-Portugués (Provincia Cántabro-Atlántica, Superprovincia Atlántica de la Región Eurosiberiana) (Rivas-Martínez, 1987).

La vegetación actual de las Islas Cíes está dominada por cultivos forestales, bajo los cuales sobreviven especies típicas del sotobosque de los robledales acidófilos (*Ruscus aculeatus* L., *Tamus communis* L.) y por tojales aerohalófilos de la asociación *Cisto salvifolii-Ulicetum humilis* Br.-Bl. (Rozeira y P. Silva, 1964).

RESULTADOS

Se constató la presencia de 6 especies de mamíferos terrestres: erizo europeo (*Erinaceus europaeus*), musaraña gris (*Crocidura russula*); gato asilvestrado (*Felis catus*), nutria paleártica (*Lutra lutra*); rata negra (*Rattus rattus*), ratón casero (*Mus domesticus*) y conejo (*Oryctolagus cuniculus*).

Se capturaron un total de 20 ratas, 15 capturas en trampas de ballesta y 5 en trampas de vivo. El índice de capturabilidad medio en las zonas de captura fue de 2,6%, rango (0-6,9).

El índice de consumo medio en el cebado inicial fue de 0,76 rango (0-1). El índice de consumo medio en el segundo cebado disminuye a 0,46.

DISCUSIÓN

Entre las especies susceptibles de verse afectadas por el rodenticida, la musaraña común es una especie que no se ve afectada por el control mediante sustancias químicas (Pascal *et al.*, 1996). Los conejos no tienen acceso al veneno. Si podrían ocurrir envenenamientos del ratón doméstico y envenenamientos secundarios de gatos domésticos y erizos por el consumo de ratas envenenadas. Otras especies que podrían verse

**CONTROL DE UNA ESPECIE INVASORA: LA RATA NEGRA (*RATTUS RATTUS*)
EN LAS ISLAS CÍES (PARQUE NACIONAL DAS ILLAS ATLÁNTICAS).
Francisco Carro, Schmalenberger, H. P., Rodríguez, A. y Soriguer, R. C.**

indirectamente afectadas son el busardo ratonero (*Buteo buteo*) y el azor (*Accipiter gentilis*). Sin embargo, el seguimiento continuado de los adultos y juveniles en los nidos sugiere que no se ven afectados.

El índice de capturabilidad es bajo (2.6%) si lo comparamos con el índice obtenido en el mismo mes en 1998 en otra zona de las Cíes que fue de 6.5%. La Ld_{50} (dosis letal para acabar con el 50% de la población) de la bromadiolona es 25 g/kg de peso. En ausencia de datos sobre la sensibilidad insular, un primer cálculo consiste en interpolar la LD_{100} que es 50 g/kg. El peso medio de las rata negra de machos y hembras en las Islas Cíes es de 175 gr de peso (Carro *et al.*, 2000), por lo que 60.930 g de rodenticida son capaces de eliminar, teóricamente, 1219 kg de roedores o su equivalente de 6.964 ratas. No hay datos específicos de peso medio de cebo consumido por una rata en las Islas, pero si consideramos los valores aproximados de 25 g por rata adulta (Pascal *et al.*, 1996), con una sola ingestión ya alcanzaría las dosis de anticoagulantes letales para eliminar casi tres ratas. Sin embargo si la muerte no se produce hasta los 5 días una sola rata, en su territorio, puede consumir 125 g de rodenticida antes de morir por lo que el número teórico de ratas envenenables sería mucho menor de 487 ratas.

La elección del tipo de veneno varía en función de la especie, y en función de características genéticas que les pueden otorgar resistencia frente a sustancias tóxicas. Sería por lo tanto conveniente hacer pruebas en laboratorio y de campo de la resistencia de las ratas frente a los diferentes venenos que se quieren emplear para probar su toxicidad.

Todo lo expuesto anteriormente refuerza, que el éxito de un plan de erradicación sobre especies exóticas, pasa por un estudio del impacto sobre otras especies y siguiendo un plan previo de actuación.

La reducción del índice de consumo de rodenticida con respecto al cebado inicial de 0,76 a 0,46, este resultado sugiere que la población ha disminuido a nivel global en su conjunto. Este hecho junto con que no se halla detectado ningún envenenamiento en especies de depredadores isleños sugieren el éxito de la campaña.

Finalmente queremos hacer constar que habría sido necesaria una campaña de captura post-envenenamiento con el fin de cuantificar la disminución de la población por efecto del rodenticida, pero esta práctica no está contemplada en los planes habituales de control de plagas que encarecen considerablemente los presupuestos, pero en el caso de áreas sensibles como los Parques, creemos que es necesario en la medida que es una herramienta de cuantificación que nos permite dar unas conclusiones definitivas (Soriguer y López, 1989).

REFERENCIAS

- Atkinson, I. A. E. 1977. A reassessment of factors, particularly *Rattus rattus* L., that influence the decline of endemic forest birds in the Hawaiian Islands. *Pacific Science*, **31**: 109-33.
- Carro, F.; Schmalenberger, H. P y Rodríguez, A. 2000. *Dinámica poblacional de la rata negra (Rattus rattus) en las Islas Cíes. Bases para su gestión*. Informe inédito. Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.
- Faus, F. V. 1992. La problemática de los roedores comensales en la Vega Baja del río Segura (Alicante) *Mediterranea*, 79-102.
- Humbert, R. P. 1968. *The growing of sugar cane*. Elsevier Publishing Co. Amsterdam.
- Moors, P. J. 1985. Eradication campaigns against *Rattus norvegicus* on the Noises Islands, New Zealand, using brodifacoum and 1980. *Conservation of Islands Birds. ICBP Technical publication 3*: 143-155.
- Orueta F. J.; Aranda, Y.; Gómez, T.; Tapia, G. G. y Sánchez-Moral, L. 2005. Successful eradications of invasive rodents from a small island through pulsed baiting inside covered stations. *Biological Invasions*, **7** (1): 141-147.
- Pascal, M.; Siorat, F.; Cosson, J. F. y Burin des Roziers, H. 1996. Éradication de populations insulaires de surmulots. Archipel des Sept-Îles- Archipel de Cancale: Bretagne, France. *Vie Milieu*, 267-283.
- Rivas-Martínez, S. 1987. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España 1*: 400.000. Serie Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Rodríguez, J. L. 1999. Vertebrados introducidos: una amenaza para la biodiversidad. *Medio Ambiente Canarias*, **12**.
- Soriguer R. C. y López M. 1989) Estudio de una población de ratones *Mus musculus* L. III. Efecto de un rodenticida en la estructura poblacional y en la evolución numérica. *Studia Oecológica*, **6**: 395-402.

**CONTROL DE UNA ESPECIE INVASORA: LA RATA NEGRA (*RATTUS RATTUS*)
EN LAS ISLAS CÍES (PARQUE NACIONAL DAS ILLAS ATLÁNTICAS.
Francisco Carro, Schmalenberger, H. P., Rodríguez, A. y Soriguer, R. C.**

3.3

[EXPERIENCIAS DE CONTROL]

GESTIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA, ANDALUCÍA (ESPAÑA)

PALABRAS CLAVE

Especies Invasoras, Doñana, gestión, erradicación de plantas exóticas.

RESUMEN

La presencia de especies exóticas invasoras en el Parque Nacional de Doñana (SO de España) es una de las actuales amenazas para el mantenimiento de sus comunidades nativas y la biodiversidad natural de este espacio natural protegido. El control de plantas invasoras data de 1980, en que la Administración del Parque comenzó las actuaciones de eliminación de las especies sudafricanas *Gomphocarpus fruticosus* y *Carpobrotus edulis*, y se ha completado desde entonces con la progresiva puesta en marcha de medidas de detección, control y erradicación de otras especies, como *Eucaliptus* spp., *Datura stramonium*, *Nicotiana glauca*, *Asclepias curassavica* o *Ipomoea imperati*. Los métodos empleados son la extracción manual o mecánica de los ejemplares. La reciente introducción del helecho acuático invasor *Azolla filiculoides* en la marisma del Parque Nacional podría causar serios impactos a las especies autóctonas y procesos ecológicos de los hábitats acuáticos que coloniza. Para evaluar estos impactos, evitar su expansión y prevenir nuevas introducciones, se ha puesto en marcha un estudio sobre estos aspectos, además del seguimiento de la especie.

Asimismo se están aplicando medidas de control del Galápago de Florida (*Trachemys scripta elegans*), reptil introducido en algunas lagunas y arroyos de agua dulce del Parque Nacional

ABSTRACT

The presence of exotic animals and plants species in Doñana's National Park (SW Spain) is one of the present threats to native communities and natural biodiversity in this natural protected area. A control program for prevention and eradication of invasive plants is running since 1980, when the Park's Administration began to control the South African species *Gomphocarpus fruticosus* and *Carpobrotus edulis*. This program has been improved in the last years. At present some other introduced plants are being controlled, such as *Eucalyptus* spp., *Datura stramonium*, *Nicotiana glauca*, *Asclepias curassavica* and *Ipomoea imperati*, using manual and mechanical methods. The recent introduction of the aquatic weed *Azolla filiculoides* in the marshland of Doñana may cause serious impacts to the indigenous plants and to the marshes's ecology. In order to evaluate these impacts and assess the early detection of new introductions, the Park is implementing a monitoring program.

Control measures are also being implemented for the eradication of the Red-eared Slider (*Trachemys scripta elegans*), an introduced reptile present in some fresh-water lagoons in the National Park.

GESTIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA, ANDALUCÍA (ESPAÑA)

M^a Dolores Cobo García

Parque Nacional de Doñana. Centro Administrativo El Acebuche. Huelva
lcoco@caprimma.es

INTRODUCCIÓN

La introducción de especies exóticas invasoras es uno de los principales problemas al que se enfrentan en la actualidad los gestores de los espacios naturales protegidos. El Parque Nacional de Doñana no está ajeno a este fenómeno generalizado de expansión de especies alóctonas que, bien por vías naturales (cursos de agua, migraciones animales,) o a través de la intervención humana directa (antiguas plantaciones forestales, uso ornamental en el entorno, suelta de mascotas, etc), penetran en este espacio con el consiguiente riesgo de alteración de sus comunidades naturales. Las especies autóctonas pueden verse afectadas por competencia, hibridación o predación, dando lugar a la pérdida de biodiversidad en estos ecosistemas únicos cuya protección es precisamente el objetivo principal de la declaración de los espacios protegidos.

Una de las líneas actuales en la gestión del medio natural en el Parque Nacional de Doñana es la encaminada a la detección, control y erradicación de especies exóticas invasoras.

CONTROL DE PLANTAS INVASORAS

En cuanto a las especies vegetales, un cierto número de ellas están ya naturalizadas en Doñana y su entorno, y por tanto completamente integradas en los ecosistemas nativos, por lo que su eliminación resulta inviable, o cuanto menos cuestionable, en la actualidad (Tabla 1).

Otras plantas introducidas son, en cambio, objeto de actuaciones de control y en el mejor de los casos, eliminación (Tabla 2). Las primeras actuaciones de erradicación en el Parque Nacional tuvieron lugar en la década de los 80. Por una parte, la aparición en el sur del Parque del árbol de la seda (*Gomphocarpus fruticosus*), planta de origen surafricano naturalizada en todo el área mediterránea (fue importada para la

explotación textil de la “seda” de sus semillas) dió lugar al ensayo de un método de control por arranque manual (Granados y García Novo, 1983), que ha sido aplicado desde entonces por la Administración del Parque Nacional. Anualmente se eliminan todos los pies que aparecen en la zona de Marismillas, única finca del Parque donde se encuentra esta especie, habiéndose logrado de esta forma el control de su expansión.

TABLA 1. Algunas de las especies naturalizadas en el Parque Nacional de Doñana y su entorno

FAMILIA	ESPECIE
<i>Amaranthaceae</i>	<i>Amaranthus deflexus</i> L.
<i>Aizoaceae</i>	<i>Mesembryanthemum crystallinum</i> L.
<i>Compositae</i>	<i>Arctotheca calendula</i> (L.) Levyns
<i>Compositae</i>	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronq.
<i>Compositae</i>	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronq.
<i>Compositae</i>	<i>Cotula coronopifolia</i> L.
<i>Compositae</i>	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.
<i>Compositae</i>	<i>Gnaphalium subfalcata</i> (Cabrera) Cabrera
<i>Compositae</i>	<i>Gymnostyles stolonifera</i> (Brot.) Tutin
<i>Cruciferae</i>	<i>Coronopus didymus</i> (L.) Sm.
<i>Elatinaceae</i>	<i>Bergia capensis</i> L.
<i>Gramineae</i>	<i>Arundo donax</i> L.
<i>Gramineae</i>	<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx.) Scribner
<i>Gramineae</i>	<i>Spartina densiflora</i> Brong
<i>Oxalidaceae</i>	<i>Oxalis pes-caprae</i> L.
<i>Tamaricaceae</i>	<i>Tamarix parviflora</i> DC.

Autores: Cobo García D.; García Murillo, P. y Sánchez Gullón, E

TABLA 2. Plantas invasoras del Parque Nacional de Doñana objeto de actuaciones de control

ESPECIE	FAMILIA	ORIGEN	MÉTODO DE CONTROL
<i>Acacia</i> sp. pl.	<i>Mimosaceae</i>	Africa	Tala y destocoado
<i>Eucalyptus</i> sp. pl.*	<i>Myrtaceae</i>	Australia	Tala y destocoado
<i>Gomphocarpus fruticosus</i> (L.) Aiton Fil.	<i>Asclepiadaceae</i>	Sudáfrica	Arranque manual
<i>Asclepias curassavica</i>	<i>Asclepiadaceae</i>	América	Arranque manual
<i>Carpobrotus edulis</i> (L.) N. E. Br.	<i>Aizoaceae</i>	Sudáfrica	Arranque manual
<i>Datura stramonium</i> L.	<i>Solanaceae</i>	América Tropical	Arranque manual
<i>Nicotiana glauca</i> R. C. Gmelin	<i>Solanaceae</i>	América	Arranque mecánico
<i>Xanthium strumarium</i> L.	<i>Compositae</i>	Sudamérica	Arranque manual, desbroces
<i>Guizotia abyssinica</i> (L. fil.) Cass.	<i>Compositae</i>	Sudáfrica	Arranque manual
<i>Oenothera drummondii</i> Hook	<i>Onagraceae</i>	Norteamérica	Arranque manual
<i>Ipomoea imperati</i> (Vahl) Griseb.	<i>Convolvulaceae</i>	América	Arranque manual
<i>Yucca</i> sp.pl. L.	<i>Agavaceae</i>	América	Arranque manual
<i>Agave americana</i> L.	<i>Agavaceae</i>	América	Arranque manual
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	<i>Azollaceae</i>	América	En estudio

* *E. gobulus* Labill. and *E. camaldulensis* Dehn

** *A. dealbata* Link, *A. melanoxylon* R. Br, *A. longifolia* (Andrews) Willd

Igualmente en los años 80 comenzó la erradicación de las grandes masas de eucaliptos (*Eucalyptus globulus* y *E. camaldulensis*) que ocupaban más de 2500 ha en el noroeste del Parque, procedentes de las masivas plantaciones realizadas a partir de los años 40-50 en la comarca. Entre los años 1998-2001 se intensificó de forma progresiva la eliminación de estas formaciones, que aún continúa en la actualidad, mediante el método de destocoado por arranque selectivo y posterior quema y eliminación de restos, para evitar el rebrote. En la actualidad quedan únicamente 192 hectáreas de eucaliptal por eliminar en la Finca El Lobo, de titularidad privada, y algunas masas dispersas, principalmente en la Zona de Protección del Arroyo de la Rocina. Permanecen asimismo pequeños rodales dispersos (grupos de 4 ó 5 árboles) que no han sido eliminados por ser utilizados por distintas especies de aves rapaces para la nidificación.

En los terrenos destocoados se llevan a cabo actuaciones de restauración ambiental y repoblaciones con especies autóctonas, así como la eliminación periódica de los pies procedentes de rebrotes y semillas.

Además de los eucaliptos y el árbol de la seda, se encuentran en Doñana otras plantas exóticas, la mayor parte terrestres y un helecho acuático, que son igualmente objeto de seguimiento y control y, cuando ello es posible, de erradicación. La mayoría son especies herbáceas o arbustivas procedentes del sur de África y América, que se encuentran naturalizadas en muchos puntos del globo.

Algunas son especies de interés forestal u ornamental, como las acacias o mimosas (*Acacia spp.*) y la "uña de gato" (*Carpobrotus edulis*). Las primeras proceden de la cercana urbanización de Matalascañas o fueron plantadas como cortavientos en las carreteras próximas. La uña de gato es una resistente hierba perenne originaria de Sudáfrica, frecuentemente plantada como ornamental y fijadora de taludes arenosos, que aparece en las primeras dunas móviles del Parque, alrededor de antiguas casetas de pescadores.

También en el sistema dunar, junto a las formaciones del amenazado enebro costero (*Juniperus oxycedrus subsp. macrocarpa*), fué localizada en 1994 la "hierba del asno" (*Oenothera drummondii*), onagrácea originaria de América del sur, probablemente procedente de la costa de Cádiz, donde está ya naturalizada. Mediante el arranque manual de los ejemplares efectuado desde entonces se ha conseguido erradicar la especie, no hallándose ningún ejemplar desde 2002 en el Parque Nacional.

Otro grupo de especies corresponde a plantas nitrófilas asociadas a zonas degradadas de los suelos arenosos, próximas a asentamientos humanos y/o frecuentados por el ganado. Entre ellas se encuentran el estramonio (*Datura stramonium*), el gandul o tabaco moruno (*Nicotiana glauca*) y *Asclepias curassavica*, de las que se eliminan cada año los escasos ejemplares que aparecen en el Parque.

La compuesta nitrófila *Xanthium strumarium* (erizo o arrancamoños), que coloniza suelos arenosos al norte del Parque, resulta de difícil erradicación por los aportes continuos de semillas a través de los arroyos que vierten sus aguas en esta zona.

Otras especies de las que se eliminan ejemplares dispersos son las yucas (*Yucca spp.*), pitas (*Agave americana*) y el ricino (*Ricinus communis*).

En todos los casos la eliminación se lleva a cabo con métodos mecánicos, descartándose los métodos químicos o biológicos, más dañinos y potencialmente impactantes y por tanto menos acordes con los criterios de conservación en el Parque Nacional. Normalmente la extracción se lleva a cabo de forma manual (a excepción de los eucaliptos ya mencionados y algunos pies de acacias de gran porte, en los que se precisa apoyo de maquinaria), y las plantas extraídas son retiradas del medio, transportándolas a vertederos autorizados o procediendo a su incineración controlada. El resultado de estas tareas está siendo en general efectiva y se ha conseguido frenar la expansión de las especies, aunque esta forma "artesanal" resulte más lenta y costosa que otros métodos menos selectivos y respetuosos con el entorno.

En las tareas de detección y control intervienen tanto personal del Parque Nacional (Área de conservación, guardería, cuadrillas de peones), como personal contratado mediante propuestas específicas. Así, desde el año 2002 se cuenta con personal específico dedicado exclusivamente a este trabajo, a cargo del "Programa de control y erradicación de especies exóticas de flora y fauna en el Parque Nacional de Doñana", encargado a la empresa Tragsa, en el que se enmarcan estas actuaciones coordinadas por los técnicos del Parque Nacional. También se cuenta con la colaboración de grupos de voluntarios ambientales a través de diversos programas, como un Convenio con SEO/Birdlife o Campos de voluntariado organizados por el Parque Nacional y la Junta de Andalucía.

La reciente introducción del helecho acuático invasor *Azolla filiculoides* en la marisma de Doñana (Cobo et al., 2002; Cobo et al., 2003) constituye un nuevo riesgo para el mantenimiento de la biodiversidad en los hábitats que coloniza.

Técnicos y Guardería del Parque Nacional y la Estación Biológica de Doñana han realizado el seguimiento de la expansión de esta especie desde su aparición en 2001, sin que por el momento se pueda aplicar un método de control efectivo (el uso de herbicidas o el biocontrol a través de insectos consumidores implican riesgos demasiado elevados). En noviembre de 2005 se firmó el Convenio Específico de Colaboración entre el Organismo Autónomo de Parques Nacionales y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas para el Estudio y Control del helecho acuático invasor *Azolla filiculoides* en los humedales del Parque Nacional de Doñana", con una duración de 36 meses.

El objetivo de este Convenio, que cuenta con investigadores especialistas en plantas acuáticas del Real Jardín Botánico de Madrid es la evaluación de las consecuencias ecológicas de esta invasión y su dinámica y evolución en el tiempo, para finalmente concretar las actuaciones que puedan realizarse para el control de esta especie.

CONTROL DEL GALÁPAGO DE FLORIDA

(*Trachemys scripta elegans*)

En cuanto a las especies animales, actualmente se están desarrollando actuaciones de control del galápago de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en la laguna del Acebuche y el Arroyo de la Rocina, mediante la instalación de asoleaderos de corcho, nasas y trampas de captura y recogida de ejemplares en tierra en época de puesta (Foto 1). Durante el año 2005 se intensificaron las capturas de esta especie en la Laguna del Acebuche, al ponerse a punto una nueva trampa–asoleadero de activación manual), diseñada por personal del equipo de conservación (Robles, 2005) cuya efectividad ha permitido aumentar considerablemente el número de individuos capturados respecto a años anteriores. (Foto 2)

En concreto en el 2005 se capturaron con éste método 84 ejemplares, entre los meses de mayo y julio. Además se emplearon otros métodos de captura complementarios, como la recogida a mano de hembras que salen al borde de la laguna para realizar la puesta, y nasas cangrejeras en verano, siendo el total de ejemplares capturados por los distintos métodos en 2005 de 89 ejemplares. La planificación y desarrollo de las actividades de control se han realizado en estrecha colaboración con el equipo de la Estación Biológica de Doñana responsable del proyecto "Bases científicas para la elaboración de un programa de erradicación de galápagos exóticos introducidos en el medio natural" (Díaz Paniagua et al., 2005), fruto a su vez de un convenio entre el CSIC y la Consejería de Medio Ambiente.

Según datos recogidos en la memoria final de este proyecto, (Díaz Paniagua y col., Nov. 2005), el número de ejemplares de *Trachemys s. elegans* extraídos entre 2000 y 2005 en la laguna del Acebuche asciende

a 231. El número de individuos extraídos en 2005 con la nueva trampa diseñada (84), representan por tanto un 36,4% de los totales capturados por distintos métodos en los cinco años, lo que muestra la efectividad de la misma.

MACROCRUSTÁCEOS EXÓTICOS

El "Convenio de colaboración entre OAPN y CSIC para el diseño y puesta a punto de un programa de seguimiento de procesos y recursos naturales" incluye muestreos de Cangrejo Rojo Americano (*Procambarus clarkii*) y protocolos de detección precoz de otros organismos invasores como el Cangrejo Mitón Chino (*Eriocheir sinensis*), citado en el entorno del Parque Nacional.

Además de las actuaciones de gestión mencionadas, la sensibilización y concienciación pública y la coordinación entre Administraciones se consideran medios primordiales en la prevención y el control de la expansión de especies exóticas en nuestros hábitats naturales.

REFERENCIAS

Cobo, M. D.; Sánchez Gullón, E. y García Murillo, P. (2002) Flora y Vegetación. In *García Canseco et al. Parque Nacional de Doñana*. Canseco Editores SL. Talavera de la Reina. Pp. 108-174.

Cobo, M. D.; Sánchez Gullón, E. y García Murillo, P. (2003). Datos acerca de la Presencia y Gestión de especies invasoras y xenófitas en un espacio europeo paradigmático. In *Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas invasoras en España*. Libro de resúmenes del I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. G. E. I. Serie Técnica N. 1.

Granados Corona, M. y García Novo, F. (1983) Ensayo de control de la Mata de Seda, *Gomphocarpus fruticosus* (L.) Aiton fil. en el Parque Nacional de Doñana. *Bol. Est. Cent. Ecol.*, **12** (23): 43-50.

Díaz Paniagua, C.; Pérez Santigosa, N.; Hidalgo Vila, J. y Porthault, A. (2005). Bases científicas para la elaboración de un programa de erradicación de galápagos exóticos introducidos en el medionatural. *Convenio CSIC/Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Memoria Final*.

Robles, F. (2005). Resultados de la campaña de captura de Galápagos de Florida (*Trachemys scripta elegans*) con trampa sumergida de operación manual en la Laguna de El Acebuche (Parque Nacional de Doñana). Informe año 2005. *Memoria Anual de Actividades y Resultados. Parque Nacional de Doñana*. En preparación.

3.4

[EXPERIENCIAS DE CONTROL]

EXPERIENCIAS DE CONTROL DE GALÁPAGOS EXÓTICOS

PALABRAS CLAVE

Trachemys scripta elegans, erradicación, métodos captura, galápagos invasores.

RESUMEN

Los galápagos exóticos se encuentran actualmente extendidos por toda España, donde se describen además poblaciones naturalizadas. Los programas dirigidos a su control y erradicación deben incluir: 1) Vigilancia de medios acuáticos para la detección inmediata de individuos; 2) Extracción de ejemplares del medio natural; 3) Colocación de carteles que adviertan sobre la prohibición de liberación de galápagos exóticos en hábitats naturales; 4) Proporcionar a los propietarios una alternativa para desprenderse de su mascota mediante programas de acogida en estanques controlados; 5) Difusión de la problemática asociada a las especies exóticas.

ABSTRACT

Exotic aquatic turtles are now widely distributed in Spain, and successful reproduction has been reported for some populations. Programs for the control of exotic aquatic turtles should include: 1) Monitoring for early detection of individuals in aquatic habitats; 2) Removal of exotic individuals from the field; 3) Placing notices around ponds and other aquatic habitats about the legal prohibition of releasing exotic turtles in natural habitats; 4) Providing locations where owners can release their pet turtles, but where individuals will not be able to escape or reproduce (within collection programs); 5) Developing programs that make people aware of the problems related with exotic species.

EXPERIENCIAS DE CONTROL DE GALÁPAGOS EXÓTICOS

Carmen Díaz-Paniagua; N. Pérez-Santigosa; J. Hidalgo-Vila;
A. Portheault; X. Ruiz; A. Marco y A. C. Andreu

Estación Biológica de Doñana (CSIC)
poli@ebd.csic.es

INTRODUCCIÓN

Desde 1983, y especialmente entre 1991 y 1998, las crías de galápagos exóticos se han vendido masivamente en las tiendas de animales de España (Barquero, 2001), siendo el galápagos de orejas rojas o tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) la especie más comercializada. En 1998, se prohibió la importación de este galápagos a los países de la Unión Europea, por lo que en la actualidad el comercio de animales ha sesgado la venta hacia otros galápagos–mascotas (Tabla 1). Paradójicamente, una de las mascotas que actualmente se vende más es *Trachemys scripta scripta* que pertenece a la misma especie que el galápagos prohibido.

A través de encuestas realizadas a niños entre 8 y 10 años, hemos detectado que un 55% de ellos tiene (o ha tenido) como mascota un galápagos exótico. Muchos de estos animales son liberados por sus dueños en el medio natural, y su presencia se detecta en la actualidad en un gran número de localidades extendidas por toda España (Pleguezuelos, 2002).

El galápagos exótico cuya presencia está actualmente más extendida es *Trachemys scripta elegans*, para el cual se ha descrito su capacidad de reproducirse en la naturaleza (Martínez Silvestre *et al.*, 2001; Mas y Perelló 2001; Mingot *et al.*, 2003). Desde el año 2000 al 2005 hemos realizado un estudio en dos poblaciones naturalizadas de esta especie en la provincia de Huelva. En ellas hemos contabilizado un gran número de individuos adultos y crías, se ha detectado su éxito reproductivo (Andreu *et al.*, 2003) y hemos comprobado la efectividad de distintos métodos de extracción y detección.

La mayoría de los puntos donde se localizan galápagos exóticos, suelen ser medios acuáticos de carácter permanente en los que se detecta también la presencia de las especies autóctonas de galápagos (el galápagos leproso, *Mauremys leprosa*, y el galápagos europeo, *Emys orbicularis*), tienen notable afluencia de público, y están próximos a núcleos urbanos. Es necesario señalar que aunque la presencia de estos galápagos en

la naturaleza se detecta con mayor frecuencia, la detección de poblaciones naturalizadas es escasa, pues de un total de 15 puntos (sobre 120 muestreados) en los que se han observado galápagos exóticos en las provincias de Sevilla y Huelva, sólo en cuatro de ellos se localizaron poblaciones reproductoras.

TABLA 1. Especies de galápagos que se venden habitualmente como mascotas en Andalucía

Nombre común	Especie	Situación actual de su comercio	Presencia en el medio natural
Tortuga de Florida (Galápagos orejas rojas)	<i>Trachemys scripta elegans</i>	Prohibida su importación	Poblaciones naturalizadas en libertad
Galápagos orejas amarillas	<i>Trachemys scripta scripta</i>	Frecuente en tiendas de animales	Se observan individuos en la naturaleza, parques y jardines
Tortuga mapa o falsa mapa	<i>Graptemys kohnii</i> <i>Graptemys pseudogeographica</i>	Frecuente en tiendas de animales	Se observan individuos en la naturaleza y parques
Cooter–tortugas de río	<i>Pseudemys nelsoni</i>	Frecuente en tiendas de animales	Se observan individuos en la naturaleza y parques

Los galápagos de Florida compiten con las especies autóctonas (Cadi y Joly, 2003; 2004), teniendo una alimentación generalista (Parmenter y Avery, 1990, Marco *et al.*, 2003) y mayor tasa reproductiva y potencial reproductivo anual que aquéllas con las que convive (Andreu *et al.*, 2003). Sin embargo, como es característico en quelonios, no son especies de rápido establecimiento y dispersión, sino que en general se caracterizan por su tardía edad de madurez y moderada inversión en reproducción (Wilbur y Morin, 1988). Por ello, consideramos que es factible y debe realizarse en la actualidad la extracción de individuos en la naturaleza, con el fin de evitar así el establecimiento de poblaciones naturalizadas y la competencia con las especies autóctonas.

En los últimos años hemos comprobado la eficacia de distintos métodos de detección y captura de galápagos exóticos. Basándonos en los resultados obtenidos, consideramos que un programa de erradicación y control de galápagos exóticos debe incluir:

1. Vigilancia y detección inmediata

Como método de detección de los galápagos exóticos, y en particular de *Trachemys scripta*, destacan por su eficacia las plataformas de asoleamiento. Esta especie muestra una enorme tendencia a subirse a lugares próximos al agua que le permitan tomar el sol el mayor tiempo posible. La colocación, en zonas abiertas de las lagunas, de planchas de corcho tiene una enorme efectividad, pues permite la detección inmediata de los galápagos exóticos. Esta técnica debe ser utilizada como método de vigilancia en lugares de especial interés (lugares con habitual afluencia de público o lugares de alto nivel de protección), donde la detección inmediata permitiría abordar la extracción de ejemplares antes de que se produzca el establecimiento de una población naturalizada. Estas plataformas permiten además controlar la efectividad de los métodos de erradicación, pues confirman si continúan existiendo galápagos en el medio, y además contribuye a localizarlos en lagunas de grandes dimensiones.

2. Extracción de ejemplares

Dependiendo del número de ejemplares detectados en un medio, se puede plantear la extracción según distintos métodos.

- Captura de individuos en tierra: En poblaciones reproductoras, un método muy efectivo consiste en realizar paseos frecuentes por los alrededores de la laguna, con lo que se intercepta a las hembras que salen a poner sus huevos o vuelven a la laguna tras realizar la puesta. Se debe realizar durante la época de puesta, que se ha detectado entre abril y julio (inclusives), especialmente entre las 9 y 16 horas.
- Captura con trampas: Las trampas que se utilizan habitualmente con efectividad para la captura de galápagos autóctonos son las nasas cangrejas, aunque para los galápagos exóticos se detecta mucha menor eficacia, pues incluso pueden escaparse de ellas. Sin embargo, cuando el trapeo se realiza en épocas de bajo nivel de agua en las lagunas, normalmente en los meses de verano, y revisándolas con relativa frecuencia a lo largo del día, se puede obtener un alto éxito de captura con estas nasas. Estas trampas deben ser modificadas para evitar la entrada de aves acuáticas y adaptarles flotadores (o colocarlas en lugares donde no se hundan completamente) para evitar la muerte por ahogamiento de los galápagos autóctonos que también se capturarán con ellas. Durante el año 2005 se ha utilizado una trampa que combina la plataforma de asoleamiento con una red que se eleva para capturar a los galápagos que se sitúan sobre las planchas de corcho. Estas trampas de asoleamiento son muy eficaces capturando *Trachemys scripta elegans*. Otras trampas de captura similares se han utilizado también en otras áreas de España (Buenetxea et al., 2004).
- Otros métodos: Los galápagos se capturan también con relativa facilidad mediante buceo, aunque para ello las lagunas deben tener buenas condiciones de visibilidad. El uso de vallas que, rodeando las lagunas interceptan el paso de todos los individuos, en combinación con trampas de caída, son también métodos indudablemente efectivos, aunque muchos medios acuáticos son difíciles de cercar por completo, requiriéndose además una vigilancia continuada e intensiva (Gibbons y Semlitsch 1981). No podemos descartar la extracción de galápagos exóticos mediante disparo, especialmente en lugares de grandes dimensiones y difícil acceso, donde el trapeo tiene escasa eficacia. Para ello, se pueden situar las planchas de asoleamiento en los lugares más adecuados para que los galápagos se sitúen donde un experto tirador tenga mayor probabilidad de acierto, facilitando también su posterior captura. Dependiendo de la experiencia del tirador, y considerando que hay que tomar las precauciones necesarias para su uso, esta técnica puede alcanzar gran eficacia con escaso esfuerzo.

3. Difusión de la prohibición de liberación de galápagos exóticos

En lugares que tengan frecuente afluencia de público, así como en todos los medios acuáticos protegidos, deben situarse un amplio número de carteles en los que concretamente se recuerde la prohibición de liberación de galápagos exóticos en el medio natural. Asimismo, se debe alertar al público de la necesidad de comunicar los casos de avistamiento de galápagos exóticos.

4. Proporcionar a los propietarios una alternativa a la liberación de galápagos exóticos en el medio natural

Puesto que es muy elevado el número de galápagos existentes en cautividad y alto el riesgo de que sean liberados en el medio natural, es necesario plantear a sus propietarios una alternativa para interceptarlos antes de que se establezcan poblaciones que pueden ser reproductoras. Para ello debe de existir un programa de acogida, manteniéndose una población cautiva en determinados estanques públicos, en los que se debe asegurar su imposibilidad de escape y de reproducción. Con ello se evitaría el continuo aporte de individuos adultos, que está actualmente fortaleciendo las poblaciones naturalizadas en determinados medios de gran afluencia de público.

5. Informar mediante un amplio programa de difusión a la población sobre la problemática asociada a las especies exóticas

Muchas de las personas que poseen o compran galápagos como mascota, no son conscientes de que son especies exóticas, careciendo además de información sobre el tamaño que pueden adquirir, su longevidad, las enfermedades que transmiten, y sobre los cuidados que requieren para mantenerlos en cautividad.

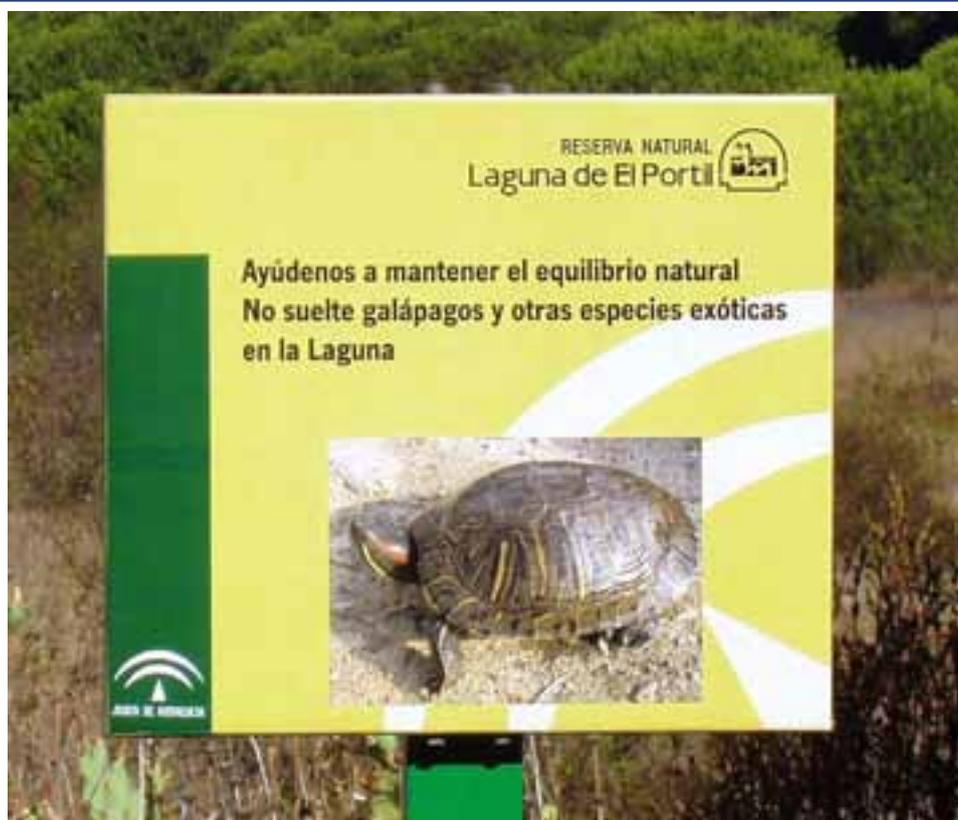
Es importante concienciar a la población de que la liberación de estas especies en el medio natural puede afectar a la fauna autóctona, actuando además los individuos liberados como transmisores de enfermedades.

Desde el momento de la adquisición, el vendedor debería estar obligado a suministrar esta información, así como el propietario debería estar informado sobre qué debe hacer en caso de que no quiera continuar manteniendo su mascota, debiendo explícitamente conocer que está prohibida su liberación en el medio natural.

REFERENCIAS

- Andreu, A. C.; Hidalgo-Vila, J.; Pérez-Santigosa, N.; Tarragó, A.; Díaz-Paniagua, C. y Marco, A. 2003. Invasores e invadidos: diferencias en estrategias reproductoras y tasas de crecimiento. En: *Contribución al conocimiento de las especies exóticas invasoras*. Grupo Especies Invasoras Ed., G. E. I. Serie Técnica, **1**, 139-141.
- Barquero, J. A. 2001. *El control del comercio y las especies potencialmente invasoras: situación actual de la tortuga de Florida (Trachemys scripta elegans) en España*. Mem. Master, Univ. Intern. Andalucía, Sevilla. 122 pp.
- Buenetxea, X.; Zugadi, I.; Larrinaga, A.R.; Tejerina, L. y Ateka, J. 2004. Balance de los resultados del proyecto "S.O.S. Galápagos" en el humedal de Bolue de Getxo (Bizkaia). Años 2001-2003 VII Congreso Luso-Español (XII Congreso Español) de Herpetología, Málaga, 72-73.
- Cadi, A. y Joly, P. 2003. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology*, **81**: 1392-1398.
- Cadi, A. y Joly, P. 2004. Impact of the introduction of the Slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation*, **13**: 2511-2518.
- Gibbons, J. W. y Semlitsch, R. D. 1981. Terrestrial drift fences with pitfall traps: An effective technique for quantitative sampling of animal populations. *Brimleyana*, **7**: 1-16.
- Marco, A., Hidalgo-Vila, J.; Pérez-Santigosa, N.; Díaz-Paniagua, C. y Andreu, A. C. 2003. Potencial invasor de galápagos exóticos comercializados e impacto sobre ecosistemas mediterráneos. *Contribución al conocimiento de las especies exóticas invasoras*. Grupo Especies Invasoras Ed., G. E. I. Serie Técnica, **1**: 76-78.
- Martínez-Silvestre, A., Massana, J. S., Solé, R., Medina, D. 2001. Reproducción de quelonios alóctonos en Cataluña en condiciones naturales. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* **12**: 41-43.
- Mas, R. y Perelló, B. 2001. Puesta de galápagos de Florida en s'Albufera de Mallorca. *Quercus*, **187**, 10.
- Mingot, D.; López-Rodrigo, J.; Ordóñez-Rivas, C. y Sobrino, E. 2003. Reproducción en libertad del galápagos de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en el centro de la Península Ibérica. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, **14**: 39-43.
- Parmenter, R. R. y Avery, H. W. 1990. The feeding ecology of the Slider Turtle. En: Gibbons, J. W. (ed.) *Life history and ecology of the slider turtle*. Smithsonian Institution Press, Washington, 257-266.
- Pleguezuelos, J. M. 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. En: *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª Impresión), Madrid, 503-532.
- Wilbur, H. M., Morin, P. J. 1988. Life history evolution in turtles. En: Gans, C. and Huey, R. B. (eds.), *Biology of the Reptilia*, **16**. Alan Liss Inc., New York, 387-439.

Cartel que advierte de la prohibición de liberar galápagos exóticos.



Plataforma de asoleamiento con un individuo de *Trachemys scripta elegans* tomando el sol. Fotografía: Archivo Parque Nacional de Doñana.



EXPERIENCIA DE CONTROL DE GALÁPAGOS EXÓTICOS.

Carmen Díaz-Paniagua, N. Pérez-Santiagosa, J. Hidalgo-Vila, A. Portheault, X. Ruiz; A. Marco y A. C. Andreu

3.5

[EXPERIENCIAS DE CONTROL]

INVASIÓN DE *GALENIA SECUNDA* (AIZOCACEAE) EN EL PARQUE NATURAL BAHÍA DE CÁDIZ. UNA PROPUESTA INTEGRADA DE CONTROL

PALABRAS CLAVE

Dunas, glifosato, invasibilidad, marismas, plantas invasoras.

RESUMEN

Se estudia la invasión de *Galenia secunda* L. (Aizoaceae) en el Parque Natural Bahía de Cádiz, incluyendo datos de distribución y factores asociados a su desarrollo y dispersión. Se proponen soluciones para su control basadas en observaciones de su biología (rebrotamiento), distribución, la eficacia del glifosato aplicado sobre los tallos recién arrancados y experiencias en *Carpobrotus edulis* L.

ABSTRACT

The invasion of *Galenia secunda* L. (Aizoaceae) is studied in the "Bahía de Cádiz" Natural Park nature reserve, including distribution data and associated factors to its development and dispersion. Solutions for its control are proposed based on observations of its biology, distribution, "glifosato" efficacy applied on recently started stems and experiences in *Carpobrotus edulis* L.

INVASIÓN DE *GALENIA SECUNDA* (AIZOCACEAE) EN EL PARQUE NATURAL BAHÍA DE CÁDIZ. UNA PROPUESTA INTEGRADA DE CONTROL

Jesús García de Lomas; I. Hernández y C. Ramírez

Área Ecología. Dpto. Biología.

Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. Universidad de Cádiz

juan.garciadelomas@uca.es

INTRODUCCIÓN

Las invasiones de plantas constituyen un serio problema en todo el mundo, causando alteraciones en la estructura y función de los ecosistemas, dado que afectan a la base de la cadena trófica (Williamson, 1999 y Pimentel, 2000). El ritmo actual de transporte, comercio y turismo globales incrementan el riesgo y la tasa de nuevas invasiones biológicas, al poner en contacto áreas muy alejadas entre sí que de otro modo permanecerían separadas por barreras ecológicas o geográficas. Los ambientes costeros españoles no han sido una excepción, y han sufrido importantes invasiones, como la provocada por la aizoácea de origen sudafricano *Carpobrotus edulis* L. (Cursach, 2003; Dana *et al.*, 2005 y Sanz *et al.*, 2005). Recientemente, una invasión por otra especie de la misma familia y origen, la galenia (*Galenia secunda* L.) ha sido detectada en las inmediaciones del Parque Natural Bahía de Cádiz (García de Lomas *et al.*, 2005), donde además está afectando a *Cynomorium coccineum* L. (Cynomoriaceae), catalogada como vulnerable según la UICN (Blanca *et al.*, 2000 y Sánchez-García, 2000). En la provincia de Cádiz, *G. secunda* fue citada por primera vez en 1965 (Molesworth, 1976) y, al contrario que otras exóticas que han invadido a partir de un uso como ornamental (ej. *C. edulis*), la especie parece haber llegado de manera accidental.

A menudo, la gestión de las invasiones de plantas se ha enfocado únicamente a nivel de especie y en su capacidad de invasión ("potencial invasor"). Sin embargo, más recientemente, se ha destacado el papel que juegan otros aspectos, como los factores que aumentan la susceptibilidad o vulnerabilidad del ecosistema a ser invadido ("invasibilidad") y la prevención sobre la llegada de semillas o plantas exóticas ("presión de propágulos") (di Castri, 1989; Hobbs y Humphries, 1995; Lonsdale, 1999 y Davis *et al.*, 2000). Este enfoque permite crear programas de gestión más integrados. En este trabajo, se han estudiado los factores relacionados con el potencial invasor de *G. secunda* (floración, capacidad de rebrotamiento y producción de semillas), los factores que incrementan la invasibilidad de los ecosistemas frente a esta especie (principalmente el grado de alteración) y aquéllos que favorecen la llegada de sus

propágulos. Además, se ha estudiado la eficacia de un tratamiento mixto manual-químico de cara a eliminar las poblaciones existentes. Finalmente, se hace una propuesta de gestión integrada considerando los resultados obtenidos y las experiencias realizadas en *C. edulis*. (García de Lomas *et al.*, 2004).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

Este trabajo se centró en el Parque Natural Bahía de Cádiz y sus inmediaciones y se realizó entre 2004-2005. El estudio de la distribución de *G. secunda* y la evaluación de los factores que favorecen la invasibilidad del ecosistema incluyó el grueso de las áreas invadidas en torno a la bahía de Cádiz, incluyendo los municipios de Cádiz, San Fernando, Puerto Real, El Puerto de Santa María y Chiclana de la Frontera. Los análisis más detallados sobre la biología de la planta (floración, producción de semillas y rebrotamiento), los impactos y la eficacia de tratamientos específicos se realizaron en dos zonas sensibles (dunas y marismas), localizadas entre Cádiz y San Fernando.

Distribución y factores que favorecen la invasibilidad.

El grado de invasión se estimó midiendo la superficie de cada una de las zonas invadidas, estableciéndose las siguientes clases: invasión "leve", "moderada", "alta" y "muy alta", coincidiendo con superficies invadidas de 0-10², 10²-10³, 10³-10⁴ y >10⁴ m², respectivamente. Posteriormente, para determinar los factores asociados con la presencia de *G. secunda*, se seleccionaron 16 poblaciones. Primero se estimó el grado de alteración de las áreas invadidas, identificando los impactos presentes en cada zona invadida y otorgando una puntuación de 0-5 a cada uno, mediante una subjetividad compartida por cinco jueces con experiencia en la valoración de ecosistemas (Tabla 1). Posteriormente, se sumaron todos los impactos presentes en una misma zona hasta una puntuación máxima de cinco, y se otorgó una calificación dependiendo del valor final: no alterado (0-0,49); muy poco alterado (0,5-0,99); poco alterado (1-1,99); moderadamente alterado (2-2,99); grado de alteración alto (3-3,99); muy alto (4-4,49); y extremo (4,5-5). Por otro lado, se analizó la composición granulométrica de muestras de suelo del horizonte superior (0-10 cm), determinando el tamaño medio de grano y el grado de selección de los granos (sorting), de acuerdo a Folk y Ward (1957). Finalmente, se identificaron las plantas acompañantes, siguiendo las claves de Valdés *et al.*, (1987).

Biología, germinación y rebrotamiento

Se seleccionaron dos zonas sensibles invadidas para estudios posteriores. Entre mayo y febrero de 2006 se contó el número de flores y cápsulas (por gramo de peso fresco). La producción de semillas se estimó considerando 4 semillas por cápsula. La germinación se evaluó en dunas donde previamente (mayo de 2004) se habían retirado algunos pies. Un año después, se contó el número de plantones en cuadrados de 0,25 m² (n = 5), coincidiendo con una germinación masiva.

La capacidad de rebrotamiento se evaluó en dunas y bordes de marisma en plantas previamente segadas. Como los ensayos preliminares revelaron un rebrotamiento más escaso en marismas, la cuantificación de las tasas de rebrotamiento sólo se midió en dunas. Bimensualmente se determinó el peso fresco y la superficie de varios pies (n = 10) a lo largo de un año. Posteriormente se estudió la efectividad de un herbicida no selectivo (glifosato), para prevenir el rebrotamiento. Para ello se cortó la parte aérea de algunas plantas. En la mitad de ellas (n = 5) se aplicó glifosato concentrado (350 g L⁻¹, Roundup Plus®).

**INVASIÓN DE GALENIA SECUNDA (AIZOCACEAE) EN EL PARQUE NATURAL
BAHÍA DE CÁDIZ. UNA PROPUESTA INTEGRADA DE CONTROL.**
Jesús García de Lomas, I. Hernández y C. Ramírez

selectivamente por contacto, mediante una brocha. El resto de las plantas no fueron tratadas, actuando como control. Finalmente, se estudió el vigor de *G. secunda* en ambos ambientes, midiendo el contenido en agua de los tallos (n = 20) durante un mes muy seco (agosto, 2005).

Análisis estadístico

Para probar la existencia de diferencias significativas entre el contenido medio de agua en plantas de dunas y marismas se utilizó la prueba de la t-student (Zar, 1984). En todos los casos, el nivel de significación se fijó en el 5%.

TABLA 1. Principales impactos encontrados en las zonas invadidas por *Galenia secunda*, y puntuaciones dadas a cada una de ellas, considerando el grado de alteración que generan. Las puntuaciones encontradas en cada sitio concreto se sumaron hasta un valor máximo de cinco, otorgándoles un grado de alteración en función de la puntuación final: 0-0,49: no alterado; 0,5-0,99: muy poco alterado; 1-1,99: poco alterado; 2-2,99: moderadamente alterado; 3-3,99: grado de alteración alto; 4-4,49 muy alto; y 4,5-5: extremo

IMPACTO	PUNTUACIÓN
Dstrucción completa por arrasamiento sin posterior alteración a corto plazo	5
Dstrucción completa por arrasamiento sin posterior alteración a medio plazo	4
Dstrucción completa por arrasamiento sin posterior alteración a largo plazo	3
Vertido de escombros sin posterior alteración a corto plazo	4
Vertido de escombros sin posterior alteración a medio plazo	3
Vertido de escombros sin posterior alteración a largo plazo	2
Acumulación frecuente de basuras orgánicas	2
Acumulación frecuente de basuras inorgánicas	0,75
Acumulación frecuente de basuras orgánicas e inorgánicas	2,75
Acumulación intensa de basuras, uso evidente de vertedero incontrolado	4,5
Pisoteo frecuente acompañado de compactación del suelo y pérdida de cobertura vegetal	2,5

RESULTADOS

Distribución y factores que favorecen la invasibilidad

Se localizaron unas 30 zonas afectadas por la invasión de *G. secunda*, la mayoría en torno al Parque Natural (Figura 1). Las 16 poblaciones seleccionadas sumaron más de 244 ha., coincidiendo con escombreras, vertederos, construcciones recientes (nuevos polígonos industriales, carreteras o urbanizaciones costeras) y proximidades de vías de comunicación (todas las zonas invadidas estaban a menos de 150 m de éstas). La

mayoría de ellas (94%) eran zonas alta o totalmente alteradas. Algunas zonas invadidas se encontraban en zonas más sensibles (dunas y marismas) dentro o en los límites del Parque Natural y también presentaron un grado de alteración muy elevado. Las zonas invadidas estuvieron dominadas por arenas gruesas y medias (63 y 25%, respectivamente). Las zonas con arenas medias y gruesas presentaron en general granos con escasa selección, asociados con áreas muy alteradas y aportes alóctonos.

En las zonas invadidas frecuentemente acompañaban a *G. secunda* especies nitrófilas o ruderales como *Dittrichia viscosa* L., *Calendula arvensis* L., *Chrysanthemum coronarium* L., *Cichorium intybus* L., *Silybum marianum* L., *Carlina racemosa* L., *Sonchus oleraceus* L., *Senecio vulgaris* L. (Asteraceae), *Avena sterilis* L., *Phalaris paradoxa* L., *Piptatherum miliaceum* L. (Poaceae), *Ecballium elaterium* L. (Cucurbitaceae), *Heliotropium europaeum* L. (Borraginaceae), *Emex spinosa* L. (Polygonaceae) etc., representando una elevada contribución (64,2%).

Destacó la presencia de *Cynomorium coccineum* L. en una de las dunas invadidas, donde parasitaba a *Salsola breviifolia* Desf. y *Euphorbia terracina* L. También destacó la presencia de otras especies exóticas, como *C. edulis*, *Oxalis pes-caprae* L., *Ricinus communis* L., *Amaranthus blitoides* S. Watson, *Heliotropium curassavicum* L., *Opuntia dillenii* Ker-Gawler, *O. ficus-indica* (L.) Miller, *Nicotiana glauca* R. C. Graham, *Acacia saligna* (Labill.) H.I. Wendl. y *Arundo donax* L., sumando un 18,2% del total de especies en el conjunto de todas las localizaciones.

Figura 1. Localización de las zonas invadidas por *Galenia secunda* y grado de invasión estimado (modificado de García de Lomas et al, 2005). La línea discontinua indica los límites aproximados del Parque Natural Bahía de Cádiz.



Biología, germinación y rebrotamiento

En dunas, *G. secunda* floreció durante todo el período de estudio, pero cesó en marismas entre julio–octubre. *Galenia secunda* floreció incluso en pies muy jóvenes (1-2 meses) en dunas. Las tasas máximas de floración en dunas y marismas tuvieron lugar en julio ($4,2 \text{ flores}\cdot\text{g}^{-1}$) y mayo ($2,9 \text{ flores}\cdot\text{g}^{-1}$), respectivamente (Figura 2 a). Sin embargo, muchas cápsulas cargadas de semillas persistieron en los tallos incluso durante las épocas sin floración en marismas (Figura 2 b), lo cual sugiere que la liberación de semillas no tiene por qué coincidir necesariamente con los períodos de máxima floración. En las zonas invadidas, se estimó una producción anual de $6.600 \text{ semillas}\cdot\text{m}^{-2} \text{ planta}\cdot\text{año}^{-1}$.

En dunas, el 100% de los pies cortados rebrotaron, creciendo a un ritmo prácticamente lineal de $0,81 \text{ m}^2 \text{ pie}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $445 \text{ g}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Figura 2c, d). Por el contrario, en marismas sólo rebrotaron un 20% de los pies cortados. Este hecho coincidió con un mayor grado de agostamiento y un contenido en agua significativamente menor ($P < 0,001$) que en dunas ($43 \pm 9\%$ y $70 \pm 4\%$, respectivamente). El glifosato se mostró totalmente efectivo contra el rebrotamiento en ambos ambientes. Además, la aplicación por contacto evitó la mortalidad de otras plantas acompañantes y resultó ser un método económico, reduciendo la cantidad de glifosato necesaria.

Respecto a la capacidad germinativa, si bien germinaron plantones de especies nativas poco después de la retirada de *G. secunda*, un año después de la misma brotó un gran número de plantones invasores (971 ± 412 plantones), lo que da cuenta de la viabilidad de las semillas de *G. secunda*.

DISCUSIÓN

Causas de la invasión

Entre las principales causas responsables del alto grado de invasión de *Galenia secunda* en el Parque Natural Bahía de Cádiz y sus inmediaciones destacan su elevado potencial invasor y la intensa llegada de nuevos propágulos. El elevado potencial invasor vendría dado por la elevada producción de semillas, su capacidad de rebrotamiento y su carácter perenne, formando matas rastreras muy tupidas, a modo de alfombras. *Galenia secunda* también mostró un comportamiento oportunista y pionero, colonizando preferentemente ambientes alterados. La intensa presión de propágulos tendría lugar, por un lado, considerando el pequeño tamaño de sus semillas (Valdés *et al.*, 1987), que pueden ser fácilmente dispersadas por el viento. Por otro, la proximidad de las zonas invadidas a vías de comunicación favorecería la dispersión mediante vehículos y paseantes, tal y como demostraron Lonsdale y Lane (1991). Además, el frecuente trasiego de áridos también favorece la dispersión y habría sido responsable del incremento exponencial de la invasión en los últimos años. Sin embargo, una intensa presión de propágulos de una especie con elevado potencial invasor no siempre es suficiente para inducir una invasión. También depende de la vulnerabilidad del ecosistema que recibe a la especie invasora (Hobbs y Humpries, 1995). Muchos autores han señalado que las invasiones están favorecidas por un elevado grado de perturbaciones, que a su vez incrementan la invasibilidad del ecosistema (Hobbs, 1991; Hobbs y Huenneke, 1992; Hobbs y Humpries, 1995; Davis *et al.*, 1998, 2000). Las perturbaciones de origen humano motivadas por nuevas construcciones (carreteras, urbanizaciones costeras o polígonos industriales) son actualmente muy frecuentes en torno al Parque Natural e implican la destrucción de la comunidad nativa (Fernandes y Neves, 1997; Williams *et al.*, 1997). En este punto, la utilización de recursos por parte de la vegetación residente (ej. luz, nutrientes) disminuye, dando lugar a un incremento en la disponibilidad de los mismos (Davis *et al.*, 2000). Esta situación es óptima para las especies oportunistas, tanto nativas como exóticas, y puede facilitar la invasión (Hobbs y Mooney, 1985; Hobbs, 1991; Hobbs y Humpries, 1995; y Davis, *et al.*, 2000). En este punto, la coincidencia en el espacio y

Figura 2. Número de flores (a) y cápsulas (b) contadas en *Galenia secunda* entre mayo, 2005 y febrero, 2006 en dunas y marismas (cada punto corresponde al valor medio de n=10 tallos; las barras de error indican la desviación estándar). Tasa de rebrotamiento medida con biomasa aérea rebrotada (gramos de peso fresco) (c) y como superficie ocupada por los tallos rastreros de galenia (d), tras una poda de su parte aérea.

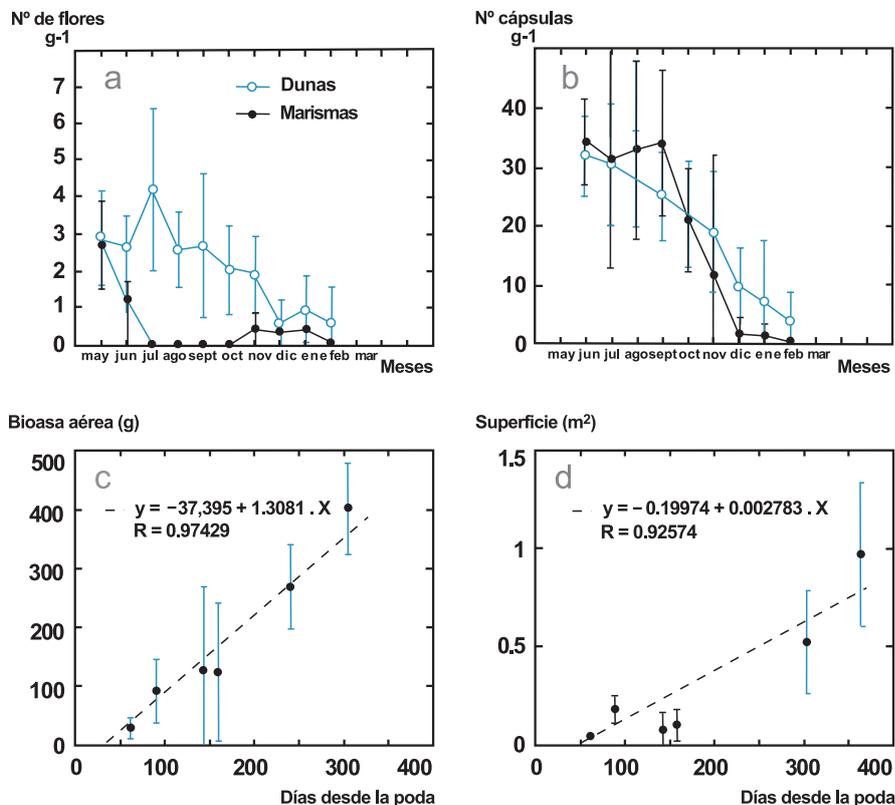


Figura 3. Esquema de las fases de la invasión producida por *Galenia secunda* en el Parque Natural Bahía de Cádiz y fases recomendadas para su control.



en el tiempo de los tres principales factores inicialmente mencionados (alto potencial invasor, alta presión de propágulos e incremento de la invasibilidad) explicarían el éxito de la invasión de *G. secunda* (Figura 3, izquierda).

Los resultados sugieren que esta conclusión podría ser extrapolada a otras especies invasoras que acompañaban a *G. secunda*. Esto parece ser especialmente evidente para *A. blitoides*, *H. curassavicum* y *C. edulis*, que también forman rodales densos y perennes. De este modo, *G. secunda* mostró características similares a otras invasoras, desplazando a las plantas nativas mediante una rápida colonización del suelo, disminuyendo la penetración de la luz que necesitan otras especies para germinar y desarrollarse (D'Antonio, 1990, 1993; D'Antonio y Mahall, 1991).

Una propuesta de gestión integrada

Como se mencionó anteriormente, la coincidencia en el espacio y en el tiempo de (1) una intensa presión de propágulos, (2) una exótica invasora y (3) un ecosistema con elevada invasibilidad, habría dado lugar al comienzo de la invasión (Lonsdale, 1999 y Davis *et al.*, 2000). Una vez iniciada ésta, la dispersión secundaria y el crecimiento de los pies existentes facilitarían el éxito de la invasión (Figura 3, izquierda).

Para controlar la invasión de *G. secunda* (Figura 3, derecha), el primer paso que se propone debería ser la prevención de todos aquellos agentes que participan en la llegada de nuevos propágulos, es decir, que facilitan la dispersión secundaria no natural o que incrementan la invasibilidad. Esta prevención podría traducirse más concretamente en una limitación del trasiego de áridos contaminados con semillas, y en evitar la alteración masiva del suelo en áreas sensibles o sus proximidades. Puede ser útil establecer una banda de protección (buffer) en torno a zonas sensibles, donde se puede incluir la prohibición de siembra de otras ornamentales invasoras (*C. edulis*, *Disphyma crassifolium*, *Aptenia cordifolia*, *Cortaderia selloana*, etc.). Si la alteración no se puede prevenir, debería procederse mediante una rápida revegetación con especies nativas, de cara a reducir la cantidad de recursos disponibles para las invasoras. Si la prevención falla, se deberían establecer programas de vigilancia para detectar precozmente invasiones incipientes (Fig. 3, derecha). Estas medidas precoces resultan más baratas, sencillas y efectivas (Chippendale, 1991; Hobbs y Humpries, 1995) (Figura 3, derecha). Considerando además que *G. secunda* florece con rapidez, es esencial actuar cuanto antes para disminuir la cantidad de propágulos producidos.

Tanto para invasiones incipientes como para las que están bien establecidas, se proponen medidas de control específicas, de acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio y en otros desarrollados con *C. edulis* (García de Lomas *et al.*, 2004). En áreas no sensibles (vertederos, márgenes de carreteras, polígonos industriales, etc.), el control debe ir dirigido a reducir las fuentes de semillas, las cuales favorecerían la dispersión secundaria. En este caso, el empleo de herbicidas por aspersión sería la solución más viable para cubrir extensiones muy grandes. Sin embargo, en ambientes sensibles como dunas y marismas, se recomienda la retirada manual frente al uso masivo de productos químicos. Para el caso concreto de *G. secunda*, que tiene capacidad de rebrotar, se propone incluir la aplicación por contacto de glifosato concentrado en la sección del tallo que queda al descubierto una vez cortada la parte aérea. Sería necesario, en cualquier caso, retirar los restos arrancados usando bolsas bien cerradas que, además de limitar la eutrofización del medio, impiden la dispersión de semillas de camino al vertedero. El uso selectivo por contacto de herbicida evita, por un lado, la mortalidad masiva de la flora acompañante que ocurre cuando se procede mediante aspersión (García de Lomas *et al.*, 2004) y, por otro, la liberación de nutrientes al medio desde las plantas tratadas. Considerando el impacto potencial que las labores de retirada pueden causar sobre la flora y fauna acompañantes y que no se hace un uso extensivo de herbicida, se propone el otoño–invierno como la época más recomendable para proceder a la retirada de pies. Finalmente, se recomienda un seguimiento periódico, al menos cada 6 meses, para controlar el rebrotamiento desde raíces que no hayan sido tratadas con herbicida y que, después de rebrotar, pueden llegar a florecer en 1 ó 2 meses.

REFERENCIAS

- Blanca, G.; Cabezudo, B.; Hernández-Bermejo, J. E.; Herrera, C. M. y Muñoz, J., Valdés, B. 2000. *Libro rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía*, **2**: especies vulnerables. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Cursach, B. 2003. Especies exóticas invasoras: una amenaza para la biodiversidad. *Ambienta*, **23**: 58-65.
- Dana, E. D.; Sanz M.; Vivas, S. y Sobrino, E. 2005. *Especies vegetales invasoras en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- D'Antonio, C. M. 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, C. M. 1993. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology*, **74**: 83-95.
- D'Antonio, C. M. y Mahall, B. E. 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.
- Davis, M. A.; Wragge, K. J. y Reich, P.B. 1998. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology*, **86**: 652-661.
- Davis, M. A.; Grime, P. y Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, **88**: 528-534.
- Fernandes, J. J. y Neves, M. R. 1997. The impact of tourism on the sand dune system of the Ria Formosa Natural Park. The case of Ancao Peninsula. En: García Novo *et al.*, (Eds.). *The Ecology and Conservation of European dunes*, 321-333.
- Folk, R. L. y Ward, W. C. 1957. Brazos Bar, a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sediment Petrology*, **27**: 3-27.
- García de Lomas, J; Hernández, I y García, C. M. 2004. Aproximación al control de la uña de león (*Carpobrotus spp.*) en zonas litorales de la provincia de Cádiz. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, **IV**: 125-132.
- García de Lomas, J; Sánchez-García, I y Hernández, I. 2005. Una planta sudafricana invade el Parque Natural Bahía de Cádiz. *Quercus*, **232**: 38-39.
- Hobbs, R. J. 1991. Disturbance as a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly*, **6**: 99-104.
- Hobbs, R. J. y Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, **6**: 324-337.
- Hobbs, R. J. y Humphries S. E. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, **9**: 761-770.

INVASIÓN DE *GALENIA SECUNDA* (AIZOCACEAE) EN EL PARQUE NATURAL
BAHÍA DE CÁDIZ. UNA PROPUESTA INTEGRADA DE CONTROL.
Jesús García de Lomas, I. Hernández y C. Ramírez

- Molesworth, B. 1976. Notas sobre algunas plantas de la provincia de Cádiz. *Lagascalia*, **6**: 239.
- Pimental, D.; Lach, L.; Zuniga, R. y Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, **50**: 53-65.
- Sánchez-García, I. 2000. *Flora amenazada del litoral gaditano*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Diputación Provincial de Cádiz.
- Sanz, M.; Dana, E. D. y Sobrino, E. 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Ministerio de Medio Ambiente.
- Williams, A. T.; Randerson, P. and Sothorn, E. 1997. Trampling and vegetation response on sand dunes in South Wales, U.K. En García Novo *et al.*, (Eds.). *The Ecology and Conservation of European dunes*, 287-300.
- Williamson, M. 1999. Invasions. *Ecography*, **22**: 5-12.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical analysis*, 2nd edn. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

3.6

[EXPERIENCIAS DE CONTROL]

EXPERIENCIAS PARA EL CONTROL DE LA UÑA DE LEÓN (*CARPOBROTUS EDULIS*) EN LA PLAYA DE LA CORTADURA (CÁDIZ)

PALABRAS CLAVE

Flora Exótica Invasora, gestión, control manual, glifosato.

RESUMEN

La exótica invasora "uña de león" (*Carpobrotus edulis*), está ampliamente distribuida por el litoral gaditano. En la playa de La Cortadura, próxima a Cádiz, desarrollamos entre febrero de 2003 y mayo de 2004 distintas actuaciones para eliminar dicha especie del cordón dunar: extracción manual y traslado a vertedero, extracción manual y mantenimiento de la planta como suelo de cobertura y utilización de un herbicida de aplicación foliar (glifosato). Los tratamientos se realizaron tanto en parcelas de perfil llano como en parcelas con una fuerte pendiente. Los resultados sugirieron que el arranque de la especie y su posterior traslado para una adecuada gestión junto con la utilización de glifosato por contacto al 5% (v/v) fueron los tratamientos más exitosos. Sin embargo, las experiencias realizadas demostraron que la estrategia a utilizar no es inmediata sino depende de diversas variables, como la pendiente del terreno o el grado de invasión. Es por ello necesaria una adecuada formación ambiental para compaginar la erradicación de la especie con la conservación del ecosistema.

ABSTRACT

The nonindigenous, invasive species, hottentot fig (*Carpobrotus edulis*), is widespread through littoral ecosystems of Cádiz. Several measures to control de invasive species were carried out in the beach of "La Cortadura", next to the capital: manual extraction of plants, use of plants as a covering soil and use of glyphosate, a foliar-applied herbicide. The assays were performed both in flat and sloping zones. The results suggested that plant extraction followed by removal from the system and the use of glyphosate by contact (5% v/v) were the most successful treatments. However, the selected strategy depends on different variables, as the slope of the zone or the invasion grade. Therefore, it is necessary some guides to control the species accordingly.

EXPERIENCIAS PARA EL CONTROL DE LA UÑA DE LEÓN (*CARPOBROTUS EDULIS*) EN LA PLAYA DE LA CORTADURA (CÁDIZ)

Ignacio Hernández; J. García de Lomas y C. M. García

Área de Ecología. Universidad de Cádiz. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales
ignacio.hernandez@uca.es

INTRODUCCIÓN

La presencia de especies exóticas invasoras es un problema ambiental preocupante en numerosos ecosistemas litorales de la provincia de Cádiz (Sánchez-García, 2000, García de Lomas *et al.*, 2001, Dana *et al.*, 2005).

Carpobrotus edulis (aizoaceae) es un caméfito suculento de origen sudafricano que se utiliza como ornamental en xerojardinería y en obras públicas para fijar taludes arenosos o asentar sistemas dunares (D'Antonio, 1993). Esta especie da lugar a diversos problemas ecológicos cuando coloniza zonas alejadas de su plantación original: compite con éxito por el espacio dada su alta tasa de crecimiento, compite por la luz, por el agua o los nutrientes (García de Lomas *et al.*, 2004). Por otra parte, *C. edulis* modifica la concentración iónica y acidifica el suelo (D'Antonio y Mahall, 1991), lo que otorga a dicha especie una excelente capacidad para colonizar nuevos ambientes.

En diversas zonas litorales de la provincia de Cádiz se vienen desarrollando medidas de control por extracción manual, aunque en algunos casos esta forma de control pueda conllevar la erosión dunar (García de Lomas *et al.*, 2004). El presente trabajo, resume las experiencias llevadas a cabo para el control de la especie en un cordón dunar próximo a la ciudad de Cádiz (García de Lomas *et al.*, 2004). Estas estrategias incluyen la utilización de un herbicida no selectivo de aplicación foliar (glifosato), utilizado para el control de varias especies invasoras (Díez y Fernández-Anero, 1997).

MATERIAL Y MÉTODOS

Se han seleccionado 22 parcelas de 4m² en el cordón dunar de la playa de La Cortadura (Cádiz) fuertemente colonizadas por *C. edulis*. Se repitieron los siguientes tratamientos por duplicado durante febrero de 2003 y 2004: (a) arranque artesanal y traslado de las plantas a vertedero, (b) arranque artesanal y mantenimiento de las plantas en la parcela como suelo de cobertura, (c) rociado selectivo con glifosato, un herbicida de aplicación foliar, al 5% (v/v) mediante aspersión a baja presión y finalmente (d) empape selectivo de *C. edulis* con glifosato mediante un tubo de PVC relleno de herbicida acabado en una esponja compacta (García de Lomas *et al.*, 2004). Los tratamientos se realizaron en parcelas llanas y en parcelas sobre dunas con fuerte pendiente (superior a 30°). Cada parcela se comparó con una parcela anexa control, de similares características pero no tratada. La respuesta a los tratamientos se evaluó durante los siguientes 7 meses.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra un resumen de las observaciones finales para cada tratamiento. En aquellas parcelas en las que *C. edulis* se arrancó y se trasladó a vertedero no se observó recolonización por la especie. En las parcelas de perfil llano la flora autóctona dunar comenzó a recuperarse. Si embargo, en las parcelas en pendiente se observó una fuerte erosión y desmoronamiento parcial de la duna, algo que no ocurrió en las parcelas control. Es por ello por lo que en este caso el arranque debe ir acompañado de una revegetación inmediata con especies nativas (García de Lomas *et al.*, 2001). Cuando se dejaron los restos arrancados como suelo de cobertura para favorecer la degradación de la materia orgánica se observó el agarre parcial de los tallos, con lo que la medida no consiguió el objetivo buscado. La presencia de tallos semienraizados frenó la erosión dunar, aunque la pérdida de arena fue mayor que en las parcelas control. Por tanto esta estrategia de control es desaconsejable (D'Antonio y Mahall, 1991), dada la facilidad de *C. edulis* para volver a enraizar. Además, la perturbación del sistema por un enriquecimiento en materia orgánica en un suelo típicamente oligotrófico puede favorecer la germinación de nuevas semillas de *Carpobrotus* (Vilà, 2002) o de otras especies vegetales oportunistas (exóticas o nativas), provocando así cambios indeseables en la composición de la comunidad y la invasibilidad del ecosistema (Lonsdale, 1999, Davis *et al.*, 2000).

TABLA 1. Resumen de los resultados observados en las parcelas al final del periodo experimental

TRATAMIENTO	RESULTADO OBTENIDO
Perfil llano, retirada artesanal y traslado	Recuperación de la flora dunar
Perfil llano, suelo de cobertura	Agarre de fragmentos arrancados
Perfil llano, glifosato por aspersión	Mortalidad generalizada de la flora dunar
Perfil llano, glifosato por contacto	Mortalidad selectiva de <i>C. edulis</i> .
Pendiente, retirada artesanal y traslado	Erosión dunar. Leve recuperación de la flora
Pendiente, suelo de cobertura	Agarre de fragmentos arrancados. Leve erosión dunar
Pendiente, glifosato por aspersión	Mortalidad generalizada de la flora dunar
Pendiente, glifosato por contacto	Mortalidad selectiva de <i>C. edulis</i> . Leve erosión dunar

Aunque se haya asegurado que el arranque manual es la única forma de control posible para esta especie (Dana *et al.*, 2005), los experimentos realizados en La Cortadura demuestran que la utilización de glifosato es altamente efectiva. La aplicación de herbicida que consiguió mejor resultado es la adición de glifosato por contacto, de forma que se evite la mortalidad de plantas dunares presentes entre los tallos de *C. edulis*, o en general, plantas no objetivo de la actuación (Matarczyk *et al.*, 2002). Tanto en parcelas de perfil llano como en parcelas con pendiente acusada se observó la recuperación de la flora dunar autóctona, aunque en éstas últimas hubo cierta pérdida de arena por erosión. La utilización del herbicida por contacto se recomienda por tanto en casos en que la invasión sea muy acentuada, evitando terrenos arenosos con pendiente acusada, salvo que en este último caso la medida vaya seguida de una revegetación. Queda por evaluar el posible efecto del herbicida sobre la comunidad de invertebrados dunares, los cuales constituyen una parte fundamental de la red trófica del ecosistema.

La dosis de herbicida a emplear ha de ser del 5%. Concentraciones mayores no consiguen un mayor éxito y sí dejan en el medio mayores niveles compuesto químico no selectivo. Las concentraciones menores pueden mantener tallos con el vigor suficiente para volver a enraizar (García de Lomas *et al.*, 2004).

La utilización de glifosato por contacto se está utilizando actualmente para el control de las poblaciones de *Galenia secunda*, otra aizoácea (García de Lomas *et al.*, este volumen), como parte de un tratamiento mixto manual-químico. En este caso, la aplicación de herbicida (también por contacto pero sin diluir) en *G. secunda* se realizó con el objeto de evitar el rebrotamiento de la planta, a partir de las profundas raíces que quedan enterradas una vez completada la retirada manual (García de Lomas *et al.*, este volumen). Esto demuestra que la estrategia de control depende de las características específicas de cada invasora, pudiendo variar el procedimiento incluso para especies de una misma familia. Se requieren por tanto estudios específicos para avanzar hacia un control eficaz y eficiente de las plantas invasoras.

REFERENCIAS

- Dana, E. D.; Sanz, M.; Vivas, S., y Sobrino, E. 2005. *Especies vegetales invasoras en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- D'Antonio, C. M. 1993. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology*, **74**: 83-95.
- D'Antonio, C. M. y Mahall, B. E. 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
- Davis, M. A.; Grime, P. y Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, **88**: 528-534.
- Dies, J. I. y Fernández-Anero, F. J. 1997. Resultados en la recuperación de la biodiversidad en el Racó de l'Olla (l'Albufera de Valencia) tras la aplicación selectiva de un herbicida de baja peligrosidad. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas*, **23**: 17-37.
- García de Lomas, J.; García, C. M.; Hernández, I.; Benavente, J.; Gracia, J. y López-Aguayo, F. 2001. *Dunas y arenales de la provincia de Cádiz. Recomendaciones para su gestión*. Demarcación de Costas Andalucía-Atlántico.
- García de Lomas, J.; Hernández, I. y García, C. M. 2004. Aproximación al control de la uña de león (*Carpobrotus spp.*) en zonas litorales de la provincia de Cádiz. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, **4**: 125-132.
- García de Lomas, J.; Hernández, I. y Ramírez, C. (este volumen). Invasión de *Galenia secunda* (Aizoaceae) en el Parque Natural Bahía de Cádiz. Una propuesta integrada de control.
- Lonsdale, W. M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, **80**: 1522-1536.
- Matańczyk, J. A.; Willis, A. J.; Vranjic, J. A. y Ash, J. E. 2002. Herbicides, weeds and endangered species: management of bitou bush (*Chrysanthemoides monilifera spp. rotundata*) with glyphosate and impacts on the endangered shrub, *Pimelea spicata*. *Biological Conservation*, **108**: 133-141.
- Sánchez-García, I. 2000. *Flora amenazada del litoral gaditano*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Diputación Provincial de Cádiz. 279 pp.
- Vilà, M. 2002. Amenazas de las invasiones biológicas a la biodiversidad. *Segundas Jornadas científicas sobre medio ambiente*. CCMA-CSIC, 29-32

EXPERIENCIAS PARA EL CONTROL DE LA UÑA DE LEÓN
(*CARPOBROTUS EDULIS*) EN LA PLAYA DE LA CORTADURA (CÁDIZ).
Ignacio Hernández, J. García de Lomas y C. M. García

3.7

[EXPERIENCIAS DE CONTROL]

GALÁPAGOS EXÓTICOS. EL CASO DE LA LAGUNA DE EL PORTIL (HUELVA)

PALABRAS CLAVE

Reptil, invasión, *Trachemys*, laguna costera

RESUMEN

La presente comunicación tiene como objetivos, en primer lugar, describir brevemente las especies de galápagos exóticos invasores presentes en la actualidad en los ecosistemas húmedos andaluces: su biología, autoecología, distribución, e impactos conocidos. En segundo lugar, discutir la situación actual de la población de galápagos exóticos en la laguna de El Portil (Huelva), tras los resultados obtenidos en la actuación de control de galápagos exóticos llevada a cabo en dicha laguna a cargo del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras durante 2005. Finalmente, se expondrá brevemente los objetivos del programa de actuación que dicho Plan pretende desarrollar a lo largo de 2006 en este sentido en la provincia de Huelva.

ABSTRACT

The present paper reports the freshwater invasive alien species currently present in the Andalusian wetland ecosystems including a brief description of their biology, ecology, distribution, and impacts. Secondly, the situation of slider turtles in the natural reserve of El Portil (Huelva) is discussed, following the results obtained during management carried out in 2005 by the Andalusian Programme for the Control of Invasive Species. Finally, we briefly describe future perspectives and management actions in 2006.

GALÁPAGOS EXÓTICOS. EL CASO DE LA LAGUNA DE EL PORTIL (HUELVA)

Soledad Vivas

Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras

Consejería de Medio Ambiente

msvivas@egmasa.es

GALÁPAGOS EXÓTICOS

En Andalucía, se encuentran diversas especies de galápagos exóticos cuyas áreas naturales de distribución se sitúan en diversas regiones del Norte de América. Sin embargo, son sólo unas pocas las que han logrado asentarse de forma exitosa en el medio natural, entre estas destaca *Trachemys scripta* subsp. *elegans* (el Galápagos de Florida). En todos los casos la llegada de estos animales al medio natural se debe a la liberación voluntaria por parte de particulares de ejemplares adquiridos como animales de compañía.

En sus lugares de origen estos animales habitan en ríos y zonas húmedas con presencia de estructuras donde asolearse (islas, ramas...) y en estos ecosistemas toleran un amplio rango de condiciones ambientales. Su presencia en Andalucía especialmente está ligada a hábitats acuáticos con influencia humana.

Estas especies de galápagos exóticos realizan casi todas sus actividades dentro del agua, aunque necesitan calentarse fuera del agua durante las horas de máxima insolación. Desde el punto de vista de la gestión es importante considerar que estas especies se encuentran inactivas durante los meses más fríos del año (diciembre-febrero).

El impacto potencial de la presencia de estas especies exóticas en el medio natural andaluz se basa principalmente en la competencia que demuestran con los galápagos autóctonos (ver Díaz Paniagua, este volumen) ya que las especies exóticas alcanzan tallas superiores, producen mayor descendencia, tienen madurez sexual más temprana y su dieta es más variada. Pueden además excluir a las otras especies de galápagos de los mejores lugares de insolación. Puesto que su dieta es omnívora depredan invertebrados, peces y anfibios así como vegetación acuática flotante y sésil.

A continuación se describen brevemente algunas características diferenciadoras de las especies presentes en Andalucía:

Trachemys scripta subsp. elegans (Wied, 1839) (galápago de Florida, tortuga de orejas rojas) (Foto 1)

Se trata de una tortuga de agua dulce con la cabeza de color verdoso con líneas longitudinales amarillas y una gran banda roja. Alcanzan la madurez sexual antes que los galápagos autóctonos, entre los 3 y 5 años. Los adultos alcanzan un tamaño medio de 18 cm y pueden vivir más de 35 años. Realizan hasta 4 puestas por año durante los meses de abril a junio con un tamaño de puesta de 6-10 huevos.

Esta especie presenta poblaciones reproductoras en toda la Comunidad Autónoma, especialmente se encuentra bien distribuida en zonas bajas y costeras de las provincias de Huelva, Sevilla y Málaga. Se ha comprobado su impacto actual principalmente mediante la competencia con galápagos autóctonos (*M. leprosa* y *E. orbicularis*) por lugares de asoleamiento y alimento. En la actualidad se encuentra en una fase de expansión relativamente temprana, teniendo en cuenta que se trata de una especie caracterizada con una dinámica de población lenta.

Trachemys scripta subsp. scripta (galápago de orejas amarillas) (Foto 2)

Se trata de una tortuga de agua dulce con una llamativa mancha amarilla en forma de banda que rodea cada ojo. Los adultos alcanzan un tamaño máximo de 27 cm. y pueden vivir hasta 31 años en libertad, llegando a los 50-70 años en cautividad. Pueden realizar entre 1 y 2 puestas por año entre los meses de abril a junio con un tamaño de puesta de 6-10 huevos/puesta.

Se encuentra presente también en diferentes ecosistemas en toda la Comunidad Autónoma, aunque normalmente en forma de individuos aislados, por lo que se puede decir que se encuentra en una fase de expansión muy temprana.

Graptemys pseudogeographica (Baur, 1890) (tortuga falsa mapa) (Foto 3)

Se caracteriza por presentar un diseño de líneas por todo el cuerpo que se asemejan a un mapa. Presenta además una quilla dorsal y la parte trasera del caparazón tiene forma aserrada. Las hembras son de mayor tamaño que los machos (hembras: 27 cm, machos: 15 cm). Los adultos maduran a los 14 años, y las hembras pueden poner unos 12-22 huevos por puesta y de 1-2 puestas por año. La época de puesta es en primavera.

En Andalucía su presencia sólo se ha citado en la laguna de El Portil (Huelva). No se ha confirmado que esta especie se esté reproduciendo en el medio natural andaluz. Sin embargo, ya que en la actualidad se vende de forma habitual en las tiendas de mascotas (ver Díaz Paniagua, en este volumen) y su comportamiento invasor en otros países está comprobado, se le debe considerar una especie potencialmente invasora.

Pseudemys nelsoni (Carr 1938) (tortuga de río o "Cooter" de Nelson) (Foto 5)

Tortuga de agua dulce con la cabeza negra y rayas amarillas longitudinales. Puede alcanzar un tamaño máximo de 34 cm. llegando a vivir más de 20 años. Presenta un tamaño de puesta de 9-12 huevos, con 1-2 puestas por año; el periodo de puesta es entre abril-julio.

En Andalucía se ha citado solamente en la laguna de El Portil (Huelva). No se ha confirmado que esta especie se esté reproduciendo en el medio natural andaluz. Sin embargo, ya que en la actualidad se vende de forma habitual en las tiendas de mascotas (ver Díaz Paniagua, en este volumen) y su comportamiento invasor en otros países está comprobado, se le debe considerar una especie potencialmente invasora.

EL CASO DE LA LAGUNA EL PORTIL

En Mayo de 2005 la Consejería de Medioambiente puso en marcha un programa de Control de Galápagos Exóticos en humedales andaluces, en el marco del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Los objetivos principales de este programa son dos: conocer la distribución de estas especies en el territorio andaluz y eliminar sus poblaciones. Uno de los primeros humedales incluidos en el programa fue el de la laguna de El Portil, en la provincia de Huelva, por varias razones: 1. este humedal presenta probablemente la mayor población de galápagos exóticos de toda Andalucía, el estado de estas poblaciones ha sido ampliamente estudiado desde 2003 por el equipo de Díaz Paniagua y colaboradores (2005); 2. ya se habían realizado experiencias previas de control de galápagos en la zona por el equipo técnico del Parque Natural.

La propuesta de trabajo consideraba la revisión de técnicas de cuatro técnicas de captura: 1. Captura manual de hembras nidificantes en tierra; 2. Localización de nidos de galápagos exóticos; 3. Captura de ejemplares en el agua mediante el empleo de nasas y trampas; y la 4. Eliminación directa mediante disparos

Durante los meses de Septiembre a mediados de Noviembre de 2005 un equipo formado por dos técnicos de la Consejería de Medioambiente, llevó a cabo un programa de trabajo centrado en la captura de ejemplares en el agua mediante el empleo de nasas y trampas. Otras técnicas fueron desechadas debido a que la época de reproducción ya había concluido.

MÉTODOS Y PRINCIPALES RESULTADOS

Durante el mes de Septiembre se colocaron un total de 32 nasas cangrejas, (ver foto 5) que fueron rotando semanalmente de forma que las capturas se realizaran en todo el perímetro de la laguna. Durante los meses de Octubre y mitad de Noviembre se emplearon trampas de tiro vertical (ver foto 6), un total de 5 trampas de tiro vertical en el lado más accesible de la laguna (la orilla hacia el sureste). Las nasas así como las trampas fueron revisadas diariamente los cinco días de la semana por dos técnicos durante toda la jornada laboral (8 horas). Los trabajos se interrumpieron en el mes de Noviembre coincidiendo con la disminución de la actividad biológica de estas especies en la zona.

En total se capturaron 133 individuos (Tabla 1). El 96% de las capturas se realizaron empleando las trampas de tiro vertical, que resultaron más específicas y por tanto, de una mayor efectividad.

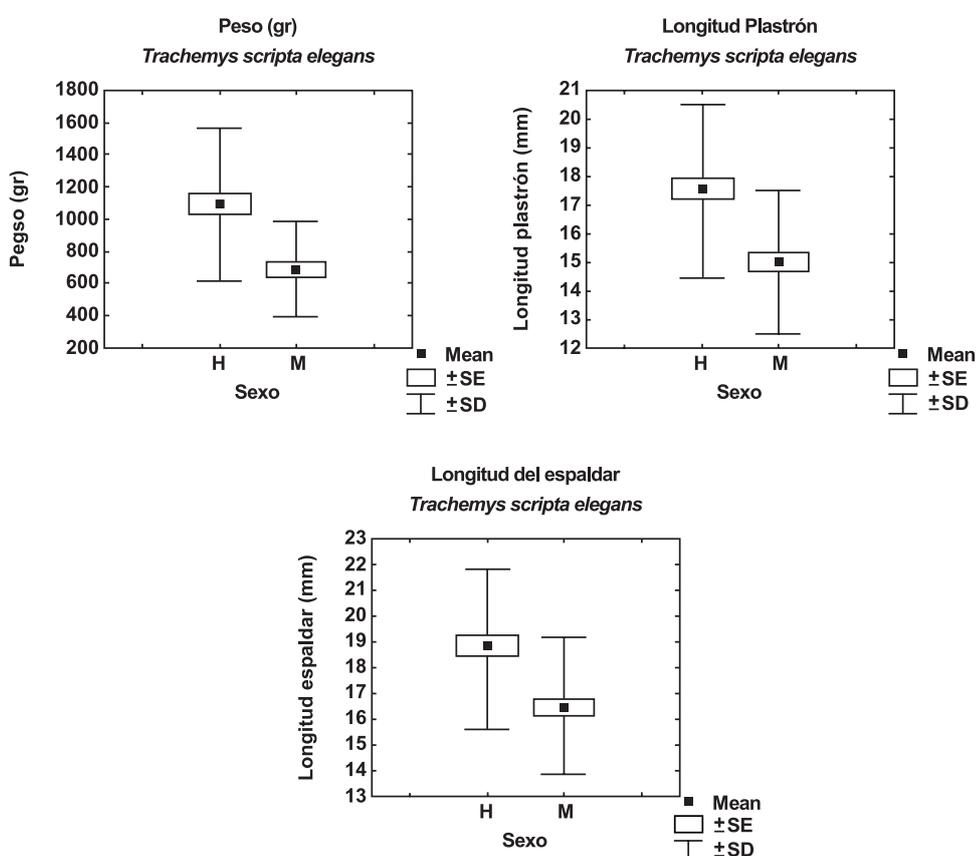
Los individuos capturados fueron identificados, sexados, pesados (0.01 gr) y medidos (la longitud del peto y la longitud del espaldar).

Se capturaron individuos de 4 especies, *T scripta elegans*, *T. scripta scripta*, *Graptemys pseudogeographica*, y *Pseudemys nelsoni*. El número de machos (70 individuos) capturados fue mayor que el de hembras (57 individuos). En la Figura 1, se aprecia que el peso y el tamaño medio (long. peto y long. del espaldar) de las hembras capturadas fue superior al de los machos, en el caso de la especie más abundante (*T. scripta elegans*).

TABLA 1. Número de individuos de galápagos exóticos, diferenciando las distintas especies, capturados en la laguna de El Portil, durante los meses de Septiembre a Noviembre

	Trachemys scripta elegans	Trachemys scripta scripta	Graptemys pseudogeographica	Pseudemys nelsoni	Total
Septiembre	33	1	2	0	36
Octubre	80	0	1	0	81
Noviembre	15	0	0	1	16
Total	128	1	3	1	133

Figura 1. Medias y Desviación Estándar del peso (gr), la longitud del peto y la longitud del espaldar en la especie Trachemys scripta elegans, diferenciando hembras (H) de machos (M).



En resumen, los trabajos realizados durante los meses de Septiembre a Noviembre de 2005, han permitido poner a punto la técnica de las trampas de aseamiento por parte del equipo del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Comprobando su mayor efectividad con respecto a otras técnicas tradicionales menos selectivas.

Además han permitido la captura de 133 ejemplares en un pequeño periodo de trabajo. Estos resultados ponen de manifiesto que la población de galápagos en este humedal puede considerarse aún como una de las más grandes (con mayor número de individuos) en el territorio andaluz es de gran tamaño, albergando además una gran riqueza de especies (las cuatro presentes en Andalucía) en relación a otros humedales andaluces.

PROGRAMA DE ACTUACIONES PARA EL AÑO 2006

Según la bibliografía publicada, *Trachemys scripta elegans* se encuentra bien distribuido en zonas bajas y costeras de la provincia de Huelva, concretamente en 74 cuadrículas UTM de 10 x 10 kilómetros (Pleguezuelos, Márquez y Lizana 2002). Los objetivos que persigue el Programa de Control de Galápagos en la provincia de Huelva en los próximos años son: 1. continuar con los trabajos de control- erradicación en la laguna de El Portil; 2. comenzar con las prospecciones en los demás humedales de la provincia, de forma que en los lugares donde se localicen individuos de galápagos exóticos se proceda a su eliminación.

REFERENCIAS

- Díaz-Paniagua, C.; Pérez-Santigosa, N.; Hidalgo-Vila, J. y Portheault, A. 2005. Bases científicas para la elaboración de un programa de erradicación de galápagos exóticos introducidos en el medio natural. Memoria Final. Dirección General de Gestión del Medio Natural. Consejería de Medioambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. 333 pp.
- Pleguezuelos, J. M. Márquez, R. y Lizana M. (eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. 585 pp.



4

EXPERIENCIAS DE CONTROL Y SEGUIMIENTO



4.1

[EXPERIENCIAS DE CONTROL Y SEGUIMIENTO]

PROSPECCIÓN PARA LA DETERMINACIÓN Y ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE LA ESPECIE INVASORA CANGREJO CHINO (*ERIOCHEIR SINENSIS*) EN EL BAJO GUADALQUIVIR

PALABRAS CLAVE

Cangrejo chino, Fauna Exótica Invasora.

RESUMEN

El Cangrejo Chino, *Eriocheir sinensis*, es una especie invasora originaria del Sureste de Asia, que aparece en numerosas localizaciones de Europa y América del Norte y Sur. La presencia de *Eriocheir sinensis* en el Bajo Guadalquivir es la primera cita de esta especie en España. Las primeras capturas accidentales las realizaron pescadores locales en el Bajo Guadalquivir en la primavera de 1997. Con los datos de los sondeos realizados a los pescadores, y dadas las características hidráulicas y físico-química-biológicas del río Guadalquivir, muy similares a los ríos del Suroeste de Asia, se decidió realizar un estudio de prospección del Cangrejo Chino en el Bajo Guadalquivir, donde esta especie podría encontrar condiciones mucho más favorables que en otras zonas invadidas del norte de Europa y América.

ABSTRACT

The Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, is an invasive species native to South East of Asia, which appears in many locations of Europe and North and South of America. The first citing of this crab in Spain was in the river Guadalquivir where the first specimens were caught accidentally by local fishermen in the spring of 1997. Given the physical, chemical and biological similarities between the Guadalquivir and South West Asian rivers, it was decided to carry out a study of the distribution and density of the Chinese mitten crab in the Guadalquivir, where this specie could potentially find more favourable conditions to live than in other invaded areas in Europe and America.

PROSPECCIÓN PARA LA DETERMINACIÓN Y ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE LA ESPECIE INVASORA CANGREJO CHINO (*ERIOCHEIR SINENSIS*) EN EL BAJO GUADALQUIVIR

José Luis Ferrero Rodríguez y Salvador Algarín Vélez¹

CONEI¹
salgarin@conei.com

INTRODUCCIÓN

Eriocheir sinensis, comúnmente conocido como el Cangrejo Chino o Cangrejo de Guante, es una especie exótica original del Sureste de Asia (China, Península Coreana y Japón) introducida posiblemente a través del agua de lastre de las grandes embarcaciones. Este cangrejo puede ser fácilmente reconocible por la forma de su caparazón, redondo y uniforme, normalmente de color marrón claro. Posee cuatro patas en cada lateral y dos pinzas frontales, las cuales están provistas de pelo con extremos blancuzcos, característica peculiar de la especie y que le da el nombre de Cangrejo de Guante. Otras características peculiares de esta especie son las patas laterales, que miden aproximadamente el doble que las pinzas frontales, una pequeña muesca entre sus dos ojos y espinas en los laterales del caparazón. El tamaño de este cangrejo puede llegar a alcanzar los 80 mm en los adultos.

El Cangrejo Chino es una especie catádroma, es decir, los adultos se reproducen en aguas saladas y los jóvenes migran cauce arriba de los ríos hasta llegar a aguas dulces donde pasan la mayor parte de su vida. Los estuarios son por tanto entornos claves para esta especie.

El ciclo de vida de este peculiar cangrejo pasa por las siguientes etapas:

Estado de Larva: Los huevos son transportados por las hembras en la parte del abdomen e incubados en las aguas saladas. El agua debe tener al menos una salinidad del 25%. La incubación se lleva a cabo en los meses de primavera y principios de verano, normalmente en aguas de estuarios. Las larvas permanecen en fase planctónica de 1 a 2 meses. La temperatura óptima para el desarrollo de estas fases se encuentra entre 12-18°C. A medida que las larvas pasan por las diferentes fases se van adaptando al agua dulce.

Estado de Juveniles: Los cangrejos juveniles suelen permanecer sus primeros meses de vida en zonas próximas a los estuarios. Suelen vivir en huecos o entre la vegetación de las márgenes de los ríos, donde en mareas bajas buscan la protección de los predadores y de la desecación. Al llegar el final del invierno y principio de la primavera (casi un año después de su incubación) grandes números de juveniles comienzan su emigración cauce arriba de los ríos.

Estado de Adultos: La madurez en el Cangrejo Chino, como en muchas otras especies, suele variar dependiendo de las diferentes características del medio. La especie suele alcanzar la madurez entre 1 y 5 años de vida. El crecimiento esta inversamente relacionado a su tamaño, los cangrejos pequeños crecen un 24% entre mudas, mientras que los cangrejos grandes solo un 11%.

Durante el primer verano de su madurez los cangrejos experimentan el proceso de muda de pubertad, y comienzan a migrar cauce abajo, a una velocidad media de 8-12 kilómetros por día, ya que buscan el agua salada para reproducirse. Las gónadas se desarrollan durante el desplazamiento de migración. El emparejamiento y la fecundación ocurren a finales de otoño-principio de primavera. El desove se da en las partes bajas de los estuarios donde el grado de salinidad es alto (20-25%), siendo esta concentración salina necesaria para el desarrollo de los huevos y su adherencia. Las hembras producen entre 250.000 y 1.000.000 de huevos, cargando con ellos para su incubación. Ambos sexos, mueren varios meses después de haber completado el proceso de reproducción.

El Cangrejo Guante o Chino, fue introducido en las aguas continentales de Europa por medio de los lastres de buques mercantes. La primera noticia de esta introducción tiene lugar en la ciudad alemana de Bremen en el año 1927. Desde aquí empezó rápidamente a esparcirse a través de las conexiones de los numerosos canales de los ríos Elba y Rin invadiendo casi toda Europa del norte y centro. En Inglaterra se tienen datos de su presencia a partir de 1986 en el río Támesis en la ciudad de Chelsea. También se ha constatado la presencia de estos cangrejos en Portugal, por lo que es fácil que puedan remontar los ríos hasta invadir los cauces fluviales españoles.

También se tiene constancia de la presencia de estos cangrejos en USA. En este caso la Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, que engloba a México, USA y Canadá, está destinando cuantiosos esfuerzos y recursos económicos para defenderse de esta especie invasora.

La presencia de *Eriocheir sinensis* en el Bajo Guadalquivir es la primera cita de esta especie en España, y es probable que su vía de entrada haya sido a través de la suelta de los lastres de los barcos mercantes dadas las características de este río, con importante tráfico fluvial y comunicación con otros puertos.

ESTUDIO DE PROSPECCIÓN DEL CANGREJO CHINO EN EL BAJO GUADALQUIVIR

Durante los años 2001 y 2002 se realizaron las dos primeras fases de prospección de Cangrejo Chino en el Bajo Guadalquivir. Para estos trabajos se diseñaron una serie de polígonos de pesca donde se instalaron nasas anguileras de tres muertes fabricadas con redes de Nylon que eran caladas en la orilla y en el fondo del río.

Estas redes se revisaron dos veces por semana y de cada una de ellas se recogió la siguiente información:

- Especies capturadas
- N° de individuos capturados de cada especie

- Para los cangrejos chinos se registra además; n° machos, n° hembras, tamaño y peso de cada uno de los cangrejos capturados.

Se aprovecharon los muestreos para retirar los cangrejos capturados y conservarlos en una colección para su posterior estudio. Además se eliminaron del río el resto de especies exóticas capturadas, tanto peces (ejemplos: percasol, black bass, chanchito...) como otros cangrejos. La fauna autóctona se devolvió al río. También se tomaron datos relativos a la temperatura del río con el fin de analizar si existe una relación entre esta y la movilidad de la especie.

RESULTADOS

Se exponen los resultados obtenidos durante las dos primera fases de prospección. La tercera fase se está llevando a cabo en estos momentos (2005), de la que aún no pueden exponerse resultados. Durante estas fases el número de capturas fue el siguiente:

- 76 ejemplares capturados en la primera fase prospección mayo–octubre
- 21 ejemplares capturados en el mes de noviembre nasas fijas
- 189 ejemplares capturados en la segunda fase prospección diciembre–mayo

TOTAL

286 (Todos estos ejemplares de Cangrejo Chino fueron capturados dentro de la dársena del Guadalquivir a excepción de un ejemplar el cual fue capturado el 08/01/02 a pocos metros de la esclusa, en la zona exterior).

Se apreció que de toda la dársena la zona con mayor número de cangrejos corresponde a la zona portuaria. Justamente esta zona es el área dentro de la dársena con las aguas más remansadas, debido al escaso movimiento de embarcaciones mercantes, y con mayor existencia de vegetación en orilla. También se apreció un alto número de capturas en la zona de la esclusa, de nuevo una zona con vegetación y con aguas remansadas. De todas formas se aprecia que el cangrejo ha aparecido en todas las nasas encontradas en la dársena, afirmando la hipótesis de que el Cangrejo Chino podría estar presente en toda el área de la dársena del Guadalquivir.

De entre todas las capturas de Cangrejo Chino se aprecia un mayor número de hembras (121 Uds. 64.02%) que de machos (68 Uds. 35.98%).

Tras esta segunda fase de prospección se ha encontrado una clara relación en cuanto al número de capturas y la temperatura del agua. Demostrando que el Cangrejo Chino tiene la misma pauta de movimiento y respuesta a este factor en el Guadalquivir que en otros lugares del mundo donde el cangrejo se encuentra presente, como en Alemania y San Francisco. A medida que las temperaturas bajan las capturas de Cangrejo Chino ascienden, alcanzando las máximas capturas en el mes de temperaturas más bajas. En los meses de diciembre y enero se alcanzan las máximas capturas: diciembre (53 Uds.) y enero (77 Uds.) coincidiendo con las temperaturas mínimas mas bajas diciembre (11 °C) y enero (11 °C). De la misma forma en los meses de abril (0 Uds.) y mayo (2 Uds.) coinciden con las más altas temperaturas abril (21 °C) y mayo (23 °C) siendo los meses que presentan menos capturas (Figura 1).

Figura 1. Relación de capturas con las temperaturas máximas y mínimas registradas a lo largo de los periodos de prospección.

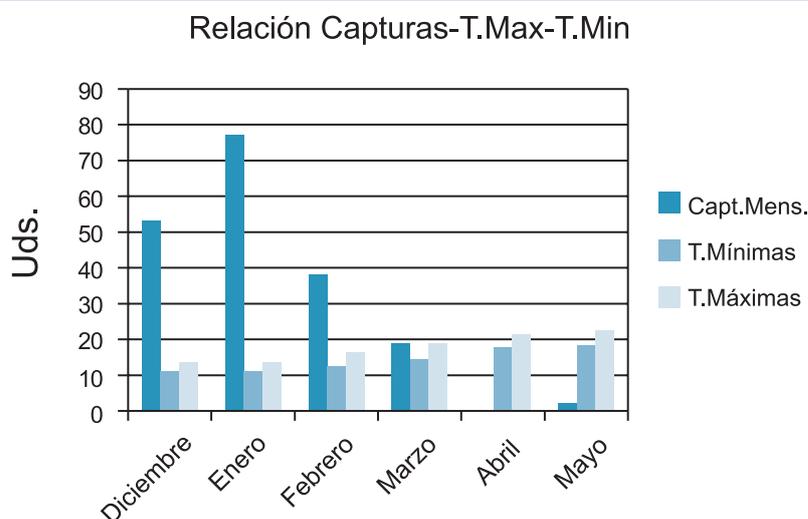
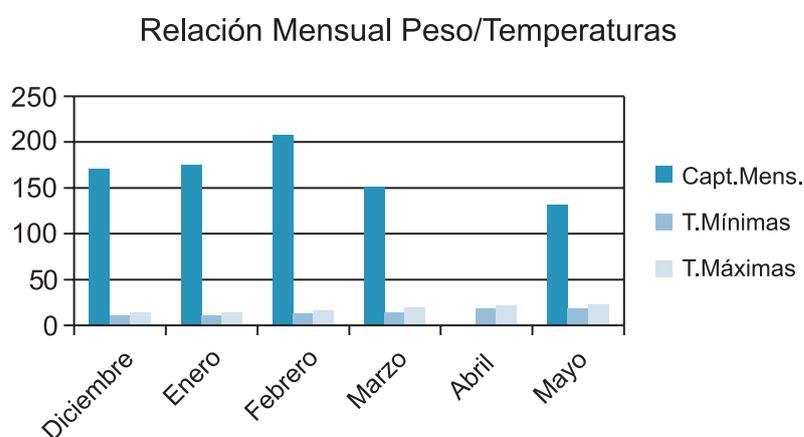


Figura 2. Relación mensual entre el peso medio de los ejemplares capturados y la temperatura.



En cuanto a las tallas se ha encontrado una relación similar entre ambos sexos; talla media de caparazón hembras (7 cm) y machos (8 cm) de caparazón. Sin embargo se han encontrado diferencias en el peso, siendo superior el peso medio en los machos (187 g) que en las hembras (169 g). Esto puede ser debido tal como ya han expuesto otros científicos en estudios del Cangrejo Chino, a que los machos suelen destacar en esta correlación de talla-peso debido a que sus pinzas y patas son más gruesas que las de las hembras.

Se ha estudiado la posible relación entre el aumento de las medias en los pesos de los ejemplares capturados, con la temperatura. Se ha intentado observar si pudiera existir una relación con el aumento en pesos y la disminución en las temperaturas. Parece que los pesos medios ascienden cuando las temperaturas bajan y viceversa. Peso medio mayor de enero (175 g) coincide con la mínima temperatura media (11°C) de enero, el peso medio menor de mayo (131 g) coincide con la máxima temperatura (23 m °C) (Figura 2).

CONCLUSIONES

- 1 Después de la segunda fase de prospección y el cierre completo del ciclo anual, se confirma la presencia del Cangrejo Chino en el Bajo Guadalquivir.
- 2 Los resultados de capturas tras nuestro esfuerzo de pesca intensiva a lo largo de los diversos puntos de muestreos en el Bajo Guadalquivir apoyan la hipótesis de que el Cangrejo Chino, de momento, sólo se encuentra en la zona de la dársena del Guadalquivir. Posiblemente el Cangrejo Chino todavía no haya cerrado de manera significativa su ciclo biológico debido a que muy escasos ejemplares llegan a la zona de aguas salobres (característica indispensable para su reproducción).
- 3 Los resultados pueden confirmar que la introducción del Cangrejo Chino en el Guadalquivir es debida a la contaminación bio-invasiva por medio de expulsión de aguas de lastre de los barcos mercantes en la zona portuaria, tal como se ha producido en otros lugares (Alemania, USA, Francia, etc).
- 4 Durante la tercera fase de prospección, que se está realizando en estos momentos, se sigue detectando la presencia de Cangrejo Chino en el Bajo Guadalquivir concretamente en la zona portuaria. Se está haciendo énfasis en la eliminación de ejemplares intentando centrar los polígonos de pesca en aquellas zonas con clara presencia pero sin dejar de prospectar toda la cuenca del río hacia su desembocadura. Además se está llevando a cabo una campaña de información y sensibilización entre los colectivos implicados.
- 5 Es difícil que con los datos obtenidos hasta el momento se pueda determinar con exactitud el grado de invasión del Bajo Guadalquivir. No obstante, conociendo lo ocurrido en otras áreas invadidas, el Guadalquivir presenta condiciones ideales para su definitiva implantación y esto podría tener consecuencias ecológicas imprevisibles. Recomendamos por lo tanto, que no se escatimen esfuerzos en seguir luchando e investigando con todos los medios posibles para impedir la proliferación de esta especie en el río. Se recomienda que se siga investigando anualmente el Cangrejo Chino, sería muy interesante el comenzar un nuevo campo de investigación en el apartado de diseño de nasas más efectivas, nasas que pudieran combatir las duras condiciones de corrientes y movimientos de fondos del cauce del río Guadalquivir.

REFERENCIAS

- Algarín, S. 2000. Antecedentes Históricos de la Pesca en la marisma de Doñana.
- Algarín, S. 2001. Apuntes Personales sobre bioinvasiones en el Bajo Guadalquivir.
- Anónimo. 1998. Chinese mitten crabs: life and history. (http://www2.delta.dfg.ca.gov/mittencrab/life_hist.html)
- Anónimo. 1999. Mitten Crab Removal and Biology. (<http://www.mp.usbr.gov/mittencrabs/crab.html>)
- Belgie S. 1999. Chinese mitten crab. (<http://www.ping.be/tadorna/swg/swgfren.html>)
- Bridges B; Hess L y Wang J. 1999. The Ying/Yang of the Crab Story. Publicación Personal Interna del Departamento de Agricultura y Pesca del estado de California.
- Carlton J. T. y Cohen, A. N. 1997. Transoceanic Transport Mechanisms: Introduction of the Chinese Mitten Crab, *Eriocheir sinensis*, to California. *Pacific Science*, **51**, 1: 1-11.
- Chinese Mitten Crab Ecological Model. (www.seerecht.org/wegelein/course/group/graphics/eco-mod.htm)
- Clark, P. F. P.; Rainbow, S.; Robbins, R. S.; Smith, B.; Yeomans, W. E.; Thomas, M. y Dobson, G. 1998. The alien Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* in the Thames catchments. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **78**, 1998.
- Cohen, A. N and Weinstein, A. 2001. *The Potential Distribution of Chinese Mitten Crabs (Eriocheir sinensis) in selected waters of the Western United States with U. S. Bureau of Reclamation Facilities*. San Francisco Estuary Institute, U. S. Bureau of Reclamation, April 2001.
- Cohen, A. N. 1995. Chinese mitten crabs in North America. *ANS Digest*.
- Draheim Robyn. Chinese mitten crabs a threat to Washington State waters?. (<http://www.seerecht.org/wegelein/course/group/crab3.htm>)
- Gollasch, S. 1998. *Eriocheir sinensis* (Milne-Edwards, 1854). (<http://www.ku.lt/nemo/ericho.htm>)
- Gollash, S. 1999. *Current status on the increasing abundance of the Chinese mitten crab (Eriocheir Sinensis) in the German Elbe River*. Fish and Wildlife Service.
- Kim Webb, 1999. *The Chinese Mitten Crab Invasion of California: A draft National Management Plan for the Genus Eriocheir*. U. S. Fish and Wildlife Service 4001 North Wilson Way, Draft August 2, 1999.
- Mefford, B.; Liston, C. y White, R. 2000. *Evaluation of Mitten Crab Exclusion Technology during 1999 at the Tracy Fish Collection Facility, California*. United States Department of the Interior Buerau of Reclamation Mid-Pacific Region and the Technical Service Center, **14**.
- Edwards, M. The Chinese Mitten Crab research in Swedish. (www.nrm.se)
- Natural History Museum. The Chinese Mitten Crab Home Page. <http://www.nhm.ac.uk/zoology/crab>)

PROSPECCIÓN PARA LA DETERMINACIÓN Y ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE LA
ESPECIE INVASORA CANGREJO CHINO (*ERIOCHEIR SINENSIS*) EN EL BAJO GUADALQUIVIR.
José Luis Ferrero Rodríguez y Salvador Algarín Vélez

- Panning, A. 1939. *The Chinese mitten crab. Annual Report.* Smithsonian Institution, 361-375.
- Rudnick, D. A. 1999. Economic and ecological impacts of the Chinese Mitten Crab (*Eriocheir sinensis*) in San Francisco Bay. Technical completion report. Project number: UCAL-WRC-W-881. University of California Water Resources Center.
- Rudnick, D. A.; Resh, V. H. y Halat, K. M. 1999. *Economic and ecological impacts of the Chinese Mitten Crab (Eriocheir sinensis) in San Francisco Bay.* Technical completion report. Project number: UCAL-WRC-W-881. University of California Water Resources Center.
- San Francisco Estuary Institute SFEI web page. *Eriocheir Sinensis.* <http://www.sfei.org>)
- Veldhuizen, T. 2001. *Spatial and Temporal Distribution of the Chinese Mitten Crab in the Sacramento-San Joaquin Delta.* California State University, Sacramento.
- Thiel, H. 1938. Die allgemeinen Ernährungsgrundlagen der chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* Milne-Edwards). *Mitt. Aus dem Hamb. Zool. Mus. y Inst. In Hamburg*, **47**: 50-64.
- Veldhuizen T. Overview of the Life History, Distribution, Abundance, and Impacts of the Chinese Mitten Crab, *Eriocheir sinensis*
<http://www.anstaskforce.gov/Mitten%20Crab%20Literature%20Search.htm>)
- Veldhuizen, T. y Hieb, K. 1998 b. What's new on the mitten crab front? *IEP Newsletter*, **11**: 3.
- Vincent, T. 1996. Le crabe Chinois *Eriocheir sinensis*. Seine-maritime, France. *Annales de L'Institut Oceanographic*, **72**, 2: 155-171.
- Johnson, W. y Hess L. 2001. Do mitten crabs carry the Parasitic lung fluke?

4.2

[EXPERIENCIAS DE CONTROL Y SEGUIMIENTO]

ESTUDIO Y GESTIÓN DE GALÁPAGOS EN LAS LAGUNAS DEL PARQUE DEL ALAMILLO (SEVILLA)

PALABRAS CLAVE

Galápagos, exóticos, Alamillo, captura, concienciación.

RESUMEN

Este trabajo está basado en el estudio de la población de galápagos leproso y retirada de galápagos exóticos que habitan en las dos lagunas del parque del Alamillo en Sevilla, y en cómo incide la población de galápagos exóticos en la de galápagos autóctonos. Este parque es de titularidad pública y está gestionado por EPSA (Empresa Pública de Suelo Andaluz) y por lo tanto recibe la visita de muchos usuarios, dichos usuarios van a estas lagunas a dar de comer a los patos y peces que habitan en ellas y ¿por qué no? a soltar ese patito, ese pececito o esa tortugueta que tantos problemas causa en casa, por supuesto con toda su buena voluntad.

Así pues Algakon se ha dedicado al estudio de la población de galápagos leproso (captura, marcaje, distribución, pesaje, medición, sexado y posibles enfermedades o agresiones por parte de los exóticos). Referente a las exóticas se les somete a un proceso de identificación, pesaje, sexado, medición y posteriormente se hace entrega de los ejemplares de galápagos foráneos capturados para su eliminación al CREA (Centro de Recuperación de Especies Amenazadas-CMA) que está situado en San Jerónimo.

Un factor importante es que la mayoría de usuarios no saben de la gravedad de los actos que están realizando y como incidirán en un futuro en ese ecosistema los animales que han liberado. Posiblemente ese desconocimiento sea ocasionado por falta de paneles informativos dentro del parque o algún otro medio de información (campañas de sensibilización e información).

ABSTRACT

This work is based on the study of the native turtle *Mauremys leprosa* and elimination of exotic slider turtles that inhabit two artificial lakes in the Alamillo Park (Seville). The effects of the exotic turtles on native turtles is studied. This public park is managed by EPSA and supports a large number of visitors, who commonly feed the present ducks and fish. Some of these species have been deliberately introduced by visitors.

Algakon has been devoted to study of *M. leprosa* by capturing, marking, distribution, weighing, measuring, sexing and possible diseases or attacks provoked by exotic turtles.

Exotic sliders are identified, weighed, sexed, measured. Finally, the alien slider turtles are given to the Centre for Endangered Species Recovery in San Jeronimo (Sevilla).

An important factor is that most users are unaware of the danger of deliberate release of exotic animals into natural environments and the impacts provoked. Possibly this ignorance suggests the need to increase information to increase awareness and knowledge.

ESTUDIO Y GESTIÓN DE GALÁPAGOS EN LAS LAGUNAS DEL PARQUE DEL ALAMILLO (SEVILLA)

Humberto Gacio Iovino; A. Yanes Pérez; H. Gacio Almeida y C. Hernández García

ALGAKON, S.L. Estudios y Actividades en el Medio Natural
algakon@telefonica.es

INTRODUCCIÓN

El Parque del Alamillo se encuentra situado en la zona noroeste de la ciudad de Sevilla, más concretamente al norte de la Isla de la Cartuja; entre los cauces antiguo y nuevo del Guadalquivir y entre las carreteras SE-30 y Ronda Norte, en un área profundamente transformada con motivo de la exposición universal de 1992. Este parque fue inaugurado el 12 de octubre de 1992, coincidiendo con la clausura de la exposición universal hispalense, y es actualmente el parque más visitado por los sevillanos.

Su extensión es de 100 hectáreas y está organizado alrededor de dos lagos, el lago mayor (2,4 Has) y el lago menor (0,63 Has).

OBJETIVO

Conocer la población de galápago leproso (*Mauremys leprosa*) presente en los dos lagos del Parque del Alamillo y retirar el máximo de ejemplares de galápagos exóticos posible.

METODOLOGÍA

Por un lado se han realizado censos de observación en ambos lagos, recorriendo sus orillas en las horas de mayor insolación y observando los asoleaderos de corcho instalados.

Por otro lado, para la captura de ejemplares, marcaje y suelta de galápagos leprosos y retirada de exóticos se han colocado un total de 12 nasas de cangrejos y anguilas adaptadas. Para aumentar el éxito de capturas a cada nasa se le ha introducido un cebo.

Los ejemplares exóticos retirados han sido entregados al Centro de Recuperación de Especies Amenazadas de San Jerónimo (Sevilla). Los ejemplares de galápagos leprosos han sido marcados numéricamente siguiendo el código establecido por Pérez et al. (1979) y liberados de nuevo en el mismo lugar de captura.

En el año 2004 el estudio se realizó en los dos lagos presentes en el Parque, en el 2005 se centralizó en el lago mayor.

DURACIÓN DEL ESTUDIO

El estudio se ha realizado durante un total de 3 meses (julio y agosto de 2004 y julio de 2005).

RESULTADOS

- 1 En total se han capturado 369 galápagos, incluyendo recapturas.
- 2 Se han marcado un total de 90 galápagos leprosos
- 3 Se han retirado un total de 112 galápagos exóticos.
- 4 La proporción de ejemplares retirada en función de la especie y en orden decreciente es la siguiente:
 - 66 ejemplares de *T. s. elegans* (galápagos de florida)
 - 19 ejemplares de *T. s. scripta* (galápagos de orejas amarillas)
 - 18 ejemplares de *G. Khonii* (Tortuga mapa)
 - 2 ejemplares de *E. subglobosa*
 - 1 ejemplar de *T. s. ornata*
 - 3 ejemplares de *P. nelsoni*
 - 1 ejemplar no identificado de *Pseudemys sp.*
 - 2 ejemplares de *C. picta beli*
 - Ha sido observado un ejemplar de *Apholone spinifera* no capturado.
- 5 La población de galápagos leprosos estimada en el lago mayor según el Método Schnabel es de 67,7 ejemplares, habiendo sido ya marcados 52. La tasa de captura-recaptura alcanzada ha sido de 1 :3, 29
- 6 El estado de salud de la población es bastante precario habiéndose detectado numerosos casos de enfermedad, mayoritariamente en galápagos leprosos, como la enfermedad Ósea Metabólica (M. B. D.) y la Enfermedad cutánea ulcerativa (SCUD) provenientes de la falta de sol, de vitaminas y de minerales en la dieta. Además muchos ejemplares autóctonos poseen el caparazón fragmentado, la cola cortada, daños en el cuello y malformaciones o inflamaciones así como mucosidad recubriendo la totalidad del plastron e incluso el espaldar y extremidades. En gran medida, ello se debe a la competencia interespecifica por los lugares de asoleamiento y a las agresiones por parte de galápagos exóticos.

MEDIDAS DE ACTUACIÓN

- 1 Evitar la suelta no controlada de más ejemplares, para lo cual se entiende necesario ofrecer otra posibilidad al usuario (reclamar la entrega de ejemplares en las oficinas del Parque y derivar los ejemplares entregados al CREA (Centro de recuperación de Especies Amenazadas-CMA) o bien ofrecer un teléfono y lugar de acogida donde poder acudir).
- 2 Informar del perjuicio de estas actuaciones mediante programas educativos, carteles informativos y normas de uso del Parque.
- 3 Vaciar las lagunas para lograr una mejora de la calidad de las aguas y paralelamente la retirada del máximo de especies exóticas (peces, cangrejos y galápagos)
- 4 Si no se acomete el punto 3, continuar retirando ejemplares de galápagos exóticos hasta lograr reducir la población existente al máximo, evitando así el intercambio de éstas con el río Guadalquivir y la dársena, así como paliando los ataques y las competencias que se producen con el galápagos leproso, el cual mejoraría sensiblemente su estado de salud.
- 5 Estudiar el intercambio de galápagos entre las lagunas y el Río Guadalquivir con el objeto de colocar barreras físicas que imposibiliten el intercambio de exóticos con el Río y así frenar una mayor propagación.
- 6 Retirar el máximo de huevos de las puestas de galápagos de florida, y controlar, si se produjeran, puestas de otras especies exóticas.



5

PROPUESTAS DE PREVENCIÓN



5.1

[PROPUESTAS DE PREVENCIÓN]

¿QUÉ HACER CON LOS EJEMPLARES DE ESPECIES EXÓTICAS ENTREGADOS POR PARTICULARES?: NUESTRA EXPERIENCIA EN EL ZOOBOTÁNICO DE JEREZ

PALABRAS CLAVE

Animales decomisados, animales en depósito, especies invasoras, quelonios, Psitácidos.

RESUMEN

Los ejemplares de especies exóticas que son ofertados a los núcleos zoológicos por parte de los particulares o autoridades competentes en la materia, constituyen un problema hoy día debido a su número (en aumento) y al vacío legal que existe en relación a este tema. La falta de una respuesta adecuada por parte de las instituciones a este problema puede tener consecuencias nefastas para el medio ambiente sobre todo si los particulares deciden su suelta al medio natural. En esta comunicación aportamos la experiencia del ZooBotánico de Jerez en esta materia durante estos años y la necesidad de articular mediadas efectivas por parte de la administración que solucionen este problema.

ABSTRACT

Every year, an increasing number of exotic animals are offered by public to permanently place them at Zoos. This is an important problem as the number of specimens of certain species is increasing very rapidly and there is no legal disposition about the subject. The lack of an appropriate response by official institutions may favour the releasing of the animals in wildness with great consequences for the environment. In this note we provide our experience and remark the necessity of legal regulation about this important problem.

¿QUÉ HACER CON LOS EJEMPLARES DE ESPECIES EXÓTICAS ENTREGADOS POR PARTICULARES?: NUESTRA EXPERIENCIA EN EL ZOOBOTÁNICO DE JEREZ

Mariano Cuadrado; I. Sánchez; M. A. Quevedo y L. Flores

Zoobotánico de Jerez
tecnicos.zoo@aytojerez.es

EXPERIENCIA

Tradicionalmente, los núcleos zoológicos han sido lugares de recepción y depósito de ejemplares pertenecientes a especies exóticas que son decomisados por los agentes de la autoridad (SEPRONA, Agentes de Medio Ambiente, Policía Local etc.) o bien, son donados por particulares que quieren desprenderse de sus animales de compañía. En otros casos, los animales son simplemente encontrados sin que se sepa con seguridad cuál es su origen o el dueño. Los animales pertenecen a grupos zoológicos muy variados. La mayoría son aves de compañía (especialmente Psitácidos como yacos, amazonas, guacamayos, cotorras, periquitos, ninfas, inseparables etc) aunque también hay algunas aves Paseriformes. También abundan los reptiles como galápagos de Florida, iguanas, camaleones, etc. Por el contrario, rara vez nos ofrecen mamíferos (mayormente primates o carnívoros) o anfibios.

Muchos de estos animales corresponden a especies encontradas frecuentemente en tiendas de mascotas. Generalmente, el ZooBotánico se hace cargo de estos ejemplares y se les busca una salida adecuada. Si se trata de especies poco frecuentes (e.g. primates o carnívoros) o con requerimientos muy específicos (e. g. cocodrilos o caimanes), son ofrecidos a otros núcleos zoológicos en donde puedan llevar una vida digna. Para las especies más frecuentes (e.g. galápago de Florida, iguanas), se contacta con particulares que estén dispuestos a hacerse cargo de ellos. En el caso de que resulten interesantes por algún motivo (uso para un programa de conservación, uso pedagógico o de investigación), se incorporan a la colección zoológica de nuestra institución.

En otros casos, los animales ofrecidos por particulares o bien decomisados por la autoridad competente en la materia, pertenecen a especies autóctonas en cuyo caso, ingresan como animales del Centro de Recepción de Animales Silvestres del propio zoológico. Una vez recibidos son enviados al CREA de Dunas de San Antón en el Puerto de Santa María (Cádiz) para su depósito en virtud a un acuerdo con la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. A este grupo perteneces por ejemplo

las rapaces mantenidas en cautividad (cernícalo primilla y vulgar, mayormente), córvidos (como la grajillas), o reptiles como galápago leproso o tortuga mora. Los animales que han permanecido en cautividad son fácilmente distinguibles de los que proceden de la naturaleza. A veces presentan pautas de comportamiento bien diferentes como por ejemplo, la impronta de las rapaces o bien, tienen malformaciones asociadas a problemas de crecimiento debidos a un manejo o alimentación deficientes como es el caso de malformaciones en el espaldar (o caparazón) de los quelonios.

En esta comunicación queremos destacar dos hechos importantes. En primer lugar, los ejemplares de especies exóticas ofrecidas por particulares a instituciones como la nuestra constituyen un problema hoy día. No sólo por su número (en aumento cada año) sino también por el riesgo potencial que su suelta podría tener para el medio ambiente. Los ciudadanos que acuden a centros públicos con la idea de dejar en depósito estos ejemplares y que reciben la negativa por parte de estas instituciones pueden decidir su suelta al medio natural con peligros evidentes para las especies autóctonas. Los efectos de estas sueltas son hoy día bien conocidos. Cabe destacar aquí el caso de los galápago de Florida en el área de Doñana, las cotorras en zonas urbanas o la presencia de paseriformes exóticos en zonas palustres. Este problema va en aumento, es de difícil solución y sus consecuencias están aún por determinar.

En segundo lugar, destacar la existencia de un vacío legal en esta materia. Creemos que la administración pública debería tomar cartas en el asunto articulando las medidas oportunas para la gestión de estos ejemplares en centros públicos o bien, centros privados concertados para su depósito. Posiblemente, la autoridad CITES sería la encargada de articular estas medidas ya que tiene competencias en la materia si bien, muchas de las especies que son decomisadas no se encuentran amparadas por la legislación CITES. Cualquiera que sean las medidas adoptadas, los animales se deberían mantener en condiciones óptimas asegurando su bienestar en todo momento. La nueva normativa europea de Zoos aseguraría que esto fuera así. A pesar del coste económico que esto representaría, daría solución a un problema que hoy día, va en aumento.

**¿QUÉ HACER CON LOS EJEMPLARES DE ESPECIES EXÓTICAS ENTREGADOS POR PARTICULARES?:
NUESTRA EXPERIENCIA EN EL ZOOBOTÁNICO DE JEREZ.
Mariano Cuadrado, I. Sánchez, M. A. Quevedo y L. Flores**

5.2

[PROPUESTAS DE PREVENCIÓN]

USO DE PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS EN LA JARDINERÍA Y EL PAISAJISMO DEL MEDITERRÁNEO ANDALUZ. CONSECUENCIAS Y PROPUESTA DE SOLUCIONES

PALABRAS CLAVE

Plantas autóctonas, plantas alóctonas, zonas áridas, biodiversidad, Andalucía oriental.

RESUMEN

Aproximadamente, la mitad de las plantas que actualmente están consideradas en la Península Ibérica como invasoras han sido y están siendo introducidas como plantas ornamentales para su empleo en paisajismo y jardinería.

En el área mediterránea andaluza concurren una serie de circunstancias que la hacen especialmente susceptible a potenciales invasiones con plantas exóticas: elevado grado de antropización, una creciente presión turística, la creación de nuevas urbanizaciones (con zonas verdes) en entornos naturales o seminaturales y la utilización de especies exóticas en jardinería.

Se establece una lista de especies cuyo uso en el ámbito de la jardinería mediterránea andaluza debería ser evitado y se propone como alternativa la utilización de especies autóctonas. Además de las ventajas que presentan por su mejor adaptación al medio, menores requerimientos en riego, fertilización y mantenimiento, evitamos los riesgos derivados de la introducción de especies potencialmente invasoras.

ABSTRACT

About half of the plant species considered as invasive in the Iberian peninsula were or are still being introduced as ornamental plants for gardening and landscaping.

The Mediterranean area of Andalusia is especially susceptible to invasive processes due to its high humanised level, the increasing tourism pressure, the creation of new residential places within natural areas and the use of alien species in gardening.

A list of plants species not recommended for gardening in Mediterranean area of Andalusia is presented. Apart from reducing the risk of alien species invasions, their use have other advantages such as their adaptation to the environment, low watering, fertilisation and maintenance requirements.

USO DE PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS EN LA JARDINERÍA Y EL PAISAJISMO DEL MEDITERRÁNEO ANDALUZ. CONSECUENCIAS Y PROPUESTA DE SOLUCIONES

Amós García Cruz

Jardinería y Paisajismo. Universidad de Almería
amos@ual.es

INTRODUCCION

El problema de las plantas invasoras

Las especies exóticas invasoras son una de las causas más importantes de pérdida de biodiversidad en el mundo, solamente por detrás de la destrucción de hábitats y la fragmentación del paisaje (Williamson, 1996). Las invasiones biológicas están consideradas como un vector más del llamado cambio global (Mooney y Hobbs, 2000).

Se estima que un 10% de las plantas introducidas en un territorio llegan a naturalizarse y, de éstas, sólo un 10% llegan a convertirse en un problema (Groves y Di Castri, 1991). Es decir, que aproximadamente un 1% de las especies introducidas pueden llegar a ser un problema.

Pero estas cifras no pueden considerarse positivamente ya que debemos tener en cuenta que no más de una ó dos especies son suficientes para provocar la degradación irreparable de un ecosistema. Sirva de ejemplo el caso de *Carpobrotus edulis* en muchas localidades costeras del ámbito mediterráneo y atlántico.

La situación en el área mediterránea andaluza

No resulta fácil determinar la mayor o menor propensión de un ecosistema a ser invadido. Parece que influyen factores como la disponibilidad de recursos, la estabilidad ambiental, la riqueza de especies o la heterogeneidad espacio temporal. Los procesos que acentúan la susceptibilidad del sistema son la eutrofización, la perturbación o la combinación de ambas (Balaguer, 2004).

Las especies invasoras colonizan esencialmente ecosistemas manejados o biótotos naturales que, puntualmente, han sufrido algún tipo de alteración antrópica (Dana, 2002).

Desde nuestro punto de vista, el área mediterránea andaluza presenta una serie de características que pueden favorecer las invasiones de especies vegetales exóticas:

- Inestabilidad ambiental.
- Heterogeneidad espacio-temporal.
- Elevado grado de antropización.
- Creciente presión turística, con gran número de visitantes, lo que aumenta la probabilidad de introducciones involuntarias.
- Incremento de las zonas residenciales, que frecuentemente están ubicadas en áreas más o menos naturales o seminaturales. Muchas veces, incluso, dentro de espacios naturales protegidos.
- Pero, además, la creación de zonas verdes ligadas a los nuevos asentamientos turísticos y el gusto por lo exótico está favoreciendo la introducción de especies alóctonas cuyo potencial invasor es, en muchos casos, desconocido. En las zonas verdes del litoral mediterráneo peninsular abundan sobre todo las plantas americanas, tropicales y sudafricanas, ya que se adaptan muy bien a un clima prácticamente libre de heladas.

LA JARDINERÍA Y EL PAISAJISMO COMO CAUSANTE DE INVASIONES VEGETALES

La jardinería como vector de invasiones

Muchas de las plantas consideradas como invasoras, han sido introducidas para su uso en jardinería.

Tras analizar la lista de plantas invasoras en España confeccionada por Dana *et al.*, Sobrino y Sanz-Elorza en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculosa amenazada de España (2002), hemos detectado que aproximadamente un 50% de las especies han sido introducidas como plantas ornamentales. Estas cifras coinciden con las presentadas por Tomaso (2005) para el área de California (EEUU), donde el 55% de las 125 especies más invasoras fueron introducidas por la industria ornamental.

FASE	PLANTA INVASORA	PLANTA DE JARDINERÍA POTENCIALMENTE INVASORA
Introducción	Superación de la barrera geográfica	El hombre realiza esta etapa
Inicio de la colonización	Las plantas superan las condiciones ambientales del nuevo territorio	Las plantas seleccionadas, normalmente se adaptarán bien a las condiciones ambientales del jardín
Reproducción	Las plantas consiguen producir semillas o propágulos	Normalmente las plantas de jardinería presentan buena capacidad de reproducción
Dispersión	Las semillas o propágulos se pueden diseminar por el nuevo territorio	Algunas plantas de jardinería presentan buena capacidad de dispersión
Colonización	Aparecen nuevas poblaciones en nuevos espacios, generalmente alterados	En muchas ocasiones hay zonas alteradas próximas a las áreas residenciales, debido a movimientos de tierra
Establecimiento	Las poblaciones se establecen en los ecosistemas naturales	Las áreas residenciales suelen estar situadas en las proximidades de áreas naturales o incluso espacios naturales protegidos

Las especies invasoras pueden asentarse directamente en los entornos naturales (en tareas de revegetación con ciertas especies foráneas). Pero lo más frecuente es que antes de ello pasen por períodos de asentamiento y acrecentamiento de sus poblaciones en biótotos de origen humano (jardines, ambientes ruderales y viarios, campos de cultivo, etc.). Esta fase es conocida como fase de retardo (Kowarik, 1995).

El mayor riesgo existe cuando estos biótotos se localizan en una matriz de espacios con moderada intervención humana (zonas rurales o urbanizaciones en ciertos espacios más o menos naturales o seminaturales) (Dana, 2002).

Esta situación es la más frecuente en la creación de nuevas zonas turísticas de carácter residencial en Andalucía. El atractivo turístico que presentan las proximidades de los espacios naturales protegidos o las áreas rurales abandonadas, las hacen susceptibles de ser destinadas a este tipo de transformación.

¿Por qué una planta de jardinería puede llegar a ser una planta invasora?

La llegada de una especie a un nuevo territorio no es más que uno de los pasos necesarios para que pueda convertirse en un problema ambiental, porque la invasión de un nuevo territorio implica saltar barreras bióticas y abióticas (Richardson *et al.*, 2000).

Si analizamos las fases de invasión propuestas por Richardson *et al.*, (2000) podemos ver cómo una planta exótica introducida para su uso en jardinería puede llegar a convertirse en una planta invasora.

PROPUESTA DE SOLUCIONES

Aunque el número de especies peligrosas es muy pequeño frente a la gran cantidad de especies utilizables en jardinería, indudablemente hay que tomar medidas para evitar las invasiones. Todos los especialistas coinciden en que el mejor método de lucha debe basarse en la prevención de su entrada.

Medidas preventivas:

- Crear un catálogo de especies de jardinería que son peligrosas por su comportamiento invasor.
- Regular el comercio de las especies catalogadas por su comportamiento invasor.
- Regular el mantenimiento de jardines con especies potencialmente peligrosas. Por ejemplo, evitando la acumulación de restos vegetales procedentes de la poda u otras operaciones culturales, ya que pueden ser foco de dispersión de semillas.
- No utilizar especies foráneas cuya peligrosidad esté constatada o sobre las que no se posean datos suficientes acerca de su carácter invasor real o potencial. En algunos casos, es suficiente un manejo adecuado. Un ejemplo sería la utilización exclusiva de plantas macho en el caso de los Plumeros (*Cortaderia selloana*).
- Esta medida deberá ser respetada escrupulosamente cuando las áreas ajardinadas se encuentren en las proximidades de zonas sensibles.
- Empleo más frecuente de especies autóctonas o, en determinados casos, especies naturalizadas.

UTILIZACIÓN DE ESPECIES AUTÓCTONAS EN JARDINERÍA Y PAISAJISMO

Ventajas

Consideramos de gran interés la utilización de especies autóctonas como alternativa al uso de plantas exóticas. Esto es debido a las numerosas ventajas que presentan:

- Son elementos integradores entre el medio urbano y el rural o natural.
- Bajo consumo de agua, en general.
- Rusticidad. Menores requerimientos nutritivos.
- Bajo costo de mantenimiento.
- Mayor resistencia a plagas y enfermedades, en general.
- Existe una creciente demanda social por el empleo de planta autóctona, fruto de la mayor sensibilidad medioambiental.
- El mercado demanda especies nuevas y mejor adaptadas.
- Evitar la contaminación genética y la introducción de especies invasoras.

Problemas a resolver

No obstante, todavía hay algunos obstáculos a la hora de emplear plantas autóctonas:

- Crecimiento lento en algunos casos.
- Desconocimiento de su correcta utilización y necesidades culturales.
- Problemas de disponibilidad. Falta de viveros especializados.
- A veces, no son suficientemente valoradas por los ciudadanos.

CONCLUSIONES

En el área mediterránea andaluza concurren una serie de circunstancias que la hacen susceptible a potenciales invasiones con plantas exóticas:

- Elevado grado de antropización.
- Incremento de la presión turística.
- Creación de nuevas urbanizaciones (con zonas verdes) en entornos naturales o seminaturales.
- Utilización de especies exóticas cuyo potencial invasor es desconocido.

Aproximadamente, el 50% de las especies catalogadas como invasoras en España, han sido introducidas como planta ornamental.

Recomendaciones

- No utilizar en jardinería especies foráneas cuya peligrosidad esté constatada o no se posean datos.
- Esto se debe respetar escrupulosamente en zonas sensibles.
- Propiciar el empleo más frecuente de planta autóctona.

USO DE PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS EN LA JARDINERÍA Y EL PAISAJISMO DEL MEDITERRÁNEO ANDALUZ. CONSECUENCIAS Y PROPUESTA DE SOLUCIONES.
Amós García Cruz

LISTA DE ALGUNAS DE LAS ESPECIES CUYO USO DEBE EVITARSE EN LA JARDINERÍA DEL MEDITERRÁNEO ANDALUZ

ESPECIE	PROBLEMAS	ALTERNATIVAS
<i>Acacia saligna</i> <i>Acacia cyanophylla</i> Acacia llorona	Comportamiento invasor dentro del propio jardín	<i>Olea europaea</i> <i>Ceratonia siliqua</i> <i>Juniperus phoenicea</i> <i>Laurus nobilis</i>
<i>Agave americana</i> <i>Agave sisalana</i> Pita, Sisal	Identificado con el paisaje de provincias como Almería.	<i>Rhamnus lycioides</i> <i>Periploca angustifolia</i> <i>Chamaerops humilis</i>
<i>Ailanthus altissima</i> Ailanto, Arbol del Cielo	Se establece fácilmente. Carácter agresivo	<i>Celtis australis</i> <i>Punica granatum</i> <i>Pistacia terebinthus</i>
<i>Arundo donax</i> Caña común	Considerada por la UICN una de las 100 especies más peligrosas y nocivas a escala mundial	<i>Tamarix spp.</i> <i>Saccharum ravennae</i> <i>Tetraclinis articulata</i>
<i>Carpobrotus edulis</i> <i>C. acinaciformis</i> Uña de león	Invasora en diversos puntos de la costa mediterránea En zonas de escasas precipitaciones no presenta riesgos importantes	<i>Crothmum maritimum</i> <i>Lotus creticus</i> <i>Othantus maritimus</i> <i>Sedum album</i> <i>Sedum sedifforme</i>
<i>Cortaderia selloana</i> Plumero. Hierba de las Pampas	Tendencia demográfica: expansiva. Gran capacidad de rebrote y reproducción vegetativa. Comportamiento invasor dentro del propio jardín	<i>Saccharum ravennae</i> <i>Hyparrhenia hirta</i> <i>Retama sphaerocarpa</i> <i>Stipa tenacissima</i> <i>Lygeum spartum</i>
<i>Eleagnus angustifolia</i> .Arbol del Paraíso. Olivo de Bohemia	Tendencia demográfica: expansiva No se han registrado problemas graves de conservación	<i>Olea europaea</i> <i>Ceratonia siliqua</i> <i>Quercus ilex</i> <i>Laurus nobilis</i>
<i>Lantana camara</i> Lantana. Verbena	Considerada por la UICN una de las 100 especies más peligrosas y nocivas a escala mundial	<i>Vitex agnus-castus</i> <i>Lavandula dentata</i> <i>Nerium oleander</i> <i>Anthirrinum charidemi</i> <i>Phyllirea angustifolia</i>
<i>Myoporum tenuifolium</i> Transparente	Especie rústica que se ha asilvestrado en muchos puntos del litoral peninsular	<i>Limoniastrum monopetalum</i> <i>Atriplex halimus</i> <i>Myrtus communis</i> <i>Rhamnus alaternus</i> <i>Nerium oleander</i> <i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Lavandula dentata</i>
<i>Parkinsonia aculeata</i> Paloverde	Multiplicación por semilla. Comportamiento invasor en el propio jardín y en las proximidades	<i>Tamarix spp.</i> <i>Ficus carica</i> <i>Pistacia lentiscus</i> <i>Tetraclinis articulata</i> <i>Ephedra fragilis</i>
<i>Pennisetum setaceum</i> Kikuyo. Cola de Gato	Tendencia demográfica: expansiva en Canarias y muchos lugares de la península Descrita en el S. E. ibérico No recomendamos su utilización en nuestro jardines	<i>Lygeum spartium</i> <i>Stipa tenacissima</i> <i>Hyparrhenia hirta</i> <i>Coronilla juncea</i> <i>Dorycnium pentaphyllum</i> <i>Genista umbellata</i>

REFERENCIAS

- Balaguer, L. 2004. Las plantas invasoras. ¿El reflujó de una sociedad crispada o una amenaza científicamente contrastada?. *Historia Natural*. (en prensa).
- Castro-Díez, P.; Valladares, F. y Alonso, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*. Año XIII, **3**.
- Dana, E. D.; Sobrino, E. y Sanz-Elorza, M. 2004. Plantas invasoras en España: un nuevo problema en las estrategias de conservación. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculat Amenazada de España*, 1011-1027. Ministerio de Medio Ambiente-Tragsa.
- Di Tomaso, J. M. 2005. Don't plant a pest initiative. *Invasive Plants in Mediterranean Type Regions of the World*, 118-122. Council of Europe Publishing.
- Groves, R. H. y Di Castri, F. 1991. *Biogeography of Mediterranean Invasions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Kowarik, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant Invasión. General Aspects and Special Problems*, 15-38. SPB Academic Publishing. Amsterdam.
- Muragues, E. y Rita, J. 2005. Els vegetals introuidits a Les Illes Balears. *Documents Tècnics de Conservació*, 11. Conselleria de Medi Ambient. Govern de Les Illes Balears.
- Mooney, H. A. y Hobbs, R. J. 2000. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press. Washington.
- Richardson, D. M. et al., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution*, **6**: 93-107.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman y Hall. Londres.

**USO DE PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS EN LA JARDINERÍA Y EL PAISAJISMO
DEL MEDITERRÁNEO ANDALUZ. CONSECUENCIAS Y PROPUESTA DE SOLUCIONES.**
Amós García Cruz

5.3

[PROPUESTAS DE PREVENCIÓN]

EL CONTROL DE AVES EXÓTICAS A NIVEL CIUDADANO Y DESDE PUNTOS DE VENTA

PALABRAS CLAVE

Castración, jaulas, CITES, clínicas veterinarias, pajarerías.

RESUMEN

Dada la importancia en el control de las aves exóticas, y la poca eficacia de los métodos usados hasta ahora, proponemos una serie de métodos fácilmente aplicables a nivel del ciudadano y desde los puntos de venta. Estos métodos se basan en que la posesión de un ave exótica no suponga un riesgo para la fauna autóctona. Estos métodos se pueden centrar, principalmente, en varios puntos, como son, control aduanero (convenio CITES), castración (química y/o quirúrgica), redes de control, mejora en las instalaciones donde viven las aves, información y concienciación. Estos métodos son muy fácilmente aplicables a un bajo coste y los beneficios que conllevaría, serían que, a un medio espacio de tiempo, las comunidades de aves exóticas disminuirían pudiendo llegar a desaparecer en algunas zonas.

ABSTRACT

Given the importance of exotoxic birds control, and the few success of the methods used until now, we propose some methods of easy application for petshops and its clients. Those methods are based on the fact that the possession of exotic birds must not suppose a risk for the native fauna. Those methods may focus, mainly, in some points like like border controls (CITES agreement), castration (chemical and/or surgical), control networks, improvement of the facilities where birds live, information and conscience-raising.

EL CONTROL DE AVES EXÓTICAS A NIVEL CIUDADANO Y DESDE PUNTOS DE VENTA

Rafael V. López Muñoz y J. M. Ponce Romero

Institución
txente1984@gmail.com

INTRODUCCIÓN

Es bien conocido por todos las repercusiones negativas que están teniendo en nuestro medio ambiente la presencia de aves alóctonas que han llegado a nuestro ecosistema, ya sea de forma involuntaria o conscientemente tras ser vendidas como animales domésticos. Este hecho tiene un componente bastante elevado de falta de previsión, pero no obstante podría solucionarse con unas medidas de control adecuadas. El modo ideal para evitar estos problemas sería evitando la entrada en el país de cualquier animal exótico que pudiese representar un problema para nuestros ecosistemas, pero hay que tener en cuenta que son muchos quienes viven del oficio de la cría y venta de estos animales, con lo cual, las medidas a adoptar deben centrarse en evitar que estos animales puedan escaparse, y que en el caso de que lo hagan, no puedan reproducirse.

El factor principal es la concienciación. Debe concienciarse al ciudadano desde todos los frentes posibles sobre las consecuencias que puede tener un escape de nuestras mascotas o su liberación a la naturaleza. Se podría además promover la tenencia de especies autóctonas como alternativa a las exóticas, dándole importancia a los cuidados que necesita, ya que si un animal de estos se escapa, su impacto en el medio es nulo, porque en realidad pertenece a él. También sería muy importante la creación por parte de los Centros de Recuperación de Especies Amenazadas (CREA) de unos espacios destinados a recoger tanto animales que han sido rechazados por sus dueños, como aquellos que hayan sido encontrados en la naturaleza, por ejemplo, durante una jornada de anillamiento. Esta recogida también podría realizarse en puntos de venta y clínicas veterinarias. Estos centros podrían encargarse principalmente de su confinamiento y control, pero también podrían buscar otras alternativas a los individuos capturados.

Otro punto de importancia en el control de aves exóticas consistiría en formar tanto a biólogos y veterinarios, como a ingenieros agrónomos y de montes, agricultores y cazadores, en la identificación de dichas especies invasoras. Esto incrementaría la eficiencia a la hora de localizar zonas afectadas o

la eliminación de individuos, y en el caso de contar con algún centro destinado a su control, podrían enviar allí dichos especímenes o informar de su presencia. En el caso de existir algún lugar donde poder llevar especímenes vivos, podrían colaborar también en su traslado a dichos centros. Para ello es muy importante que conociesen dichas especies, si no todas, las más importantes y peligrosas.

También debería potenciarse el control aduanero, pidiendo el pasaporte CITES a todo animal introducido. De hecho, habría que aumentarse también el período de cuarentena en estos animales, para disminuir la entrada de microorganismos patógenos que puedan portar. Debería también realizarse una serie de cambios en el modo de transporte, modificando el receptáculo o jaula en el que se envían, no sólo en lo relativo al tamaño, que es una componente muy importante, sino también en medidas de seguridad para evitar que el ave pueda escapar. Esto se enclavaría en el CDB en su sexta reunión en Montreal (UNEP/CBD/SBSTTA/6/7, 20 de diciembre de 2000). Esta medida sería muy barata y fácil de aplicar, estableciendo algún tipo de norma ISO, o alguna ley a nivel de la UE o nacional.

Hay que tener en cuenta que existen especies animales que no pueden ser introducidas en nuestro país, pero sin embargo, sí pueden ser criadas y vendidas. Aunque no se introduzcan, representan un peligro potencial, ya que están al alcance de cualquier persona, y debería aumentarse el control sobre ellas, prohibiendo no solo su introducción sino también su venta, al seguir existiendo riesgo de que escape o de ser soltada al medio natural. La mayoría de estas especies son compradas por clientes que desconocen por completo lo que compran en realidad es una especie muy peligrosa para el medio ambiente, ya que en las tiendas de animales no se da ningún tipo de información ni advertencia sobre lo que realmente están adquiriendo.

En el caso de que lo que realmente se quiera es comprar un animal exótico, debería tenerse un seguimiento del dueño, y una comprobación de las condiciones en las que se encuentra dicho animal, certificando que no existe ningún riesgo de escape.

Otro modo para el control de dichos animales puede consistir en la implantación de chips o tatuajes identificativos, de modo que se pueda identificar al dueño y el lugar donde lo compró, para en el caso de que se encuentre en el medio natural, se pueda descubrir el origen. Esto no nos serviría para parar el incremento de especies, sino para poder realizar acciones legales contra aquellos que sean negligentes en el cuidado de una especie que es peligrosa para el medio.

Otro método de control de especies exóticas puede ser realizado a nivel de los puntos de venta, y se basaría en la castración de las especies exóticas puestas a la venta. Esta castración puede ser tanto anatómica (extirpando los órganos genitales) como química (mediante sustancias que impidan su capacidad sexual), y es de fácil ejecución en pajarerías y clínicas veterinarias. La primera técnica se desarrolla frecuentemente y sin problemas en animales de granja tales como capones, pavos, gallinas o faisanes, y es de fácil aplicación al resto de aves, encontrándolas en una madurez sexual oportuna. Las consecuencias de esta castración son mínimas, como mucho un pequeño cambio en la fisonomía del adulto, consistente en un aumento de su tamaño como consecuencia de un aumento en la concentración de grasa corporal, algo que no es excesivamente perjudicial como para suponer la castración quirúrgica un problema. La castración química también puede ser realizada a nivel de los puntos de venta. En las pajarerías o tiendas veterinarias se deben suministrar los animales castrados químicamente (salvo en el caso de que vaya a ser dedicado a la cría). Del amplio rango de agentes químicos, se ha demostrado que el grupo de los anabólicos es el que presenta mejores resultados, al menos en mamíferos superiores, pudiéndose extrapolar, tal vez, los resultados a las aves. Con cualquiera de estas dos formas de castración prevenimos que el animal pueda reproducirse en libertad en el caso de que se haya escapado, pudiendo realizar un daño sólo a corto plazo, ya que al no dejar descendencia, el impacto sobre el medio ambiente termina al morir el individuo.

Cuando a una clínica veterinaria llegue un animal exótico, debería informarse al dueño sobre los peligros que entraña el escape o suelta en el medio de dichos animales, y proponerle la realización de la castración como medida preventiva.

Para mejorar el control de las especies exóticas se debería permitir que los voluntarios poseedores del carné de anillamiento pudiesen realizar alguna de las técnicas de castración mencionadas con anterioridad, explicando las técnicas en los cursos de formación. Con este hecho se acaba el dilema moral que supone acabar con la vida de un animal perteneciente a una especie exótica que haya caído en alguna de las redes de anillamiento, e impide que se reproduzca y aumente la población de individuos dañinos. No sería muy complicado añadir al temario de formación de los anilladores un apartado dedicado a estas técnicas, e incluso se podría facilitar el material por medio de los organismos competentes. Como alternativa a la castración por medio de anilladores, podrían crearse organismos donde llevar estas especies exóticas aparecidas en las redes de anillamiento, y que fuesen ellos quienes castrasen a los animales y los tuviesen controlados o les buscasen dueños, una vez castrados.

Los métodos aquí expuestos podrían ser también aplicables a otras especies animales, como mamíferos y reptiles, y pueden ser un buen frente de lucha contra las especies exóticas que tanto dañan nuestro medio. Sobre todo hay que resaltar el hecho de "más vale prevenir que curar", y que lo más importante para evitar daños al medio ambiente consiste en evitar que lleguen a él especies introducidas, y que es de vital importancia la creación de organismos específicos por medio de los gobiernos, donde poder acudir en el caso de avistar o capturar alguna especie exótica.

REFERENCIAS

F. B. Mather; Jacob, J. P. y García L. J. C. 2001. Capones. Institute of Food and Agricultural Sciences University of Florida

Revidatti, F. A.; Sandoval, G. L.; Terraes J. C. y Sindick M. 2003. *Efectos de la castración quirúrgica en el aspecto exterior y en el comportamiento de razas de doble propósito*. Universidad Nacional del Nordeste. Comunicaciones científicas y tecnológicas.

CBD: (UNEP/CBD/SBSTTA/6/7, 20 de diciembre del 2000)

EL CONTROL DE AVES EXÓTICAS A NIVEL CIUDADANO Y DESDE PUNTOS DE VENTA.
Rafael V. López Muñoz y J. M. Ponce Romero

5.4

[PROPUESTAS DE PREVENCIÓN]

CONCIENCIACIÓN SOCIAL Y ALTERNATIVAS A LA LIBERACIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS ANIMALES

PALABRAS CLAVE

Red de intercambio de especies exóticas, especies invasoras, alóctono, mascota, educación.

RESUMEN

El artículo expone la magnitud del problema de la introducción de especies exóticas invasoras en el medio. Explica las dos fases del problema en que puede actuarse para minimizarlo: en la introducción de las especies o cuando ya están en el medio. La forma más aconsejable de solucionarlo parece ser la fase de introducción a través de campañas de educación ambiental y concienciación a la población. Explica cómo una de las vías de introducción de especies exóticas al medio es la liberación o escape de mascotas exóticas.

Propone algunas soluciones para resaltar a las especies propias frente a las exóticas, concienciar a la población para que no se liberen las mascotas exóticas, todo ello por medio de una campaña de educación ambiental que debe desarrollarse tanto en los puntos de compra de animales, los posibles puntos de destino y en colegios, zoológicos, etc.

Por otro lado, propone la creación de redes de intercambio de mascotas exóticas como alternativa al abandono, creadas bien a través de Internet o bien por medio de ayuntamientos y consejerías.

ABSTRACT

The first phase above seems to be the best way to sort it out. This can be done through environmental education campaigns and making aware the population. One way the species enter is through the release or escape of pets species.

On the one hand, one solution could be making the population aware of not abandoning pets through environmental campaigns at pet shops, schools, zoos, etc.

On the other hand, exchange programs could be created as an alternative to abandon the pets. These programs can be created in the Internet or by public administrations.

CONCIENCIACIÓN SOCIAL Y ALTERNATIVAS A LA LIBERACIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS ANIMALES

Victoria Morillas Pérez y E. Carreño Gallego

Licenciados en Ciencias Ambientales
vimope@mixmail.com

EXPOSICIÓN GENERAL DEL PROBLEMA

Se denominan especies silvestres autóctonas a *“aquellas que viven o se reproducen de forma natural en estado salvaje en Andalucía, constituyendo este territorio la totalidad o parte de su área de distribución natural, de reproducción, migración o invernada (...)”* (Ley 8/2003 de flora y fauna silvestre de Andalucía). Existe entre ellas un equilibrio y adaptaciones mutuas generadas como resultado de millones de años de convivencia. Estas especies conviven formando parte de una cadena trófica de la cual son elementos esenciales para la supervivencia de otras especies que forman también parte de la misma cadena.

Por otra parte, aquellas que han sido introducidas y no pertenecen a un lugar se denominan exóticas o alóctonas. Cuando una especie exótica se libera, se adapta a un medio, se reproduce y prolifera puede llegar a ser invasora.

Los problemas que producen las especies invasoras, con respecto a las autóctonas y al propio medio natural e incluso humano son muchos: predación, competencia, hibridación, destrucción de hábitat, transmisión de enfermedades a las personas y otras especies, repercusiones sobre la economía etc.

El problema de las especies invasoras no es nuevo. El art.8 h) del Convenio sobre Diversidad Biológica determina que las Partes Contratantes impedirán que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenazan a ecosistemas, hábitat o especies. En la 6ª reunión de SBSTTA, (Montreal del 12-16 marzo de 2001), se adopta la *“Estrategia Global sobre Especies Invasoras Exóticas”*, y la Decisión VI/23 de la Conferencia de las Partes establece unos principios de orientación para la prevención, introducción y mitigación de los impactos de las especies exóticas que amenazan los ecosistemas, los hábitat o las especies.

El problema puede abarcarse en distintas fases, y son muchos los agentes implicados en ellas, por lo que resulta imprescindible un alto grado de colaboración y planificación.

Si analizamos la Tabla 1, resultaría ilógico abarcar el problema sólo en la fase de asentamiento de las poblaciones, ya que cuando estas son detectadas en el campo significa que el número de individuos que hay es alto y normalmente ya habrán causado daños tanto al ecosistema como a otras especies. Además es preciso conocer las especies, tener medios para su captura y saber qué hacer con ellas.

TABLA 1. Formas de atajar la introducción/proliferación de especies (de fauna) invasora

FASE DEL PROBLEMA	GENERACIÓN	TIPO	FASE DEL PROBLEMA
INTRODUCCIÓN	Voluntaria	Esp. Cinegéticas alóctonas Liberación de mascotas Negligencias zoológicas	Legislación Información/concienciación Legislación/concienciación
	Involuntaria	Pesca de lastre Viajes Fugas de granjas, zoo... Escape de mascotas exóticas	Legislación, medios mecánicos Legislación, medios mecánicos Medios mecánicos Información/concienciación
ASENTAMIENTO	La población ya vive en el medio, se detecta su presencia y hay que acabar con poblaciones enteras. Para ello es preciso saber identificarlas, tener los medios de captura y saber qué hacer con ellas		

Mucho más simple parece ser abarcar el problema en la fase de introducción, es decir, cuando aún las especies no han llegado al medio, y por lo tanto son especies exóticas potencialmente invasoras.

Una de las principales formas de introducción de especies exóticas en el medio es la liberación o escape de los animales exóticos, que hasta ese momento han sido "mascotas" o "animales de compañía".

El desconocimiento de amplios sectores de población así como las escasas campañas de educación ambiental a este respecto hacen que los propietarios de especies exóticas, cuando estas crecen y se convierten en una molestia las liberen sin ningún tipo de remordimientos, eso si antes no llegan a escaparse.

Resulta por tanto esencial para el comprador saber qué tipo de animal está adquiriendo, los peligros que tiene el liberarlo y dar una solución al problema de qué hacer con él cuando ya no lo quiera.

EL CRECIENTE GUSTO POR LAS ESPECIES EXÓTICAS

En los últimos años se han puesto de moda las especies exóticas como animales de compañía, sustituyendo a las tradicionales mascotas. Sin embargo, la información acerca de estas especies es muy limitada, y la mayoría de la gente acaba adquiriéndolas, informándose posteriormente de cuáles son los cuidados que precisan. Todo ello hace que sea necesario un programa de educación ambiental.

En otras comunidades ya existen programas destinados a la lucha contra las especies invasoras a través de programas de educación ambiental, como es el caso del Proyecto Life denominado "*Control de vertebrados invasores en islas de España y Portugal (2003)*", que se orienta a establecer un marco de coordinación para el seguimiento de vertebrados invasores y para el intercambio de información y experiencias en esta materia.

SOLUCIONES AL PROBLEMA

Se plantean dos posibles soluciones:

- 1 Puesta en marcha de una Campaña de Educación Ambiental.
- 2 Se plantean distintas alternativas al abandono.

A continuación se explican ambas soluciones:

CAMPAÑA DE EDUCACIÓN AMBIENTAL

Objetivos:

- 1 Dar a conocer las especies autóctonas de nuestro entorno y crear una opinión favorable de las mismas.
- 2 Dar a conocer las especies exóticas, los cuidados que precisan, el medio en el que viven.
- 3 Dar a conocer los problemas que desencadenan las especies invasoras

Destinatarios:

La sociedad en general.

Lugares:

Tiendas de animales de compañía, zoológicos, parques y jardines de las ciudades, zonas de campo y recreo, colegios, asociaciones ecologistas.

Medios:

Carteles y folletos explicativos, charlas, pancartas, Internet, anuncios en la televisión, radio.

Explicación:

Sería interesante desarrollar una campaña de educación ambiental encaminada a dar a conocer los objetivos ya expuestos. Esta campaña debería desarrollarse en todos aquellos puntos donde los animales son adquiridos (ya que la compra de animales exóticos es el primer paso para que estos puedan llegar a la naturaleza). Es decir, tanto en tiendas de animales, a través de carteles informativos, reparto de folletos e informando a los vendedores de los problemas que plantean así como de qué hacer con ellos cuando ya no se deseen. También debe desarrollarse en Internet, ya que el mercado de animales exóticos en este medio es muy alto.

Por otra parte debe estar presente en todos los lugares que son destino de estos animales, a través de carteles y sobre todo a través de guardas, ayudantes técnicos de medio ambiente etc. Estas personas tienen una función muy importante, ya que se encuentran en el punto de destino de las especies. Deben estar instruidos y disponer de folletos para repartir. Por último habría que desarrollarla en zoológicos, colegios, etc.

ALTERNATIVAS AL ABANDONO

Se precisan soluciones y alternativas al abandono de las especies exóticas, las soluciones dependen en la mayoría de los casos de los medios económicos que existan para afrontarlas. Las alternativas que se proponen son:

Objetivos:

Proponer alternativas viables y de bajo costo al abandono de las especies exóticas.

Destinatarios:

Los propietarios de especies exóticas que pretendan deshacerse de ellas y no saben qué hacer.

Lugares:

A través de Internet, a través de consejerías, ayuntamientos, otros centros.

Explicación:

Se plantean varias alternativas posibles a la liberación de especies exóticas:

- Creación de una red de intercambio de especies exóticas: ya que estas especies son caras en la mayoría de los casos, la creación de una red de intercambio, donde personas que desean deshacerse de estos animales se pusiesen en contacto con otras que desearan adquirirlos a priori tendría mucho éxito. Si bien hace unos años esta red era de difícil creación, hoy en día, gracias a Internet no parece ser tan difícil. También podrían crearse redes reguladas a través de las consejerías y ayuntamientos. Deberían crearse bases de datos con los datos de los ofertantes y demandantes y que fuesen estos organismos los encargados de poner a unos y otros en contacto, velando y poniendo medios para el transporte correcto de los animales en caso necesario.
- Más costosa sería la creación de centros a modo de zoológicos, pero en los que sólo se expusiesen animales exóticos. Ya hay algún proyecto de este tipo de centros en Madrid, el "Exotarium". Este centro, actuará a modo de zoológico, con animales puestos en exposición, con la peculiaridad de que todos los animales son especies exóticas recogidas en la naturaleza. El caso que proponemos, sería la creación de un centro, en el que los animales no fuesen recogidos de la naturaleza, sino que sus dueños, antes de abandonarlos los llevasen a él. Estos animales estarían expuestos en el centro y cabría la posibilidad de que fuesen adoptados.
- Por último, otra alternativa es la creación de centros a modo de perreras, aunque éstos a priori, serían muy efectivos para aquellos animales que se recogiesen en el campo, parece difícil que alguien done su mascota a uno de estos centros sabiendo que el destino es la muerte.

REFERENCIAS

UICN 1999. Cuarta reunión del órgano subsidiario de asesoramiento científico, técnico y tecnológico. Recomendaciones Especies exóticas invasoras.

Ley 8/2003 de Andalucía de Flora y Fauna silvestre.

Proyecto Life: " Control de vertebrados invasores en islas de España y Portugal (2003)".

PÁGINAS WEB: <http://www.gobcan.es/medioambiente/biodiversidad>



6

VÍAS DE ENTRADA



6.1

[VÍAS DE ENTRADA]

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA COMO VÍA DE ENTRADA DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS; *SPARTINA DENSIFLORA* EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA

PALABRAS CLAVE

Spartina densiflora, introducción, marismas, invasion.

RESUMEN

Spartina densiflora es una gramínea alóctona que ha invadido las marismas del estuario del Guadalquivir. Posee un alto potencial competitivo frente a la vegetación autóctona, y acaba constituyendo stands monoespecíficos que alteran el ensamblaje de las especies nativas, con implicaciones ecológicas importantes. Como para otras especies invasoras, los usos del territorio y las actividades antrópicas favorecen su expansión. Además, a veces estos procesos se aceleran de forma involuntaria por actuaciones que tienen la finalidad contraria, la de restaurar zonas degradadas o transformadas que se pretenden recuperar ambientalmente. La Restauración Adaptativa pretende minimizar esta posibilidad.

ABSTRACT

Spartina densiflora is an exotic cordgrass that has invaded the marshes in the Guadalquivir Estuary. This species has a high competitive potential compared to autochthonous ones, and monospecific stands may result in invaded areas, often altering assemblages of native plants with important ecological implications. As observed for other alien species, the land use changes and human environmental impacts favour its spread. Moreover, sometimes invasions are unintentionally accelerated by positive human actions, like ecological restoration of degraded areas, with results contrary to what were expected. Adaptive Restoration aims to minimize this possibility.

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA COMO VÍA DE ENTRADA DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS; *SPARTINA DENSIFLORA* EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA

Eloy M. Castellanos¹; C. J. Luque¹; J. M. Castillo²; M. E. Figueroa² y A. J. Green³

Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla

Departamento de Ecología de Humedales. Estación Biológica de Doñana.

Área de Ecología. Dpto. de Biología Ambiental y Salud Pública¹

Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad de Huelva

verdugo@uhu.es

DISTRIBUCIÓN DE *SPARTINA DENSIFLORA*

Las marismas del SW peninsular están invadidas por la gramínea *Spartina densiflora*, un neófito sudamericano que con su elevado dosel vegetal, sus densas macollas y su abundante producción de semillas, representa un extraordinario competidor para otras especies de estos ecosistemas (Figueroa y Castellanos, 1988).

Donde *Spartina densiflora* se extiende con mayor profusión en el Golfo de Cádiz es en Marismas del Odiel (Huelva), ocupando un ancho rango de hábitats, desde las dunas o la marisma alta hasta los fangos intermareales (Castillo *et al.*, 2000).

Su expansión desde la desembocadura del Guadalquivir ha situado a esta especie ampliamente distribuida por ambos márgenes del estuario en la provincia de Sevilla, principalmente en bordes de canales y caños, asociada a la incidencia mareal.

En la orilla derecha, preocupa su presencia de manera conspicua en algunas zonas del entorno del Parque Nacional de Doñana, e incluso dentro del propio Parque Nacional, donde sin embargo, por considerarse naturalizada, no se encuentra entre las especies prioritarias sobre las que realizar tareas encaminadas a su control y erradicación (Cobo *et al.*, 2003). Así, aparece en los espacios y canales con influencia mareal al SE del Parque Nacional (Rompido, Figuerola, Salinas de San Diego, Caño Nuevo, Caño de Las Nuevas), y al NE (Veta La Palma, Lucio del Cangrejo Grande).

Es también frecuente en la orilla izquierda del Guadalquivir y abundante en las Marismas de Trebujena.

EXPANSIÓN DE SPARTINA DENSIFLORA Y USOS DEL TERRITORIO

El incremento de *Spartina densiflora* se ha acelerado en los últimos años en la provincia de Sevilla, asociado, como parece esperable de una especie invasora, a usos y actuaciones realizados en el estuario del Guadalquivir. Ya desde la década de los cuarenta del siglo XX, los usos de tierras limítrofes de lo que hoy es el Parque Nacional de Doñana, antes poco o nada manejadas, han ido cambiando (cultivos agrícolas, cultivos forestales, colonias de veraneo), y con ello las condiciones del medio, permitiendo la presencia de ésta y de otras especies invasoras en Doñana y su entorno (Cobo *et al.*, 2003).

Algunos de estos usos se han ido intensificando (cultivos de arroz), y otros nuevos han aparecido (acuicultura), y como en la mayoría de transformaciones que se realizan, no se han considerado todas las posibles repercusiones que podían tener sobre el entorno inmediato. De este modo, actuaciones asociadas a la desecación de las marismas para usos agrícolas, como el encauzamiento del río Guadiamar hasta Entremuros en los años 50, y la necesidad de establecer un Canal de Aguas Mínimas para el desagüe de los aportes en momentos de escasa escorrentía, han permitido la entrada de *Spartina densiflora* en el tramo final de Entremuros, en los límites del Parque Nacional. Aquí, a raíz del manejo de aguas en el Lucio del Cangrejo Grande, se encuentra bien establecida desde principios de los 90, en detrimento de especies autóctonas como el candilejo (*Juncus subulatus*) y la castañuela (*Scirpus maritimus*).

Algo parecido está empezando a ocurrir en Veta la Palma, antigua zona de lucios dedicada en la actualidad principalmente a la acuicultura, y en menor medida a la ganadería extensiva y al cultivo de arroz y de secano. La mayoría de las balsas de piscicultura en la finca de Veta la Palma se hicieron en los años 1992 y 1993, sobre actuaciones previas de desecación de lucios de la década de los 50. Durante los siguientes años, no había constancia de la presencia de *Spartina densiflora* en la zona, pero entre 2003 y 2004 se ha registrado una entrada y expansión masiva en todas las balsas y canales, excluyendo frecuentemente a *Scirpus maritimus* y *Phragmites australis*, que crecen en los bordes de los mismos. En algunos casos, *Spartina densiflora* ocupa ya la cubeta de las balsas, de manera similar a lo que ocurre en balsas de antiguas salinas abandonadas, donde los procesos de sucesión secundaria liderados por esta especie tienen implicaciones ecológicas importantes (Castellanos *et al.*, 2004).

EXPANSIÓN DE SPARTINA DENSIFLORA Y RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Paralelamente, con la declaración como Parque Nacional en 1969, el interés científico y medioambiental de Doñana fue reconocido, y con ello el de todo su entorno. Hoy día, el auge de la Conservación y la preocupación por el Medio Ambiente intentan mantener un contrapunto frente a otras actuaciones. Pero ciertas intervenciones en este campo no han resultado del todo satisfactorias, y han permitido, en algunos casos, la expansión de especies invasoras.

Poblaciones de *Spartina densiflora* también se han visto afectadas por actuaciones de Restauración. Los primeros intentos de Restauración de una parte de las transformaciones realizadas en las marismas de Guadalquivir se hacen en la década de los 80, tras presentarse en 1981 el Plan de Regeneración Hídrica de Doñana. Con la construcción del dique de la Montaña del Río en 1984, las poblaciones de *Spartina densiflora*, establecidas con anterioridad en la margen derecha del río, se dividieron en dos, y vieron alterado su régimen hídrico. A pesar de las diferencias en salinidad e inundación a ambos lados del muro, y de los cambios en la gestión de las compuertas del dique durante estos años, las formaciones de *Spartina densiflora* se mantienen hoy aparentemente estables, aunque esto es seguramente fruto de la casualidad y no de un conocimiento básico del problema. En la actualidad, se están realizando numerosas actuaciones encaminadas a la restauración hídrica del Parque Nacional de Doñana (Proyecto Doñana, 2005; Saura *et al.*, 2001), y estas acciones pueden a corto plazo alterar este estado estacionario, aunque con el conocimiento existente sobre la biología

de la especie y con nuevas herramientas disponibles, como el Modelo Hidrodinámico de Doñana 2005 para el Parque Nacional, podrían prevenirse situaciones indeseadas.

En este sentido, algunas actuaciones del proyecto Doñana 2005, como la número 6 (Finca Caracoles–Caño Travieso), abordan los proyectos de Restauración Ecológica en el marco de la gestión adaptativa, esto es (1) mediante actuaciones flexibles, que eviten realizar modificaciones irreversibles que no puedan ser rectificadas en el futuro, y (2) mediante un diseño experimental, que permita utilizar las distintas fases de la actuación para evaluar hipótesis de funcionamiento y obtener conclusiones que contribuyan a reajustar tanto las obras de actuación como la gestión del área restaurada (Santamaría *et al.*, 2003). Se recuperarán más de 2.600 ha de marismas, transformadas hace décadas a cultivos de secano, mediante muros y drenajes que se están eliminando, siendo uno de los objetivos ecológicos del proyecto evitar el establecimiento de especies invasoras en los ecosistemas restaurados, minimizando en lo posible la ocupación por dichas especies de nichos vacíos en las primeras fases de la restauración. *Spartina densiflora* es una de ellas.

IMPLICACIONES ECOLÓGICAS DE INVASIONES DE *SPARTINA DENSIFLORA*

En el caso de *Spartina densiflora*, su presencia debe ser asociada simultáneamente a la desaparición de especies autóctonas, como el candilejo (*Juncus subulatus*), la castañuela (*Scirpus maritimus*) y los almajos (*Arthrocnemum macrostachyum*), que son desplazadas por *Spartina*. En las comunidades invadidas, estas especies disminuyen su abundancia relativa, a la vez que sufren una mayor presión de herbivorismo, que no afecta sin embargo a la planta invasora.

Los mecanismos que explican la invasión y expansión de *Spartina densiflora* vienen siendo objeto de estudio desde hace más de dos décadas en marismas norteamericanas del Pacífico (Spicher D. P. 1984), al igual que los cambios en la vegetación que ha ocasionado su presencia tras procesos de restauración (Claycomb D.W. 1983). En nuestro entorno, los primeros estudios sobre la ecología de esta especie tuvieron su inicio varios años después (Figueroa y Castellanos 1988), pero sobre los mecanismos que pueden facilitar su entrada en áreas restauradas y el coste ecológico de su invasión, alterando el ensamblaje entre las especies nativas, aún quedan bastantes aspectos por dilucidar.

Sí sabemos que la invasión y la colonización de espacios desnudos (cubetas de balsas, zonas alteradas o restauradas) en procesos de sucesión secundaria por *Spartina densiflora* no sólo implican cambios en la composición de la comunidad existente, sino también en los valores de producción primaria de la marisma, en su tasa de renovación y en el sentido de los flujos de energía y la disponibilidad de ésta para otros niveles de la cadena trófica. La ocupación masiva que hace de los espacios *Spartina densiflora*, que desplaza a otras especies conformando los llamados “mares de *Spartina*”, casi monoespecíficos y con escasos consumidores locales, que mantiene su biomasa muerta estante durante muchos años y con tasas de descomposición aparentemente bajas, implica altos valores de producción en la marisma pero una menor productividad (producción/biomasa), permaneciendo la energía fijada por los productores primarios durante más tiempo sin estar disponible para otras comunidades, sedentarias o no, de la biocenosis de la marisma. En cambio, la ocupación de estos espacios por especies autóctonas, perfectamente imbricadas en la red trófica de las marismas de nuestras latitudes, permite disponer en menos tiempo de la energía fijada por los organismos autótrofos, propiciando a su vez marismas con mayor diversidad (Castellanos *et al.*, 2004; Luque *et al.*, en prensa).

Se hace por tanto necesaria la definición de vías y mecanismos de entrada y la detección precoz de especies invasoras, como *Spartina densiflora*, en actuaciones encaminadas a recuperar espacios degradados que pretendemos volver a poner en valor, si aspiramos a que la Restauración Ecológica alcance sus objetivos y pueda ser considerada un éxito. En caso contrario, nuestros esfuerzos pueden llegar a tener un efecto ecológico neto marcadamente negativo. La Restauración Adaptativa pretende minimizar esta posibilidad.

REFERENCIAS

- Castellanos, E. M.; Figueroa, M. E.; Nieva, F. J. J.; Luque, C. J. y Castillo, J. M. 2004. Evolución de la vegetación en salinas abandonadas. En *Salinas de Andalucía*. A. Perez-Hurtado (Coord.). Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. pp 196-197.
- Castillo, J. M.; Fernández-Baco, L.; Castellanos, E. M.; Luque, C. J.; Figueroa, M. E. y Davy, A. J. 2000. Lower limits of *Spartina densiflora* and *S. maritima* in a Mediterranean salt marsh determined by different ecophysiological tolerances. *Journal of Ecology*, **88**: 801-812.
- Claycomb D. W. 1983. *Vegetational changes in a tidal marsh restoration project at Humboldt Bay, California*. Master of Arts thesis. Humboldt State University. Arcata, California.
- Cobo, M. D.; Sánchez-Gullón, E. y García Murillo, P. 2003. Datos acerca de la presencia y gestión de especies invasoras y xenófitas en un espacio protegido europeo paradigmático. En *Contribuciones al conocimiento de las especies invasoras en España* G. E. I., Serie Técnica. Capdevilla Argüelles, L.; Zilletti, B. y Pérez Hidalgo, N. (Coords.). León. pp 38-41.
- Figueroa, M. E. y Castellanos, E. M. 1988. Vertical structure of *Spartina maritima* and *Spartina densiflora* in mediterranean marshes. En *Plant form and vegetation structure*. M. J. A. Werger; P. J. M. van der Aart y H. J. During; J.T. A. Verhoeven. (Eds.). SPB Academic Publishing. The Hague, The Netherlands. pp105-108.
- Luque, C. J.; Castellanos, E. M.; Castillo, J. M. y Figueroa, M. E. (en prensa). Diversidad en marismas mareales mediterráneas: 2. Cambios en la diversidad específica. En *Diversidad Biológica y Biodiversidad*. Centro de Estudios Ramón Areces. Madrid.
- Santamaría, L; Green, A. J.; Grillas, P. y Fernández-Delgado, C. 2003. Objetivos ecológicos generales de la Actuación No. 6 (Restauración de la Finca de Los Caracoles). Informe inédito.
- Saura, J.; Bayán, B.; Casas, J.; Ruíz de Larramendi, A. y Urdiales, C. 2001. Documento Marco para el Desarrollo del Proyecto Doñana 2005. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Spicher D. P. 1984. The ecology of a caespitose cordgrass (*Spartina sp.*) introduced to San Francisco Bay. Master of Arts thesis. San Francisco State University. San Francisco, California.

LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA COMO VÍA DE ENTRADA DE ESPECIES EXÓTICAS
INVASORAS; *SPARTINA DENSIFLORA* EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA.
Eloy M. Castellanos, C. J. Luque, J. M. Castillo, M. E. Figueroa y A. J. Green

6.2

[VÍAS DE ENTRADA]

ESPECIES CINEGÉTICAS INTRODUCIDAS Y TRASLADOS CON FINES CINEGÉTICOS: RIESGOS SANITARIOS

PALABRAS CLAVE

Tuberculosis, ciervo.

RESUMEN

Las enfermedades actuaban en la naturaleza como un regulador de poblaciones, pero la intervención del hombre ha roto este equilibrio. Un ejemplo de cómo la manipulación humana influye en la distribución y evolución de las enfermedades, lo podemos observar en el manejo de especies cinegéticas.

ABSTRACT

Diseases regulated wild population in natural conditions, but this balance has been broken by the human intervention. Management to cinegetic species is an example to disturbance in both distribution and evolution to diseases in wildlife.

ESPECIES CINEGÉTICAS INTRODUCIDAS Y TRASLADOS CON FINES CINEGÉTICOS: RIESGOS SANITARIOS

M^a Paz Martín-Hernando

Instituto de Investigación de Recursos Cinegéticos (IREC-CSIC, UCLM, JCCM).
mariapaz.martin@uclm.es

INTRODUCCIÓN

Las enfermedades siempre han existido en la naturaleza. Estudiadas dentro de la dinámica de poblaciones podemos diferenciar las que actúan de forma directa o letal, con una alta mortalidad de individuos, o de forma indirecta o subletal, afectando a la reproducción, ciclos estacionales, comportamiento territorial, etc. Los efectos letales son los más llamativos, ya que se observan un gran número de animales muertos. Es típico de las enfermedades que afectan por primera vez a una especie o grupo de individuos, como ocurrió con la sarna en cabras montesas o la mixomatosis en conejos silvestres. Después de una alta tasa de mortalidad, las poblaciones inician un estado de recuperación, en el que la enfermedad afecta sobre todo a los individuos más débiles y/o jóvenes, aunque pueden coexistir con periodos con un alto índice de mortalidad, que afecten a todos los individuos. A nivel general, los efectos más devastadores a largo plazo los producen enfermedades de carácter subletal, ya que sus repercusiones son más difíciles de establecer y demostrar. Estas enfermedades pueden afectar a aspectos tan dispares como el índice reproductivo o la capacidad de depredar o ser depredados. En cualquier caso, las enfermedades alteran las poblaciones de la especie afectada y también las de sus depredadores o presas, con lo que se altera la regulación natural de las especies y el equilibrio presa/depredador.

Actualmente, muchas de las enfermedades que afectan a los animales silvestres son consecuencia directa o indirecta del hombre. El efecto más directo se produce a raíz del manejo de especies, principalmente por el traslado y la sobreabundancia de animales. Las consecuencias de estas actuaciones se pueden observar dentro de la misma especie, al diezmar las poblaciones que se ven afectadas, o en especies diferentes si se tratan de enfermedades que afecten a ambas. Como ejemplo del primer caso tenemos dos enfermedades víricas que afectan al conejo: la mixomatosis y la fiebre hemorrágica del conejo, que en los primeros años de aparición produjeron una reducción drástica en las poblaciones de conejo silvestre, la primera en la década de los 60 y la segunda en los 90. Pero también se pueden afectar especies diferentes, sobre todo especies domésticas relacionadas filogenéticamente, como ocurre en numerosos

enfermedades víricas (por ejemplo las pestes porcinas entre cerdos y jabalís), bacterianas (como la tuberculosis entre ciervos y ganado vacuno) y parasitarias (como la triquinosis entre cerdo y jabalí). Pero también puede afectarse el hombre, en el caso de enfermedades zoonóticas (tuberculosis, brucelosis, triquinosis); y otros animales silvestres, afectando así a su conservación (como la tuberculosis en el caso del lince ibérico). Otros efectos menos directos de la acción humana se producen como consecuencia de los cambios de los hábitats naturales, por actividades agrícolas o de esparcimiento, y que da lugar a consecuencias como el calentamiento global. Este cambio climatológico trae como consecuencia el aumento de enfermedades transmitidas por insectos como el mosquito o la garrapata, como son la leishmaniosis y la enfermedad de Lyme respectivamente.

Un claro ejemplo de hábitat transformado por el hombre lo tenemos en la gestión de las fincas cinegéticas. Esta gestión suele iniciarse con el vallado de los cotos de caza, para poder independizar la gestión de otras fincas y aumentar el aprovechamiento del coto. En algunas zonas, más del 50% del terreno destinado a caza mayor se encuentra vallado, abarcando superficies que van desde las 300 a las 14000 hectáreas. Asociado a este vallado se encuentran otros tipos de manejos, como son la alimentación suplementaria, la introducción de animales procedentes de otros cotos y/o granjas cinegéticas, y la aplicación de diferentes tecnologías reproductivas. Otro objetivo del vallado de los cotos es la protección de las especies de caza de los depredadores, lo que unido a las medidas de manejo produce un aumento en la densidad de animales en el interior del coto. Este aumento de densidad produce un mayor contacto entre animales, con lo que aumenta la propagación de enfermedades, que de por sí estaría aumentada por la no eliminación de animales enfermos por parte de los depredadores. Además de este aumento de animales enfermos, el aumento del número de animales incrementa el deterioro de la vegetación, con lo que se empeora la condición física de los animales y aparecerían más animales débiles y por tanto susceptibles a padecer un proceso morboso. Pero en un coto se pretende tener animales en buenas condiciones, ya que son los individuos más cotizados por los cazadores. Así que para evitar esta pérdida de calidad se recurre a distintas estrategias, particularmente la alimentación suplementaria y la introducción de animales de otros cotos. La alimentación suplementaria con piensos conlleva una mayor agregación de animales alrededor de los comederos, con lo cual se aumenta el contacto entre animales y por tanto el contagio de enfermedades. Muchas de estas enfermedades son parasitosis, tanto internas como externas, que tienen un efecto subletal y suelen manifestarse por un empeoramiento de la condición física de los animales, con lo que el incremento de alimentación no mejora la categoría de los individuos. En cuanto a la introducción de animales, el mayor riesgo es la introducción de enfermedades nuevas (o vectores de éstas) en el coto, sobre todo cuando estos animales proceden de zonas no controladas o de condiciones sanitarias desconocidas.

Por tanto, el establecimiento de protocolos de prevención sanitaria debe ser una prioridad tanto en el terreno cinegético como en las diferentes sueltas y repoblaciones, para evitar la introducción de nuevas enfermedades en un área determinada.

Agradecimientos

Quisiera agradecer a todos los miembros del grupo de Sanidad Animal su participación en la toma de muestras que tan concienzudamente se realizan año tras año, y en cuyo procesado todos estamos implicados. Especialmente a Francisca M^o Talavera, nuestra querida Paqui, por organizarlo todo con una sonrisa permanente. Sin vuestra colaboración nada de esto sería posible.

Referencias

Gortázar, C., Acevedo, A., Ruiz-Fons, F. y Vicente, J. 2006. *Disease risks and overabundance of game species. European Journal of Wildlife Research*, 52: 81-87

Gortázar, C., Torres, M.J., Vicente, J., Acevedo, P., Reglero, M., de la Fuente, J., Negro, J.J. y Aznar-Martín, J. 2008. *Bovine tuberculosis in Doñana Biosphere Reserve: the role of wild ungulates as disease reservoirs in the last Iberian lynx strongholds. PLoS One*. 23:e2776.

Estrada-Peña A, Acevedo P, Ruiz-Fons F, Gortázar C, de la Fuente J. 2008. *Evidence of the importance of host habitat use in predicting the dilution effect of wild boar for deer exposure to Anaplasma spp. PLoS One*. 20:e2999.

Vicente, J., Höfle, U., Garrido, J.M., Fernández-de-Mera, I.G., Acevedo, P., Juste, R., Barral, M. y Gortázar, C. 2007. *Risk factors associated with the prevalence of tuberculosis-like lesions in fenced wild boar and red deer in south central Spain. Veterinary Research*, 38:451-64.

EL PROGRAMA ANDALUZ PARA EL CONTROL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS: HACIA UNA GESTIÓN PROACTIVA, ADAPTATIVA Y BASADA EN LA EVIDENCIA

PALABRAS CLAVE

Gestión, especies invasoras, Andalucía, estrategia, actuaciones.

RESUMEN

Se resumen a continuación las actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras llevadas a cabo en Andalucía entre 2005-2008 por parte de la Consejería de Medio Ambiente. Se analiza la estrategia de gestión y los avances realizados en el marco del Programa Andaluz para el Control de las especies invasoras a fin de promover una gestión más proactiva y adaptativa, en respuesta a la creciente demanda y se favorezca una gestión eficiente de los recursos.

ABSTRACT

The present paper reports the management actions for invasive alien species carried out by the Regional Government of Andalusia (Consejería de Medio Ambiente) in 2005-2008. We describe the management strategy and improvements made by the Programme for the Control of Invasive Alien Species in order to promote a more proactive and adaptive response. Novel solutions to overcome the growing demand and to promote an efficient use of resources are discussed.

EL PROGRAMA ANDALUZ PARA EL CONTROL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS: HACIA UNA GESTIÓN PROACTIVA, ADAPTATIVA Y BASADA EN LA EVIDENCIA

Elías Dana¹, Fernando Ortega², Juan García de Lomas¹, Guillermo Ceballos¹, Soledad Vivas³.

¹Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. ³Apoyo Técnico a la Gestión Sostenible del Medio Marino. Egmasa – Consejería de Medio Ambiente. C/Américo Vespucio 5, Puerta 2, Bloque C, Local 5, 41092 – Sevilla (Spain).
²Dirección General de Gestión del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente. Avda. Manuel Siurot 50, 41927 – Sevilla (Spain).
fernando.ortega@juntadeandalucia.es; guillermo.cebillos.ext@juntadeandalucia.es

INTRODUCCIÓN

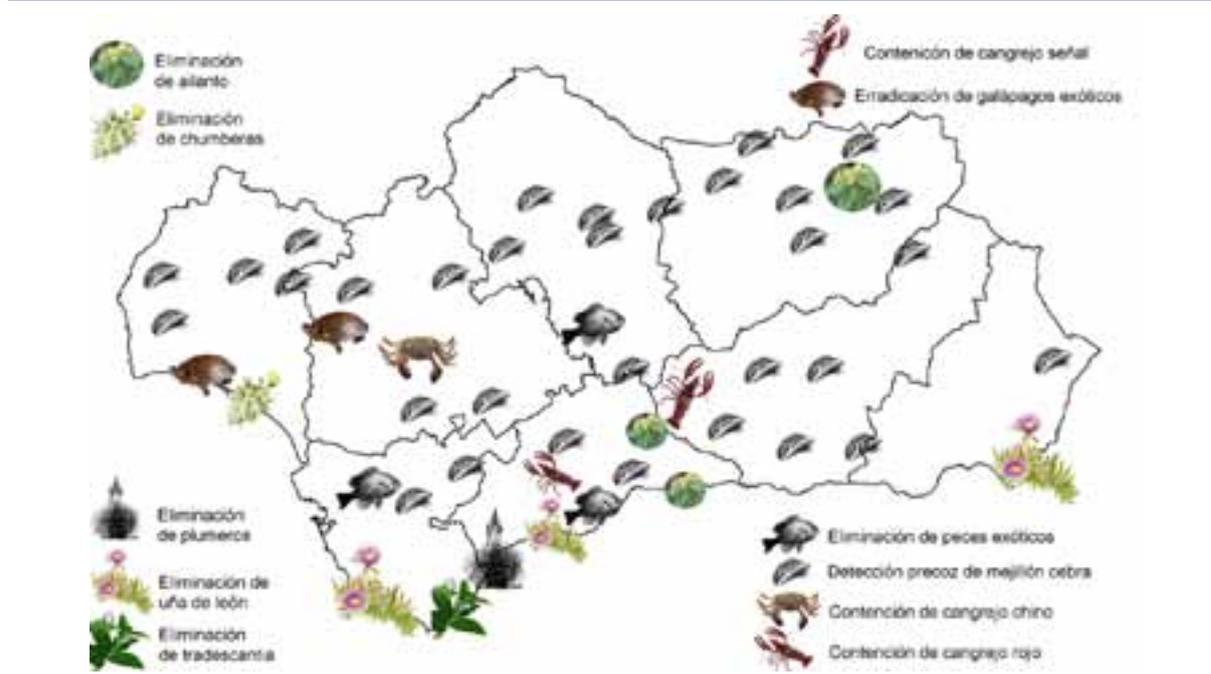
Andalucía es sensible al problema que representan las invasiones biológicas para la conservación de la biodiversidad regional. Desde 2004 la Consejería de Medio Ambiente ha hecho un esfuerzo importante en diagnosticar los principales focos de invasión y especies representadas en Andalucía y establecer medidas de prevención y control. Para ello, ha puesto en marcha el Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras, que constituye en la actualidad un programa pionero en la geografía española. Se presenta aquí un resumen de los resultados de la gestión de especies exóticas invasoras llevada a cabo por el Programa en el periodo 2005-2008, prestando especial atención a las actuaciones realizadas y métodos de control aplicados, así como la mejora del conocimiento sobre gestión de invasiones biológicas que se están obteniendo como resultado de la experiencia acumulada. También se presentan las nuevas estrategias que se están poniendo en marcha para superar un problema de creciente magnitud con unos recursos limitados.

LA GESTIÓN REACTIVA COMO RESPUESTA DE EMERGENCIA ANTE UN PROBLEMA DE RECIENTE CONCIENCIACIÓN

El desarrollo de los primeros trabajos y la información aportada por los talleres provinciales que se recogen en este volumen ha permitido, por un lado, recoger las principales especies exóticas invasoras, focos de invasión e impactos asociados en Andalucía. Las primeras actuaciones ejecutadas por el Programa tuvieron carácter de gestión reactiva en respuesta a invasiones avanzadas, en las que se había producido una alteración evidente de la biota autóctona y en ocasiones del propio hábitat. Se han eliminado especies de reconocido potencial invasor presentes en ambientes naturales sensibles o en sus zonas limítrofes desde las que existía un claro riesgo de dispersión. Este ha sido el caso, por ejemplo,

de la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*) en marismas de Sanlúcar de Barrameda (Cádiz), uña de león (*Carpobrotus spp*) y pita (*Agave americana*) en varios tramos del litoral de Málaga y Cádiz, ailanto (*Ailanthus altissima*) en ambientes montanos de Jaén y Málaga y galápagos exóticos en El Portil (Huelva) (Figs. 1 y 2; Tablas 1 y 2). Estas primeras actuaciones estaban dirigidas al control o erradicación de poblaciones invasoras a escala local y la recuperación de los ecosistemas naturales afectados.

Figura 1. Actuaciones llevadas a cabo por el Programa Andaluz para el Control de las EEI entre 2005-2008



GESTIÓN COORDINADA Y ADAPTATIVA EN RESPUESTA A PROBLEMAS COMPLEJOS Y DINÁMICOS

Se está produciendo un importante avance en el conocimiento de los procesos de invasión biológica, debido principalmente al creciente interés e inversión en la materia por parte de la comunidad científica internacional. A nivel regional, se debe sumar las experiencias de gestión acumuladas por el Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. En cualquier caso, se pone de manifiesto que la gestión de invasiones biológicas es compleja y sobre todo dinámica. Por un lado es **compleja** debido a la variedad de escenarios de invasión encontrados en Andalucía (plantas y animales, con ciclos de vida y comportamientos muy distintos, invadiendo ambientes terrestres y acuáticos). También es compleja porque cada caso está sometido a un gran número de variables ambientales y sociales que no siempre pueden ser controladas por el gestor para alcanzar los objetivos inicialmente planteados. Esta complejidad requiere una aproximación interdisciplinar y la **coordinación** con otros programas regionales de conservación, que disponen de información precisa sobre diferentes elementos naturales de Andalucía. Téngase en cuenta, por ejemplo, que la eliminación de una población invasora en el medio natural podría llegar a provocar un impacto sobre la comunidad nativa si no se cuenta con el adecuado conocimiento del medio natural (e.g., presencia de especies amenazadas) o no se realiza con los medios técnicos y en el momento adecuados.

EL PROGRAMA ANDALUZ PARA EL CONTROL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS
INVASORAS: HACIA UNA GESTIÓN PROACTIVA ADAPTATIVA Y BASADA EN LA EVIDENCIA.
Elías Dana, Fernando Ortega, Juan García de Lomas, Guillermo Ceballos, Soledad Vivas

Figura 2. Eliminación de uña de león en acantilados (a) y arenales costeros con presencia de especies amenazadas como *Limonium emarginatum*, *Juniperus macrocarpa* (b) o *Armeria pungens* (c-d). En este último caso, se muestra el aspecto del paisaje antes y después de la actuación



Un ejemplo de los beneficios de la coordinación en la gestión ambiental es la eliminación de carpas llevada a cabo en las lagunas endorreicas de Zóñar (Córdoba) y Medina (Cádiz). Antes de comenzar los trabajos, se realizó un estudio batimétrico de ambas lagunas, que junto con el estudio de la dosis mínima efectiva de biocida realizado por la Universidad de Córdoba, se pudo conocer con exactitud el volumen de biocida que era necesario aplicar. En segundo lugar, el seguimiento que desde hace más de 10 años lleva a cabo el Programa de Emergencias, Control Epidemiológico y Seguimiento de Fauna Silvestre de Andalucía, ha permitido valorar la respuesta del ecosistema a la actuación. Fruto de este trabajo, se está demostrando la recuperación de especies amenazadas como la Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*).

Por otro lado, la gestión debe ser **dinámica y adaptativa**. La población invasora puede dispersarse, alterar su comportamiento, modificar su tasa de crecimiento o tasas de captura en respuesta al ambiente y al propio control de sus poblaciones por parte del gestor. En definitiva, la realidad compleja y dinámica de las invasiones ha requerido y requiere de una continua puesta al día de los avances del conocimiento, la coordinación entre los diferentes Programas de Conservación regionales y otras instituciones y una gestión adaptativa, en concordancia con la Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras (Genovesi y Shine, 2003).

Las invasiones de cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*) en Riofrío (Loja, Granada) y cangrejo chino (*Eriocheir sinensis*) en el Estuario del Guadalquivir constituyen otro ejemplo de la importancia de la gestión adaptativa de la gestión, basada en la evidencia. Ambas especies mostraban una distribución restringida, aunque con un elevado riesgo de expansión. Las dificultades inherentes a trabajar en el

TABLA 1. Especies de plantas exóticas inasoras sobre las que se han realizado trabajos de eliminación en campo en Andalucía.

ESPECIE	AMBIENTE INVADIDO	SUPERFICIE TRATADA (Ha)	BIOMASA ELIMINADA (Tm)	AÑO
<i>Acacia spp.</i>	Arenales litorales	-	1,28	2007-2008
<i>Agave americana</i>	Arenales litorales y bosques mediterráneos	61,5	602	2005-2008
<i>Ailanthus altissima</i>	Bosques mediterráneos y arroyos	1,29	-	2007-2008
<i>Arctotheca calendula</i>	Arenales litorales	1,7	0,58	2008
<i>Carpobrotus spp.</i>	Arenales litorales	33,9	1880	2005-2008
<i>Cortaderia seloana</i>	Humedales litorales	3	584,5	2007
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Arenales litorales	5	239	2007-2008
<i>Disphyma crassifolium</i>	Arenales litorales y marismas	0,12	3,28	2007
<i>Galenia secunda</i>	Arenales litorales	0,014	0,68	2008
<i>Gomphocarpus fruticosus</i>	Riberas de bosque mediterráneo	33	0,57	2005-2006
<i>Lantana camara</i>	Arenales litorales	2	0,18	2007-2008
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i>	Islas y acantilados	7	0,47	2006-2008
<i>Oenothera drummondii</i>	Arenales litorales	20	17	2008
<i>Opuntia dillenii</i>	Arenales litorales y lagunas costeras	1,6	300,1	2007
<i>Opuntia subulata</i>	Arenales y matorrales litorales	14,7	3,5	2007
<i>Pistia stratiotes</i>	Marismas atlánticas	3	21	2006
<i>Tradescantia fluminensis</i>	Arroyos y ríos permanentes silíceos	1,8	21	2007-2008
<i>Yucca aloifolia</i>	Arenales y matorrales litorales	10	11	2007-2008

medio acuático hacían imposible, a priori, la erradicación de estas especies, por lo que se planteó como objetivo alternativo más factible la contención de sus poblaciones. Como resultado, se han capturado más de 30.000 individuos de cangrejo señal y más de 850 cangrejos chinos desde 2005, reduciéndose el stock de ambas especies y por ende los impactos y su expansión potencial. Sin embargo, los elevados costes de mantener actuaciones a medio-largo plazo exigen una continua revisión de las técnicas de control en base al seguimiento de las actuaciones y capturas, a fin de mejorar la eficiencia de la gestión y adaptarse a los nuevos escenarios de invasión generados como consecuencia de la propia gestión.

En el caso del cangrejo señal, desde que comenzaron los trabajos se han combinado varios métodos de control (nasas, pesca eléctrica, islas artificiales) a fin de retirar el máximo número de individuos y *contener* eficazmente la población (Fig. 3). Este objetivo se ha alcanzado después de varios años de trabajo. Sin embargo, mantener este objetivo en el tiempo requiere una importante inversión y no está exento de incertidumbres que podrían llevar a la dispersión de la especie. Se hace necesario por tanto valorar la posibilidad de *erradicar* la población. Para ello, es necesario reducir la población más allá del tamaño mínimo poblacional que permite la reproducción de la especie, lo que a su vez requiere optimizar las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) y ensayar nuevas alternativas que reduzcan aún más el potencial reproductor de la especie y eliminen individuos que hasta ahora habían permanecido inaccesibles para los operarios. Se ha analizado la eficacia y selectividad de las artes de pesca en función de la clase de tamaño, el sexo y la época del año. Se realizan periódicamente estimaciones del tamaño poblacional

EL PROGRAMA ANDALUZ PARA EL CONTROL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS: HACIA UNA GESTIÓN PROACTIVA ADAPTATIVA Y BASADA EN LA EVIDENCIA.
 Elías Dana, Fernando Ortega, Juan García de Lomas, Guillermo Ceballos, Soledad Vivas

TABLA 2. Especies de fauna exótica invasora sobre las que se han realizado trabajos de control poblacional en Andalucía.

Especie	Ambiente invadido	Cantidad	Año
Cyprinus carpio y otros peces exóticos*	Humedales endorreicos, abrevaderos y balsas en alta montaña	39,5 Tm	2006-2008
Gambusia holbrooki	Balsas de montaña	1000 indiv.	2008
Eriocheir sinensis	Estuarios	893 indiv.	2005-2009
Pacifastacus leniusculus	Arroyos permanentes calcareos	29.407 indiv.	2005-2009
Procambarus clarkii	Charcas permanentes naturales de alta montaña	1.652 indiv.	2007-2008
Trachemys scripta subsp. elegans y otros galápagos exóticos**	Humedales litorales y estuarios	559 indiv.	2005-2009

* Black-bass (*Micropterus salmoides*), carpín dorado (*Carassius auratus*), perca-sol (*Lepomis gibbosus*), chanchito (*Cichlasoma facetum*).

** *Trachemys scripta subsp. scripta*, *Pseudemys nelsoni*, *Gratemys pseudographica*.

Figura 3. Eliminación de cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*) en Granada, mediante una combinación de métodos: pesca eléctrica (a), refugios artificiales (b), nasas (c).



que aporten información sobre los principales parámetros demográficos que permitan a su vez modelar el tamaño poblacional en función de las tasas de captura, el número de trabajadores y su grado de experiencia. También se han seleccionado cebos más eficaces y se está valorando el uso de feromonas (Stebbing et al., 2003). De este modo, aunque se sigue usando una combinación de artes de pesca, la eficiencia de la gestión se está incrementando: las capturas se concentran en los períodos óptimos para cada clase de edad. Por ejemplo, en primavera, los esfuerzos se concentran en la captura selectiva de adultos reproductores que podrían suponer un aumento de la población al año siguiente. Aunque este periodo también coincide con el reclutamiento de los juveniles procedentes de la reproducción invernal, no se realizan capturas selectivas de este grupo de edad, ya que se ha observado que buena parte de ellos mueren por causas naturales.

En el caso del cangrejo chino, las capturas se han concentrado en el Canal Alfonso XII (conectado al Estuario del Guadalquivir a su paso por la ciudad de Sevilla). La colocación de nasas *control* fuera del Canal ha sido esencial para detectar la presencia de individuos errantes. Estos individuos suponen un grave riesgo de avance de la invasión, ya que el estuario es un ambiente muy propicio para la reproducción (la maduración de las gónadas se produce con salinidades >12) y el desarrollo de las larvas (salinidad >25) (Anger, 1991; Herborg et al., 2005). Por otro lado, ha permitido detectar precozmente una nueva especie invasora, el pez gato negro (*Ameiurus melas*), procedente de Norteamérica, poniendo de manifiesto la importancia del seguimiento de los ecosistemas a medio-largo plazo.

NUEVOS RETOS ANTE UN PROBLEMA CRECIENTE

El transporte y comercio globales no deja de incrementar el número de nuevas introducciones de especies exóticas. En Andalucía, estas nuevas citas proceden de varias fuentes: (a) el cartografiado de especies invasoras que lleva a cabo el Programa; (b) los avisos de las Delegaciones Provinciales de Medio Ambiente; (c) la labor de otros Programas de Gestión del Medio Natural; (d) la revisión bibliográfica; y (e) avisos ocasionales de particulares. Considerando que la demanda es creciente y, los recursos limitados, es crítico seleccionar las actuaciones de manera objetiva y **optimizar la relación coste-beneficio ambiental**. Para ello, las actuaciones de nueva proposición (y también aquellas que ya están en marcha) son sometidas a una valoración multicriterio del coste-beneficio ambiental constituida por más de 40 preguntas objetivas con puntuaciones específicas.

Una vez seleccionada el escenario de actuación, el **conocimiento del medio** es el segundo eslabón fundamental. A este nivel vuelve a ser imprescindible la coordinación con diferentes Programas Regionales de Conservación. En el caso concreto de plantas invasoras, una vez recibido el aviso, se procede a una valoración técnica del ambiente invadido que consiste en la comparación de indicadores de la composición y estructura de la comunidad vegetal en parcelas *invadidas* y *control*. Esta valoración previa es clave para concretar el método de eliminación (manual, mecánico, químico o mixto), evitar impactos sobre especies amenazadas, seleccionar las especies que serán utilizables en caso de una eventual revegetación, o simplemente disponer de una *foto 0* para evaluar la evolución o la respuesta del sistema en caso de actuaciones.

En tercer lugar, es clave la valoración del grado de éxito/fracaso de las actuaciones ya realizadas. La ejecución de la actuación (eliminación) rara vez es definitiva. En este sentido, es imprescindible realizar un **seguimiento** de las actuaciones y un análisis crítico de los resultados obtenidos con un fin muy claro: alcanzar los objetivos planteados y mejorar la calidad y la eficiencia de la gestión. El seguimiento es fundamental para saber si se está consiguiendo reducir el stock de la población invasora, si han aparecido rebrotes de una planta invasora, para plantear la necesidad de repasos y conocer el grado de recuperación del ecosistema después de la actuación. Este seguimiento, además de ser la base de la gestión adaptativa, retroalimenta el conocimiento que se tiene del funcionamiento del ecosistema, la eficacia de los tratamientos utilizados, o la idoneidad de la frecuencia de seguimiento establecida o los indicadores escogidos.

El cuarto eslabón de la cadena (y quizás la medida más económica y eficaz a largo plazo) es la **prevención**. No se pueden frenar las invasiones biológicas si no hay una concienciación y una implicación de la sociedad que evite la continua introducción de especies potencialmente invasoras en el medio natural andaluz. Esta labor se traduce en varios frentes: (1) impartición de seminarios y asesoramientos a organismos y colectivos que colaboran en la gestión (Delegaciones Provinciales, Municipios, Demarcaciones de Costas; Voluntarios Ambientales); (2) Elaboración de documentación informativa sobre invasiones biológicas y los riesgos de las especies más peligrosas (por ejemplo, folletos sobre especies alternativas en jardinería, mascotas, mejillón cebra, cangrejos exóticos, algas invasoras

**EL PROGRAMA ANDALUZ PARA EL CONTROL DE LAS ESPECIES EXÓTICAS
INVASORAS: HACIA UNA GESTIÓN PROACTIVA ADAPTATIVA Y BASADA EN LA EVIDENCIA.**
Eliás Dana, Fernando Ortega, Juan García de Lomas, Guillermo Ceballos, Soledad Vivas

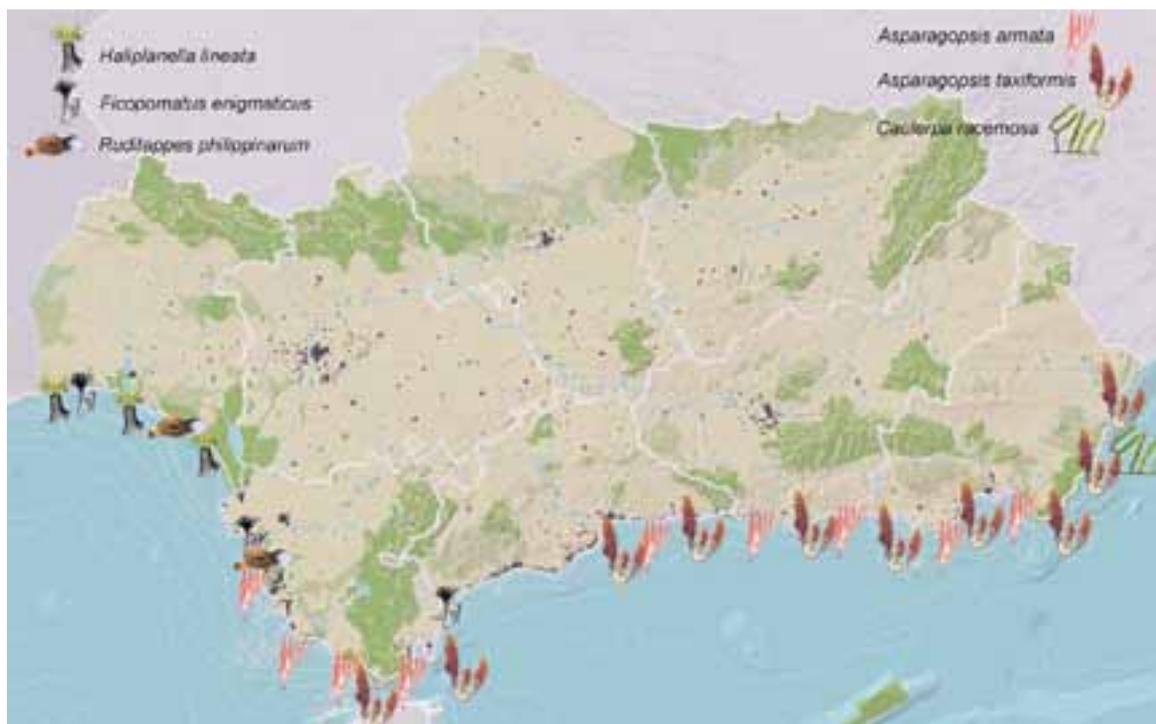
y fichas específicas de plantas invasoras); (3) notas de prensa; y (4) apoyo a la coordinación entre administraciones. Finalmente, a nivel europeo, el Programa participa en la redacción de estrategias comunitarias frente a la invasiones biológicas, esforzándose por integrar los enfoques global, regional y local en la gestión.

En el marco de la prevención, se ha puesto en marcha, en colaboración con la Estación Biológica de Doñana, un protocolo automatizado de análisis de riesgo para predecir el éxito de invasión de plantas exóticas que aún no han sido introducidas en Andalucía, pero que podrían llegar como consecuencia de su comercio para jardinería o producción de biomasa. También se realiza el seguimiento de la distribución de aquellas especies para las que todavía no es viable acometer actuaciones de eliminación directa. Este es el caso de algas invasoras en el medio marino como por ejemplo *Caulerpa racemosa*, recientemente detectada en el litoral almeriense (Fig. 4) y que ha dado pie a la redacción de programas específicos para evitar su expansión.

En el marco de la detección precoz, el Programa ha analizado la presencia de larvas de mejillón cebra durante 2007 y 2008 en más de 30 embalses considerados de riesgo. Estos trabajos, en colaboración con la Agencia Andaluza del Agua, han permitido elaborar un Plan de Control frente a la Invasión del Mejillón Cebra en Andalucía y responder con rapidez a su detección precoz.

Por último, se desea que la experiencia y conocimientos acumulados por el Programa para el Control de las Especies Exóticas Invasoras a lo largo de estos años pueda ser aprovechado por otros grupos de trabajo u organismos que necesiten poner en marcha actuaciones similares en otros escenarios. Para ello, se están elaborando procedimientos estandarizados regionales sobre tipologías de trabajos y grupos taxonómicos, así como guías de gestión de los principales grupos taxonómicos.

Figura 4. Especies exóticas invasoras marinas para las que se realiza seguimiento de la distribución



CONCLUSIONES

La experiencia del Programa después de 4 años de gestión de invasiones biológicas pone de manifiesto la complejidad de la gestión de invasoras y la necesidad de apostar por una gestión proactiva, adaptativa y basada en la evidencia, apoyándose en 5 pilares: (i) analizar el coste/beneficio ambiental de las actuaciones en marcha o de nueva ejecución; (ii) seguimiento de las actuaciones y la valoración de indicadores; (iii) prevención de la entrada de nuevos taxones con potencial invasor mediante la difusión de los resultados, el análisis de riesgo y modelado de escenarios futuros; (iv) desarrollo de procedimientos estandarizados regionales sobre tipologías de trabajos y grupos taxonómicos; y (v) coordinación con Programas regionales de Conservación. Algunas experiencias son exitosas y demuestran que la gestión efectiva de especies invasoras puede conseguirse con la inversión necesaria de recursos económicos y humanos y con un enfoque interdisciplinar y continuamente actualizado.

AGRADECIMIENTOS

Nuestro más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que han trabajado y colaborado en los últimos años en el desarrollo del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras, en particular Agentes de Medio Ambiente, Técnicos y Auxiliares. Asimismo, se desea agradecer a todas aquellas entidades que han hecho posible la gestión activa de las especies invasoras en Andalucía, en particular al Ministerio de Defensa, Ministerio de Interior, instituciones científicas, Autoridad Portuaria de Sevilla, Confederaciones Hidrográficas, Red de Voluntarios Ambientales y los Ayuntamientos de la provincia de Málaga. Finalmente, se agradece a todos los ciudadanos que se han interesado por las invasiones biológicas y han contribuido de cualquier manera para reducir nuevas introducciones en el medio natural y ayudar así a la conservación de la biodiversidad y el propio bienestar humano.

REFERENCIAS

Anger, K. 1991. Effects of temperature and salinity on the larval development of the Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* (Decapoda: Grapsidae). *Marine Ecology Progress Series*, **72**: 103-110.

Genovesi, P. y Shine, C. 2003. European Strategy on Invasive Alien Species. Convention on the conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Strasbourg.

Herborg, L.M., Rushton, S.P., Clare, A.S. y Bentley, M.G. 2005. The invasion of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in the United Kingdom and its comparison to continental Europe. *Biological Invasions*, **7**: 959-968.

Hobbs, R.J. y Humphries, S.E. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, **9**: 761-770.

Stebbing, P.D., Watson, G.J., Bentley, M.G., Fraser, D., Jennings, R., Rushton, S.P. y Sibley, P.J. 2003. Reducing the threat: the potential use of pheromones to control invasive signal crayfish. *Bill. Fr. Peche Piscic.*, **370-371**: 219-224.

GLOSARIO DE ESPECIES

A

Abutilon theophrasti

Acacia cyanophylla

Acacia dealbata

Acacia longifolia

Acacia mearnsii

Acacia melanoxylon

Acacia retinodes

Acacia saligna

Acacia spp.

Acanthurus monroviae

Acarapis woodi

Acartia tonsa

Accipiter gentilis

Acer negundo

Achantina fulica

Achnatherum papposum

Achyranthes sicula

Acridotheres vulgaris

Adenocarpus gibbsianus

Aedes aegypti

Aedes albopictus

Aedes atropalpus

Aegilops spp.

Aethina tumida

Agapornis fischeri

Agave americana

Agave sisalana

Ageratina adenophora

Ageratina riparia

Ailanthus altissima

Aira spp.

Aix galericulata

Alburnus alburnus

Alnus glutinosa

Amandava amandava

Amaranthus blitoides

Amaranthus deflexus

Ameiurus melas

Ammannia robusta

Ammophila arenaria

Ammophila spp.

Ammotragus lervia

Anabaena azollae

Anaocypris hispanica

Anguilla anguilla

Anopheles quadrimaculatus

Anoplolepis gracilipes

Anoplophora glabripennis

Anthirrinum charidemi

Anthoxanthum spp.

Aphanomyces astaci

Apholone spinifera

Apis cerana

Apis mellifera

Apis mellifera caucasica

Apis mellifera iberica

Apis mellifera ligustica

Aptenia cordifolia

Araujia sericifera

Arctotheca calendula

Ardisia elliptica

Argemone mexicana

Armeria pungens

Arrhenatherum spp.

Artemia franciscana

Artemia parthenogenetica

Artemia persimilis

Artemia salina

Artemia spp.

Artemisa verlotiorum

Arthrocnemum macrostachyum

Arthrocnemum perenne

Arundo donax

Asclenias syriacus

Asclepias curassavica

Asparagopsis armata

Asparagopsis taxiformis

Asparagus asparagoides

Astacus astacus

Aster squamatus

Asterias amurensis

Atherina boyeri

Atriplex halimus

Austropotamobius pallipes

Avena spp.

Avena sterilis

Azolla spp.

Azolla filiculoides

B

Baccharis halimifolia
Banana bunchy top virus
Barbus comizo
Barbus microcephalus
Barbus sclateri
Batrachochytrium dendrobatidis
Bemisia tabaci
Bergia capensis
Bidens aurea
Bidens frondosa
Bidens subalternus
Blennius fluviatilis
Boiga irregularis
Bombus spp.
Bombus terrestris dalmatinus
Bombus terrestris ferrugineus
Bombus terrestris terrestris
Bombus terrestris xanthopus
Brachiaria platiphylla
Brachypodium spp.
Briza spp.
Buddleja davidi
Bufo bufo
Bufo marinus
Bufo mauritanicus
Bufo viridis
Buteo buteo

C

Cabomba spp.
Cacyreus marshalli
Calendula arvensis
Calenipeda aquae-dulcis
Canchrus ciliaris
Capra hircus
Carassius auratus
Carcinus maenas
Cardiocondyla mauritanica
Carduncellus matritensis
Carlina racemosa
Carpobrotus acinaciformis
Carpobrotus edulis
Carpobrotus spp.
Castanea spp.
Cataglyphis floricola
Caulerpa racemosa
Caulerpa racemosa var. *cylindracea*
Caulerpa taxifolia
Cechrus incertus
Cecropia peltata
Celtis australis
Cenchrus incertus
Centrostephanus longispinus
Ceratochloa cantharica

Ceratonia siliqua
Ceratophyllum demersum
Cercopagis pengoi
Cervus elaphus
Cestrum parqui
Chaetopleura angulata
Chalcides viridanus
Chamaecybe maculata
Chamaeleo chamaeleon
Chamaerops humilis
Chamaerops spp.
Chamaesyce polygonifolia
Chamaeleo chamaeleon
Chasmanthe aethiopica
Chenopodium pumilio
Chloris gayana
Chloris virgata
Chondrostoma lemmingii
Chondrostoma willkommii
Chromolaena odorata
Chrysanthemum coronarium
Chrysemys picta belii
Cichorium intybus
Cinara cupressi
Cinchona pubescens
Cisticola juncidis
Clarias batrachus
Clidemia hirta
Cobitis paludica
Cochliobolus victoriae
Coix lacrima-jobi
Conyza bonariensis
Conyza canadiensis
Coptotermes formosanus shiraki
Corbicula fluminea
Coronilla juncea
Coronopus dydimus
Cortaderia jubata
Cortaderia selleana
Cortaderia spp.
Cottus gobio
Cotula coronopifolia
Cotula coronopifolia
Crassotres gigas
Crassula lycopodioides
Crassula multicava
Crithmum maritimum
Crocidura russula
Cryphonectria parasitica
Cucumis myriocarpus subsp. *myriocarpus*
Cygnus atratus
Cynomorium coccineum
Cynosurus spp.
Cyperus alternifolius
Cyperus difformis
Cyprinus carpio

D

Dama dama
Danaus plexipus
Datura stramonium
Dicentrarchus labrax
Dichondra micrantha
Dictyocaulus filaria
Digitaria sanguinalis
Digitaria ciliaris
Diplachne fascicularis
Diplachne uninervia
Diplodus bellotii
Discoglossus pictus
Disphyma crassifolia
Dittrichia viscosa
Dorycnium pentaphyllum
Dracaena spp.
Dreissena polymorpha

E

Ecballium elaterium
Echinochloa colonum
Echinochloa oryzoides
Echinocloa colonum
Echinocloa crus-gali
Echinocloa oryzoides
Eclipta prostrata
Ecteinascidia turbinata
Egeria densa
Ehrharta calycina
Eichhornia crassipes
Eleagnus angustifolia
Eleagnus caeruleus
Eleusine indica
Eleusine tritachya
Eleutherodactylus coqui
Elodea canadensis
Elodea spp.
Elytrigia obtusifolia
Emex spinosa
Emydura subglobosa
Emys orbicularis
Ephedra fragilis
Eragrostis bahiensis
Eragrostis curvula
Eragrostis neomexicana
Eragrostis virescens
Erigeron karvinskianus
Erinaceus europaeus
Eriobotrya japonica
Eriocheir sinensis
Eschscholzia californica
Esox lucis
Estrilda amnadava
Estrilda astrild

Estrilda melpoda
Estrilda troglodytes
Eucalyptus camaldulensis
Eucalyptus globulus
Eucalyptus spp.
Euglandina rosea
Euphorbia esula
Euphorbia serpens
Euphorbia terracina
Euplectes afer
Euplectes orix
Eupletes afer
Eurodice malabarica
Exox lucius

F

Falkenbergia hillebrandii
Falkenbergia rufolanosa
Fallopia baldschuanica
Fallopia japonica
Fascioloides magna
Felis catus
Ferraria crispa
Fraxinus angustifolia
Fundulus heteroclitus

G

Galenia secunda
Galinsoga parviflora
Gallotia atlantica
Gallotia caesaris
Gallotia galloti
Gallotia stehlini
Gambusia affinis
Gambusia holbrookii
Gamochaeta subfalcata
Gastroidium spp.
Gaudinia fragilis
Genetta genetta
Genista polyanthus
Genista umbellata
Gleditsia triacanthos
Gleditsia triacanthos
Gobio gobio
Gomphocarpus fruticosus
Graptemys kohnii
Graptemys pseudoqueographica
Guizotia abyssinica
Gymnostyles stolonifera

H

Halimione portulacoides
Halimione spp.
Haliplanella lineata
Hediste diversicolor

Hedychium gardnerianum
Helichrysum spp.
Heliotropium curassavicum
Heliotropium europaeum
Helminthosporium maydis
Hemidactylus turcicus
Hemitragus jemlahicus
Herichthys facethum
Herpestes javanicus
Heteranthemis viscidehirta
Heterogamischa bifoveolata
Hiptage benghalensis
Hirundo daurica
Holcus spp.
Hydrilla verticillata
Hydrobia ulvae
Hydrocharis morus ranae
Hydrocotyle spp.
Hyla meridionalis
Hymenoptera spp.
Hyparrhenia hirta
Hypoconera punctatissima

I

Iguana iguana
Imperata cylindrica
Ipomoea imperati
Ipomoea sagittata
Ipomoea stolonifera
Isatis tinctoria

J

Juncus spp.
Juncus subulatus
Juniperus oxycedrus
Juniperus oxycedrus subsp. *macrocarpa*
Juniperus phoenicea

K

Killingia brevifolia
Koeleria spp.

L

Lacerta bilineata
Lacerta perspicillata
Lagarosiphon major
Lamarckias spp.
Lantana camara
Lasius neglectus
Lates niloticus
Laurus nobilis
Lavandula dentata
Lepidium sativum
Lepomis gibbosus
Leptochloa fascicularis

Leptochloa fusca
Leptochloa uninervia
Leptothora x longispinosus
Leucaena leucocephala
Ligustrum robustum
Limoniastrum monopelatum
Limonium spp.
Linaria gharbensis
Linaria trusica
Linaria viscosa
Linepithema humile
Lippia filiformis
Lotus creticus
Ludwigia spp.
Lutra lutra
Lycoperiscon esculentum
Lygeum spartum
Lymantria dispar
Lymnaea peregra
Lymnaea stagnalis
Lysimachia minoricensis
Lythrum salicaria

M

Macaca fascicularis
Macropodon mauritanicus
Malcolmia litorea
Marmaronetta angustirostris
Mauremys leprosa
Medicago marina
Melaleuca quiquenervia
Melilotus indica
Mesembryanthemum crystallinum
Miconia calvescens
Microcosmus exasperatus
Microcosmus squamiger
Micropterus salmoides
Micropterus salmoides
Micropterus salmoides
Micropterus salmoides
Micropterus salmoides
Micropterus salmoides
Mikania micrantha
Mimosa pigra
Mnemiopsis leidyi
Monomorium carbonarium
Monomorium pharaonis
Mugil cephalus
Mus domesticus
Mus musculus
Mustela erminea
Mustela vison
Myocastor coypus
Myoporum tenuifolium
Myopsitta monachus

Myrica falla
Myriophyllum aquaticum
Myriophyllum spicatum
Myrtus communis
Mytilus galloprovincialis

N

Nasella tricotoma
Natrix maura
Nerium oleander
Nicotiana glauca
Nyctalus lasiopterus

O

Ochlerotatus japonicus
Oculina patagonica
Oenothera biennis
Oenothera drummondii
Oenothera glazioviana
Oenothera rosea
Olea europaea
Olea europaea ssp. sylvestris
Onchorhynchus mykiss
Ophiostomaulmi spp.
Opuntia dillenii
Opuntia ficus-indica
Opuntia maxima
Opuntia spp.
Opuntia stricta
Opuntia subulata
Opuntia tuna
Oreochromis mossambicus
Oryctolagus cuniculus
Othanthus maritimus
Ovis ammon
Ovis aries
Oxalis latifolia
Oxalis pes-caprae
Oxyura jamaicensis
Oxyura leucocephala

P

Pacifastacus leniusculus
Padda oryzivora
Paenibacillus alvei
Pagellus bellotii
Palaemon adspersus
Palaemon elegans
Palaemon longirostris
Palaemon macrodactylus
Palaemon serratus
Palaemon xiphias
Palaemonetes varians
Pancratium maritimum
Panicum antidotale

Panicum capillare
Panicum miliaceum
Paraserianthes lophantha
Paratrechina flavipes
Paratrechina jaegerskioeldi
Paratrechina longicornis
Parkinsonia aculeata
Paseriformes
Paspalum dialatum
Paspalum paspalodes
Paspalum urvillei
Paspalum vaginatum
Passer hispaniolensis
Pelargonium capitatum
Pelargonium spp.
Pelargonium zonale
Pennisetum clandestinum
Pennisetum setaceum
Periplaneta americana
Periploca angustifolia
Petaria faberi
Phalaris paradoxa
Phalaris stenoptera
Pheidole megacephala
Pheidole teneriffana
Phitophthora infestans
Phoenix canariensis
Phoenix dactylifera
Phragmites australis
Phyllirea angustifolia
Phytophthora cinnmomi
Pimelea spicata
Pinus pinaster
Pinus pinea
Pinus radiata
Piptatherum miliaceum
Pistacia lentiscus
Pistacia terebinthus
Pistia stratiotes
Pittosporum undulatum
Planorbarius
Plasmodium relictum
Platydemus manokwari
Pleurodeles waltl
Ploceus cucullatus
Ploceus intermedius
Ploceus melanocephalus
Poa annua
Podarcis lilfordi
Podarcis pityusensis
Podarcis sicula
Polceus melanocephalus
Polyserella emertoni
Pomacea canaliculata
Posidonia oceanica

Potamocorbula amurensis
Potamogeton pectinatus
Potamopyrgus antipodarum
Procambarus clarkii
Prosopis glandulosa
Psammodromus algirus
Psammodromus hispanicus
Pseudemys nelsoni
Pseudemys spp.
Psidium cattleianum
Psitacidos
Psittacula krameri
Psittacula monachus
Puccinia graminis
Pueraria montana var. *lobata*
Punica granatum
Pycnonotus cafer
Pycnonotus jocosus
Pyramica membranifera

Q

Quelea quelea
Quercus ilex
Quercus suber

R

Rana catesbeiana
Rana perezi
Rana saharica
Rangifer tarandus
Rattus norvegicus
Rattus rattus
Rattus spp.
Retama sphaerocarpa
Reynoutria japonica
Rhamnus alaternus
Rhamnus lycioides
Rhinechis scalaris
Rhithropanopeus harrisi
Rhododendron ponticum
Rhynchophorus ferrugineus
Rhynchophorus ferrugineus
Ricinus communis
Rinderpest virus
Robinia pseudoacacia
Rosmarinus officinalis
Rousettus aegyptiacus
Rubus ellipticus
Rubus ulmifolius
Ruditapes decussatus
Ruditapes philippinarum
Rupicapra rupicapra
Ruppia maritima
Ruscus aculeatus
Rutilus rutilus

S

Saccharum ravennae
Sagittaria montevidensis
Salaria fluviatilis
Salicornia
Salmo trutta
Salsola brevifolia
Salvinia
Salvinia molesta
Sarcocornia fruticosa
Sarcocornia spp.
Saxifraga oppositifolia
Schinus terebinthifolius
Scirpus maritimus
Sciurus carolinensis
Scyllarus posteli
Sedum album
Sedum sediforme
Senecio mikanioides
Senecio vulgaris
Serinus serinus
Setaria italica
Sigara stagnalis
Silene rupestris
Silybum marianum
Simaroubáceas
Solanaceas
Solanum bonariense
Solanum sisymbriifolium
Solenopsis invicta
Sonchus oleraceus
Sophora japonica
Sorghum halepense
Spartina alterniflora
Spartina anglica
Spartina densiflora
Spartina maritima
Spartina patens
Spartina pectinata
Spartina spp.
Spartina townsendii
Sparus auratus
Spathodea campanulata
Sphagneticola trilobata
Sporobolus indicus
Squalius alburnoides
Squalius pyrenaicus
Stenopelmus rufinusus
Stenotaphrum secundatum
Stipa tenacissima
Streptopelia decaocto
Sturnus vulgaris
Suaeda spp.
Sus scrofa
Synidotea laticauda

T

Tamarix africana
Tamarix parviflora
Tamarix ramosissima
Tamarix spp.
Tamus communis
Tanacetum funkii
Tapinoma melanocephalum
Tarentola boettgeri
Tarentola mauritanica
Testudo greca
Testudo hermanni
Tetraclinis articulata
Tetragonia tetragonoides
Tetramorium bicarinatum
Tetramorium caldarium
Tetramorium lanuginosum
Thalassoma pavo
Thymus mastichina
Tinca tinca
Trachemis scripta
Trachemys scripta elegans
Trachemys scripta ornata
Trachemys scripta scripta
Tradescantia fluminensis
Tragus racemosus
Trichosurus vulpecula
Tritonia x crocosmiiflora
Triturus alpestris
Triturus helveticus
Triturus marmoratus
Trogoderma granarium
Tropaeolum majus
Tropilaelaps claeae
Typha dominguensis
Tyronia

U

Ulex europaeus
Ulmus minor
Undaria pinnatifida
Ursus arctos

V

Varroa jacobsoni
Vespula vulgaris
Vitex agnus-castus
Vulpes vulpes

W

Washingtonia
Washingtonia filifera
Washingtonia robusta
Wasmannia auropunctata

X

Xanthium strumarium
Xanthium strumarium subsp. italicum

Y

Yuca spp.

Z

Zoobotryon verticillatum
Zoysia matrella