núm. :05 2015

Chronica naturae

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT.

ISSN: 2253-6280
www.chronicanaturae.org

: ***El medio ambiente en la actual esfera política.*** Editorial.

: ***El hombre y el lobo: crónica de una difícil –pero posible y deseable– coexistencia.*** Carlos Sanz.

: ***Una flora entre dos continentes, el punto caliente de diversidad vegetal Bético-Rifeño en el Mediterráneo occidental.*** Rafael Molina-Venegas.

: ***Densidad poblacional del cangrejo violinista Uca tangeri (Eydoux, 1835) (Brachyura: Ocypodidae) en la costa Atlántica del sur de España.*** José M. Boa, José M. Guerra-García.

: ***Seguimiento telemétrico (GPS) de tres generaciones de milanos reales (Milvus milvus) en el noroeste de la Comunidad de Madrid. El papel de nuevas técnicas de recuperación aplicadas a fauna salvaje.*** Juan José Iglesias-Lebrija, Iván Peragón, Manuel Galán y Ernesto Álvarez.

: ***Diversidad de angiospermas marinas en la bahía de Cádiz: redescubriendo a Zostera marina.*** Fernando G. Brun, Juan J. Vergara, José Lucas Pérez-Lloréns, Carmen Ramírez, Edward P. Morris, Gloria Peralta e Ignacio Hernández.

: ***Las balsas agrícolas en Andalucía: una oportunidad para enlazar desarrollo y conservación en climas mediterráneos.*** Peñalver, P., León, D., Casas, J., Fuentes-Rodríguez, F., Gallego, I., Juan, M., Pérez, C., Sánchez, P. y Toja, J.

: ***La población de meros Epinephelus marginatus en el litoral andaluz (España).*** María Angeles Bruzón Gallego, Oscar Mansilla Reyes.

: ***El monzón del índico en el origen de las civilizaciones humanas.*** Antonio Pulido Pastor.

: ***La importancia de la tipificación en la conservación de las especies: el caso de la flora silvestre.*** Pedro Pablo Ferrer Gallego y Emilio Laguna Lumbreras.

Colaboran en este número:

UNIVERSIDAD DE ALMERÍA

UNIVERSIDAD DE CÁDIZ

UNIVERSIDAD DE GRANADA

UNIVERSIDAD DE SEVILLA

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL DEL MAR (CEI·MAR)

IFAPA - CENTRO EL TORUÑO

SOCIEDAD IBÉRICA PARA EL ESTUDIO Y CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS (SIECE)

CENTRO PARA LA INVESTIGACIÓN Y EXPERIMENTACIÓN FORESTAL (CIEF)

VAERSA, COMUNITAT VALENCIANA

Chronica naturae, 5 (2015). ISSN: 2253-6280.

marzo 2015. Sevilla.

contacto@chronicanaturae.org

Chronica naturae es una publicación coordinada, editada y difundida por la Asociación Hombre y Territorio (HyT).

www.hombreyterritorio.org // +34 955 324 985 . 637 524 856 . 645 387 526

Índice.

Editorial :5/6

: El medio ambiente en la actual esfera política.
Comité editorial de *Chronica naturae.*

El investigador invitado :7/15

: El hombre y el lobo: crónica de una difícil –pero posible y deseable– coexistencia.
Carlos Sanz.

Artículos :16/25

: Una flora entre dos continentes, el punto caliente de diversidad vegetal Bético-Rifeño en el Mediterráneo occidental.
Rafael Molina-Venegas. *Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla.*

Artículos :26/34

: Densidad poblacional del cangrejo violinista* Uca tangeri *(Eydoux, 1835) (Brachyura: Ocypodidae) en la costa Atlántica del sur de España.
José M. Boa y José M. Guerra-García. *Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla.*

Artículos :35/44

: Seguimiento telemétrico (GPS) de tres generaciones de milanos reales (*Milvus milvus*) en el noroeste de la Comunidad de Madrid. El papel de nuevas técnicas de recuperación aplicadas a fauna salvaje.
Juan José Iglesias-Lebrija, Iván Peragón, Manuel Galán y Ernesto Álvarez. *GREFA.*

Artículos :45/56

***: Diversidad de angiospermas marinas en la bahía de Cádiz: redescubriendo a* Zostera marina.**
Fernando G. Brun, Juan J. Vergara, José Lucas Pérez-Lloréns, Carmen Ramírez, Edward P. Morris, Gloria Peralta e Ignacio Hernández. *Departamento de Biología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz. Campus de Excelencia Internacional del Mar (CEI·MAR).*

Artículos :57/67

: Las balsas agrícolas en Andalucía: una oportunidad para enlazar desarrollo y conservación en climas mediterráneos.
Peñalver, P., 1, León, D., Casas, J., Fuentes-Rodríguez, F., Gallego, I., Juan, M., Pérez, C., Sánchez, P. y Toja, J. *Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla / Departamento de Biología y Geología. Facultad de Biología. Universidad de Almería / Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.*

Proyectos de investigación-conservación :68/80

: La población de meros* Epinephelus marginatus *en el litoral andaluz (España).
María Angeles Bruzón Gallego y Oscar Mansilla Reyes. *IFAPA Centro El Toruño.*

Proyectos de investigación-conservación :81/90

: El monzón del índico en el origen de las civilizaciones humanas.

Índice.

Antonio Pulido Pastor. *Sociedad Ibérica para el Estudio y Conservación de los Ecosistemas (SIECE).*

Proyectos de investigación-conservación :91/105

: La importancia de la tipificación en la conservación de las especies: el caso de la flora silvestre.

Pedro Pablo Ferrer Gallego y Emilio Laguna Lumbreras. *Servicio de Vida Silvestre-CIEF (Centro para la Investigación y Experimentación Forestal), Comunitat Valenciana.*

Editorial

El medio ambiente en la actual esfera política.

Desde hace un tiempo venimos observando cómo se ha definido el ambiente político y, por tanto, de gestión: corrupción, malversación, cohecho, enchufismo, falsedad, son términos que han venido emergiendo los últimos meses (sino años) en nuestras administraciones. En gran parte debido a esto, amén de otras tantas razones que quizás no haya que enumerar aquí, el escenario político se vislumbra diferente a lo que estábamos acostumbrados (al menos los más jóvenes), abriéndose nuevas formas de hacer política, empleo, sanidad, educación, cultura,....pero, ¿qué pasa con el medio ambiente? El medio ambiente, entendido como los recursos naturales, es el elemento transversal que une todos los aspectos sobre los que se sustenta nuestra sociedad: la industria, las ciudades, la investigación, la construcción, el turismo, todos los motores de nuestra economía tienen como base y recurso el medio ambiente y es a él a quien deben dirigirse las mejoras y avances que se pretenden asentar o poner en marcha para cambiar la forma de ver el mundo, si de verdad se pretende un desarrollo desde un punto de vista equilibrado.

A día de hoy, ninguna de las fuerzas políticas (nuevas o históricas) apuestan firmemente por poner como bandera la protección de nuestro medio ambiente; y el hacer esto no debe verse como una reacción ecologista o radical, ¡todo lo contrario! Apostar firmemente por energías renovables garantiza empleos directos e indirectos, a medio y largo plazo, y aleja de nuestras cabezas los fantasmas de la contaminación, la emisión de gases de efecto invernadero, las prospecciones de dudosa viabilidad y los accidentes relacionados con fuentes de energía más "competitivas". El turismo salvaje o concentrado, basado en el *low cost* pero con todas las necesidades (y más) cubiertas solo trae desolación a las zonas afectadas, que quedan exhaustas tras la época estival. Además de acarrear problemas ambientales derivados de ese uso desmesurado de los recursos, cuyos efectos tardan en mitigarse; en cambio, políticas activas de turismo sostenible y dinámico, promoviendo actividades de ocio sanas y en contacto con la naturaleza, de la cual debemos estar orgullosos, favorecen el desarrollo de actividades empresariales específicas que, *per se*, cuidan de los recursos que explotan y generan un sentimiento de protección y mantenimiento a quien lo recibe o disfruta. Asimismo, esta visión dinámica puede adaptarse a los diferentes recursos que existen en cada zona, no limitándose a los "socialmente demandados". Por supuesto, este cambio no pasa por un aumento de los kilómetros de costa urbanizados; otro cambio de tuerca sería valorar el posible desmantelamiento de equipamientos y construcciones en desuso o fuera de la legalidad, algo que daría mucho trabajo a constructores y albañiles (volviéndose ahora deconstructores).

Respecto a la industria y la agricultura, dos de los grandes ejes de nuestra economía, se nos ocurre que, antes de que se nos sea impuesto por esferas superiores, deberíamos poder actualizar procesos, sistemas y producciones para que el medio ambiente no sea solo el origen y reservorio sino el eje sobre el que gira la actividad: disminución de residuos, reutilización de productos secundarios, mejor gestión del agua, proyectos de recuperación de antiguos usos, incluso compatibilización con la biodiversidad podrían ser algunos cambios de ¿obligado? (mejor recomendado) cumplimiento para los productores; con un buen plan integral de mejora quizás hasta este cambio podría ser entendido como beneficioso, por parte de los propios empresarios (por poner un ejemplo, ¿alguien ha calculado cuánto se ahorran las grandes superficies en bolsas desde que estas no se regalan?, una medida que seguro está teniendo grandes efectos positivos sobre espacios y especies, aunque esto sea difícilmente cuantificable).

Investigación. Qué decir de la investigación. Es algo que se ve y escucha en los medios pero que nuestro propio equipo editorial puede corroborar: investigadores que tienen que irse porque no pueden desarrollar su *leiv motive*: si alguno conoce a algún investigador/a de verdad sabrá que no parará hasta desarrollar sus conocimientos que tantos años y uso de su tiempo le ha costado. Es lamentable que, como explicaba recientemente una

Editorial

investigadora antes de tomar su vuelo a un centro de investigación extranjero "la paradoja es que el Estado ha invertido años y dinero en formarte para luego dejarte ir a que produzcas a otro país." Irracional.

Con este editorial solo queremos hacer ver a políticos y gestores que el medio ambiente no es una moda ni una tendencia, es nuestro principal valor y recurso.

Comité editorial de *Chronica naturae*. Febrero 2015.

El investigador invitado

El hombre y el lobo: crónica de una difícil –pero posible y deseable– coexistencia.

Carlos Sanz

Biólogo y fotógrafo naturalista de las series de TVE *El Hombre y la Tierra*, *La España Salvaje, Naturaleza Ibérica, De Polo a Polo, La Marisma y el Llano*,… Director de los documentales *Pacto con Lobos y Coexistencia del Lobo y el Mundo Rural*. Coautor del libro *Amigo Lobo* y autor de las exposiciones itinerantes *Leyenda y realidad del Lobo Ibérico y Proyecto Wolf: Wild Life & Farmers*.

Web Amigo Lobo: http://carlossanzamigolobo.com/

Blog Amigo Lobo: http://amigolobocarlossanz.blogspot.com.es/

E-mail: carlossanzamigolobo@gmail.com

01. Las relaciones entre el hombre y el lobo estuvieron marcadas por un mutuo respeto y cierto grado de tolerancia y colaboración entre ambas especies durante todo el Paleolítico.

Las relaciones entre los dos cazadores sociales más poderosos del Hemisferio Norte, el hombre y el lobo, estuvieron marcadas por un mutuo respeto entre ambas especies durante todo el Paleolítico. Relaciones impregnadas asimismo por una mezcla de sentimientos de admiración, veneración y temor por parte de los humanos hacia los cánidos. Y aunque compitieran asiduamente por el alimento durante sus correrías de caza, e incluso pudieran convertirse en potenciales presas los unos de los otros puntual y esporádicamente, su interdependencia sería más bien de cierto comensalismo durante miles de años, aprovechándose frecuentemente cada uno de ellos de los restos de las cacerías realizadas por sus "rivales".

Aquellos lobos primitivos merodearían con frecuencia los campamentos nómadas y las cuevas en las que vivían y se cobijaban nuestros prehistóricos antecesores, atraídos por los restos de comida y por los despojos que éstos desechaban tras abatir un ciervo, un jabalí o un corzo. Y de igual modo nuestros antepasados observarían a distancia cómo las veloces y bien estructuradas manadas de lobos eran capaces de abatir piezas incluso de mayor fuerza y envergadura, tales como aquellos caballos salvajes y bisontes que ellos

mismos plasmaron en santuarios rupestres como el de Altamira, hace ya muchos miles de años. Y sin duda intentarían arrebatarles más de una vez las presas cobradas tras el lance venatorio, intimidándoles con sus rústicas herramientas de piedra, lanzas o antorchas, o bien esperarían a que los lobos saciasen su hambre para aprovechar a continuación los restos de los herbívoros semidevorados.

02. Nuestros antepasados observarían con frecuencia cómo las veloces y bien estructuradas manadas de lobos eran capaces de abatir presas de gran fuerza y tamaño, como ciervos, jabalíes, caballos e incluso bisontes. Y sin duda compartirían su carne en numerosas ocasiones.

La coexistencia en los mismos territorios de caza, una cierta tolerancia y la mutua colaboración que con frecuencia se produciría entre ambas especies para conseguir el alimento, fueron circunstancias que antes o después serían aprovechadas por nuestros antepasados para lograr alianzas cinegéticas con los lobos y para alcanzar fórmulas de convivencia que fueran beneficiosas para ambas especies.

Pues hace ya más de treinta mil años los primeros cachorros de lobo fueron criados en el seno de algún clan humano, probablemente con la leche de alguna mujer que estuviera amamantando a su propio hijo, o que lo hubiera perdido por alguna trágica circunstancia… Y aquellos cachorros "agradecidos", que tal vez hubieran perdido también a su propia madre, y que fueron creciendo al calor de las hogueras y del afecto de sus padres adoptivos, poco a poco se fueron adaptando a vivir en armonía con los componentes de aquella otra manada humana que tenía comportamientos sociales y marcadamente jerarquizados, muy similares a los de los propios clanes lobunos.

03. Hace más de treinta mil años que los primeros cachorros de lobo fueron criados por los humanos, probablemente con la leche de alguna mujer que estuviera amamantando a la vez a su propio hijo.

Con el paso de los años, aquellos primeros lobos "domesticados" acabarían criando a sus propias camadas al abrigo de las cuevas y refugios naturales que compartían con los humanos. Y los nuevos lobeznos nacidos ya junto a niños llorones y traviesos, estrecharían sus lazos de unión y amistad con aquellos otros "lobos de dos patas" que les proporcionaban alimentos, jugaban con ellos y les ofrecían protección ante cualquier peligro. Protección y defensa que sin duda sería mutua, pues los sentidos más agudizados de los cánidos advertirían a sus aliados de la proximidad de posibles enemigos, e incluso se enfrentarían a ellos con ferocidad y decisión en caso necesario.

El investigador invitado

04. Con el paso de los años, aquellos primeros lobos "domesticados" acabarían criando a sus propias camadas al abrigo de las cuevas y refugios naturales que compartían con los humanos, y poco a poco se fueron transformando en lo que hoy llamamos "el mejor amigo del hombre".

Este hipotético proceso de convergencia y solidaridad entre dos especies eminentemente sociales, que convirtió al lobo en la primera especie domesticada por el hombre, se habrá repetido con total seguridad en múltiples ocasiones a lo largo de la historia de la Humanidad (no necesariamente de forma simultánea), y en diversas regiones de la extensa área de distribución geográfica que secularmente han compartido.

Y aunque obviamente este trascendental acontecimiento tendría lugar por primera vez en algún lugar concreto de nuestro Planeta (al parecer en Europa, hace unos 30.000 años, según investigaciones recientes), este proceso habrá sido experimentado por diversas tribus y razas humanas primitivas de Eurasia y Norteamérica, de forma independiente; y con toda probabilidad sobre distintas subespecies de lobos, tanto sobre las que todavía perviven en nuestros días como sobre otras ya extinguidas, y que antiguamente habitaban la práctica totalidad de los territorios holárticos.

Pero el "pacto de convivencia", respeto y mutua colaboración sellado entre los dos grandes cazadores sociales durante el Paleolítico, y que con el trascurso de los siglos permitió la trasformación del lobo en "perro", se rompió de forma dramática y radical hace unos ocho o diez mil años, durante el Neolítico. Desde que el hombre se hizo agricultor y ganadero, cuando empezó a cultivar la tierra y a domesticar a multitud de especies de plantas y animales en su propio beneficio, haciéndose amo y señor de todo lo creado…

Paradójicamente, la primera especie domesticada por nuestros antepasados, y que hoy consideramos como el "mejor amigo del hombre", se convirtió de repente en su "peor enemigo"… Pues los lobos que permanecían libres y salvajes, y que no estaban bajo el dominio y la influencia directa de los humanos, aprendieron enseguida que los animales criados por éstos resultaban ser presas mucho más vulnerables y fáciles de capturar que los ciervos, jabalíes, liebres y demás herbívoros silvestres, que eran capaces de defenderse mejor y de correr más velozmente que las ovejas, cabras, potros y terneros… Y el conflicto no tardó en llegar y en generalizarse, pues el lobo ya no era solo un "competidor" a la hora de cazar presas silvestres, sino que se convirtió en un ladrón que atacaba ganados y otros animales que el hombre consideraba "suyos", y en un enemigo que amenazaba sus intereses económicos.

El investigador invitado

05. El lobo, que fue la primera especie domesticada por nuestros prehistóricos antepasados, se convirtió paradójicamente en su "peor enemigo" cuando el hombre se hizo agricultor y ganadero, durante el Neolítico. Cuando los cánidos salvajes empezaron a atacar a las presas que los humanos consideraban como "suyas"...

Y como ya sabemos que los humanos no aceptamos de buen grado a los competidores –ni siquiera a los de nuestra propia especie–, pues mucho menos a cualquier otra especie animal que pueda poner en riesgo nuestros propios intereses. Y aquí radica el origen de una rivalidad ancestral, de una guerra a muerte declarada contra el lobo a lo largo de los siglos, y que ha perdurado hasta los albores del Siglo XXI.

No obstante, la coexistencia entre los dos grandes predadores ha sido posible y se ha mantenido durante miles de años en la mayor parte del área de distribución compartida por ambos. Y el hombre ha aprendido a convivir con el lobo y a defenderse de los ataques a sus ganados con la inestimable ayuda y complicidad de sus "parientes domésticos", y con infinidad de ingenios y artilugios de todo tipo. E incluso las culturas humanas más "primitivas" y respetuosas con la Naturaleza que han subsistido hasta nuestros días, como algunas tribus indígenas de Norteamérica, siempre han admirado y respetado a los lobos por su fuerza, por su belleza y por su espíritu de grupo a la hora de cazar, e incluso los han considerado tradicionalmente como animales sagrados y totémicos.

Pero casi todas las culturas pastoriles y ganaderas, tanto las nómadas como las sedentarias, declararon al lobo una lucha despiadada y sin cuartel, que ha tenido lugar ininterrumpidamente a lo largo de los siglos, y que ha perdurado hasta la época actual.

06 y 07. Las culturas pastoriles y ganaderas declararon al lobo una guerra a muerte, una lucha sin cuartel que ha tenido lugar ininterrumpidamente a lo largo de los siglos, y que ha perdurado hasta nuestros días.

El investigador invitado

REAL CEDULA
DE SU MAGESTAD,
Y SEÑORES DEL CONSEJO,
EN QUE SE MANDA GUARDAR el Reglamento inserto formado para el exterminio de Lobos, Zorros y otros animales dañinos, en la conformidad que se expresa.

AÑO 1788.

EN MADRID:

En la Imprenta de Don Pedro Marin; y reimpresa en SORIA, en la de Don Cosme Damian Delgado de Yburuzeta, Impresor de la Intendencia de dicha Ciudad.

08, 09 y 10. Armas, venenos, trampas y artilugios de todo tipo han sido empleados profusamente a lo largo de la historia para capturar y matar a los lobos, promulgándose un sinfín de leyes, edictos, cédulas reales y proclamas en su contra, con el ánimo y el propósito explícito de lograr su total exterminio, principalmente en los países más "civilizados"…

Lanzas, flechas, armas de fuego, lazos, cepos, fosos de piedra, trampas de todo tipo, y especialmente venenos, han sido empleados profusamente a lo largo de la historia para capturar y matar a los lobos. Y no sólo para defender a los ganados de los ataques de los cánidos salvajes, sino también para acabar con supuestos "devoradores de hombres" y con un animal que encarnaba al mismísimo diablo en la simbología de ciertas culturas religiosas, sobre todo en Europa y a partir de la Edad Media.

El caso es que por proteger intereses económicos, por miedo a posibles ataques a personas, o por ignorancia y superstición, el lobo se convirtió durante siglos en el "enemigo público número uno" y en el chivo expiatorio sobre el que los humanos descargaron secularmente su odio y su agresividad. Y en consecuencia se dictaron todo tipo de leyes, edictos, cédulas reales y proclamas en su contra, con el ánimo y el propósito explícito de lograr su total exterminio en buena parte de su área de distribución, principalmente en los países más "civilizados"… Objetivo que se fue consiguiendo a lo largo de las últimas centurias, y especialmente durante la primera mitad del Siglo XX, tanto en regiones insulares de la Vieja Europa (Irlanda, Islandia y las Islas Británicas), como en la mayor parte de los países occidentales del continente europeo, tales como Francia, Bélgica, Holanda, Luxemburgo, Dinamarca, Alemania, Suiza, Austria, Suecia y Noruega. Y la misma suerte corrieron sus congéneres norteamericanos, pues salvo en Canadá y Alaska, fueron prácticamente exterminados de todos los Estados Unidos y de México.

El progresivo y continuado declive del lobo alcanzó su mínimo histórico a finales de los años 60 del pasado siglo, cuando muchas poblaciones habían desaparecido totalmente de la faz de la Tierra, y unas pocas luchaban desesperadamente por sobrevivir. Y este era precisamente el caso de los últimos lobos ibéricos, que en aquella época apenas contaban con unos efectivos de 300-400 ejemplares y parecían abocados asimismo a una inminente extinción. Pues conviene recordar que en la España de los años 50 y 60 estaban vigentes las tristemente célebres "Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañinos", que pretendían acabar con todo tipo de animales carnívoros o predadores (a los que se denominaban "alimañas"), y que premiaban con recompensas y dinero público a todo aquel que matara a un águila, a un buitre, a un halcón, a un búho, a un lince, a una nutria... y especialmente a un lobo.

El investigador invitado

11. Félix Rodríguez de la Fuente desarrolló una eficaz campaña de sensibilización y divulgación en defensa del lobo ibérico entre los años 60 y 70 del pasado siglo, y logró que dejara de ser considerado como una "alimaña" a la que había que exterminar por todos los medios posibles, y pasara a ser catalogado como especie cinegética en la Ley de Caza de 1970.

Pero afortunadamente para nuestros últimos lobos y para el conjunto de nuestra privilegiada Naturaleza, en aquellos años apareció en escena un personaje carismático y singular, que empezó a defender pública y apasionadamente a una especie que hasta entonces era temida, odiada y perseguida por la mayor parte de la población, enseñando a la sociedad española cómo eran y cómo vivían realmente los lobos, y rompiendo el mito de la supuesta ferocidad y agresividad hacia las personas. Félix Rodríguez de la Fuente inició por aquel entonces una eficaz campaña de sensibilización y divulgación en su defensa, y logró que el lobo dejara de ser considerado como una "alimaña" a la que había que exterminar por todos los medios posibles, y pasara a ser catalogado como especie cinegética en la Ley de Caza de 1970, en virtud de la cual únicamente podría cazarse en las zonas, en las épocas y con los métodos legalmente autorizados.

Y a partir de ese momento el lobo empezó a recuperarse poco a poco en nuestra Península, y a recolonizar espacios naturales de los que había sido expulsado en las décadas anteriores. Y a la espera de un censo actualizado a nivel nacional, cuya publicación está prevista para principios de 2015, la población de lobos ibéricos se estima actualmente en unos 250 ó 300 grupos reproductores, con unos efectivos totales que oscilan entre los 1500 y los 2500 ejemplares, con notables variaciones estacionales e interanuales.

12.- La población de lobos ibéricos se ha ido recuperando lenta pero progresivamente, y actualmente se estima en unos 250 ó 300 grupos reproductores, con unos efectivos totales que oscilan entre los 1500 y los 2500 ejemplares.

El investigador invitado

Conviene reseñar, por otra parte, que la década de los 70 del pasado siglo supuso un punto de inflexión en la conservación del lobo a nivel mundial, y no sólo en España. Pues la mentalidad sobre la especie empezaba a cambiar en la sociedad, y ya en 1973 tuvo lugar en Estocolmo la *Primera Reunión del Grupo de Especialistas del Lobo de la UICN* (en la que participó entre otros el Dr. Rodríguez de la Fuente), que redactó el *Manifiesto y Directrices para la Conservación del Lobo*. En dicho documento se proponía por primera vez la redacción de planes de gestión, la indemnización de daños, la investigación y la zonificación como métodos adecuados para gestionar a la especie. Y entre las conclusiones aprobadas vale la pena destacar una que ha servido de referencia para posteriores normativas relacionadas con la protección del cánido:

> *"El lobo, como todo animal salvaje, tiene el derecho de existir en su estado natural. Este derecho no depende de su utilidad para el hombre, y deriva del que tienen todos los seres vivos a coexistir con él como parte integrante de los sistemas ecológicos".*

Carlos Sanz

También en 1973 se aprobó en los EEUU la segunda *Ley de Especies en Peligro de Extinción,* que incluyó al lobo como tal en todos los Estados, excepto en Alaska. Y a partir de aquellas fechas se han ido promulgando numerosas Leyes, Directivas, Resoluciones y normativas legales de todo tipo a favor de su conservación, que han dado un "respiro" al lobo y le están permitiendo recuperar lentamente sus poblaciones y reconquistar territorios perdidos en numerosos países, como Francia, Alemania, Suiza, Austria, Suecia o Noruega. Y también en España está volviendo a ocupar de forma natural espacios de los que había sido erradicado hace más de 30, 40 ó 50 años.

Pero lo que sin duda es una buena noticia desde el punto de vista de la conservación y de la recuperación de una especie mítica y emblemática de nuestra biodiversidad, cuya existencia resulta fundamental para el mantenimiento del equilibrio biológico de los

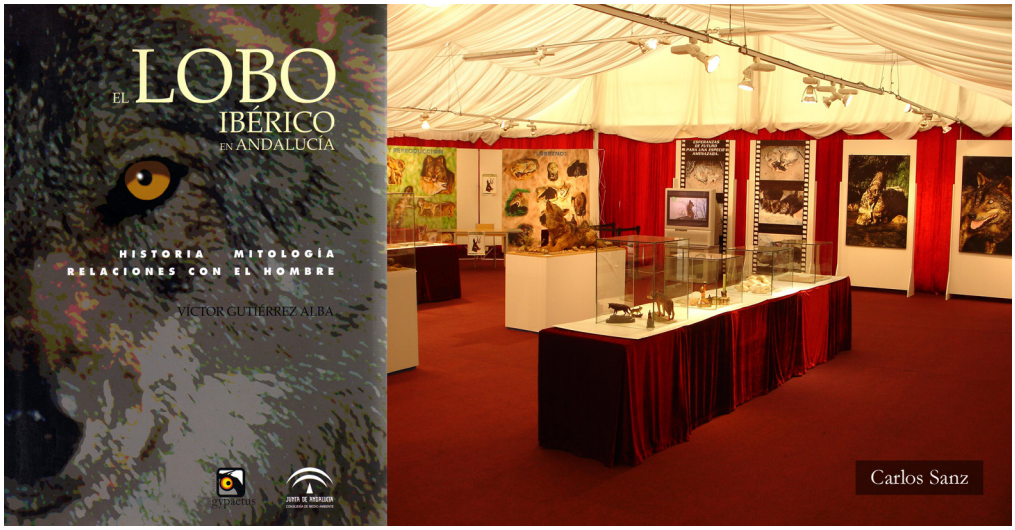
ecosistemas en los que habita, no es tan buena noticia desde el punto de vista de los ganaderos. Pues sobre todo en las áreas de reciente recolonización vuelve a plantearse el eterno conflicto de intereses entre el hombre y el lobo. Agudizado en nuestros días por los continuos enfrentamientos entre las distintas visiones y posturas sobre el lobo que, cada vez más radicalizadas, defienden los diferentes colectivos de ganaderos, cazadores y ecologistas.

Se plantea de nuevo el reto de lograr la convivencia entre el lobo y los intereses de los distintos agentes implicados de una u otra forma en su gestión y conservación. Y alcanzar esa coexistencia armónica y equilibrada es difícil, pero sin duda es posible y resulta deseable e imprescindible en el Siglo XXI. Únicamente hace falta un poco de buena voluntad por parte de todos, y un diálogo constructivo que respete las diferentes posturas y puntos de vista de los diferentes colectivos, evitando los planteamientos radicales y extremistas que no aportan soluciones reales y sólo aumentan los enfrentamientos y discrepancias, resultando finalmente el lobo el mayor perjudicado.

14.- Alcanzar una coexistencia armónica y equilibrada entre el hombre y el lobo es difícil, pero sin duda es posible y resulta deseable e imprescindible en el Siglo XXI. Únicamente hace falta un poco de buena voluntad por parte de todos, y un diálogo constructivo que respete las diferentes posturas y puntos de vista de los distintos colectivos implicados en la conservación y gestión del lobo

La gestión del lobo debiera hacerse, pues, de forma inteligente y objetiva, sin apasionamientos ni presiones de ningún tipo, y en base a censos fiables y actualizados de sus efectivos poblacionales. Y además precisa de un espíritu de colaboración y co-responsabilidad por parte de todos los interesados en su conservación: Administraciones públicas, científicos e investigadores, ONGs y colectivos ecologistas, sindicatos y representantes agroganaderos, federaciones de cazadores, guardería cinegética y medioambiental, medios de comunicación...

El investigador invitado



15 y 16.- Es preciso fomentar un mayor conocimiento objetivo y real sobre el lobo, a través de la investigación, la educación y la sensibilización de la sociedad. Y asimismo hay que luchar contra los falsos mitos, leyendas y supersticiones que todavía hoy se encuentran arraigados en la "sabiduría popular" y en el subconsciente de muchas personas, sobre todo en el medio rural.

En nuestro país tenemos actualmente la mayor población de lobos de toda Europa Occidental. Y las Administraciones públicas han elaborado en los últimos años una Estrategia Nacional y diversos Planes de Gestión Autonómicos para garantizar su conservación a medio y largo plazo. Todas estas normativas jurídicas, discutibles y mejorables sin duda, pretenden asegurar la presencia del Lobo en su medio natural, promoviendo la adopción de todas las medidas necesarias para prevenir y minimizar los posibles daños a los ganados, compensar de la mejor manera posible las pérdidas económicas producidas, y controlar la población de la especie dentro de unos límites razonables y asumibles por la Sociedad. Y además pretenden fomentar un mayor conocimiento sobre el lobo a través de la investigación, la educación y la sensibilización, e intentan buscar soluciones para eliminar o paliar los diversos factores que actualmente amenazan su supervivencia, tales como el furtivismo, la destrucción de sus hábitats naturales, la fragmentación de sus territorios, los atropellos en vías de comunicación o la posible hibridación con perros asilvestrados.

Pero por mucho que las distintas Administraciones intenten adoptar todo tipo de medidas e iniciativas para garantizar la coexistencia del Lobo y el Mundo Rural (medidas que nunca serán del gusto de todos…), de nada servirán si no se alcanzan acuerdos consensuados entre los diversos actores sociales que de una u otra forma están implicados en la "guerra del lobo", cediendo todos un poco en sus respectivas exigencias y expectativas, y respetando los intereses y planteamientos de los demás.

El lobo es realmente un animal fascinante, mítico y emblemático. Una auténtica joya de nuestra biodiversidad. Un superviviente nato con una gran capacidad de adaptación que ha conseguido llegar hasta nuestros días "contra viento y marea", y cuyo futuro está ahora en nuestras manos….Al lobo hay que conocerlo, hay que valorarlo, hay que respetarlo, hay que conservarlo y hay que protegerlo…¡Pero no a ultranza!. Y siempre buscando una convivencia lo más armónica y pacífica posible con las actividades humanas tradicionales. Y tal vez convendría recordar aquí las palabras de nuestro querido y añorado "Amigo Félix": ***Que el lobo viva donde pueda y donde deba vivir, para que en las noches españolas no dejen de escucharse los hermosos aullidos del lobo***.

Artículos

Una flora entre dos continentes, el punto caliente de diversidad vegetal Bético-Rifeño en el Mediterráneo occidental.

Rafael Molina-Venegas

Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Sevilla, Apartado 1095, E-41080 Sevilla, Spain

rmolina@us.es

RESUMEN

En este trabajo cuantificamos las afinidades florísticas que existen entre las floras de Andalucía y el norte de Marruecos, la región del oeste del Mediterráneo donde se localiza la mayor parte del punto caliente de diversidad Bético-Rifeño. Además, determinamos los correlatos ambientales de la diversidad beta observada entre los distintos ensamblajes de plantas de las sierras Béticas y Rifeñas (comarcas naturales), considerando las especies endémicas de estas sierras y las no endémicas por separado. La flora de las sierras del Rif occidental se asemeja más a la flora de Andalucía que a la de cualquier otra región del norte de Marruecos, destacando el papel desempeñado por el Estrecho de Gibraltar como ruta migratoria para la flora entre ambos continentes. La distancia geográfica fue el factor más importante a la hora de explicar la varianza en diversidad beta en el punto caliente de diversidad Bético-Rifeño en su conjunto. El mismo análisis focalizado en las sierras Béticas muestra que el clima es el principal factor explicando la diversidad beta de las especies no endémicas, mientras que la litología y la distancia geográfica (junto con el clima) explicaron la diversidad beta de las especies endémicas.

Palabras clave: clima, diversidad beta, endemismos, Flora Mediterránea, litología, sierras Béticas y Rifeñas.

INTRODUCCIÓN

La cuenca del Mediterráneo está considerada como el tercer punto caliente de diversidad vegetal del planeta (Myers *et al.*, 2000), dando cobijo al 8.3% de todas las especies de plantas vasculares que se conocen (Médail y Quézel, 1997). Además, se ha estimado que más de la mitad de las especies presentes en la cuenca del Mediterráneo son endémicas de esta región, lo que significa que se localizan únicamente dentro de los límites de la misma. Nos encontramos por tanto ante una región del planeta excepcionalmente diversa, cuyos ecosistemas se encuentran fuertemente amenazados por la presión que el hombre ha ejercido sobre los mismos desde tiempos históricos, reduciendo drásticamente la extensión original de sus hábitats.

Sin embargo, la enorme riqueza florística de la cuenca del Mediterráneo no se distribuye de forma uniforme por toda su extensión, de tal modo que existen zonas calientes y zonas frías de diversidad (Fig. 1). La mayor concentración de especies se registra en la Península

Artículos

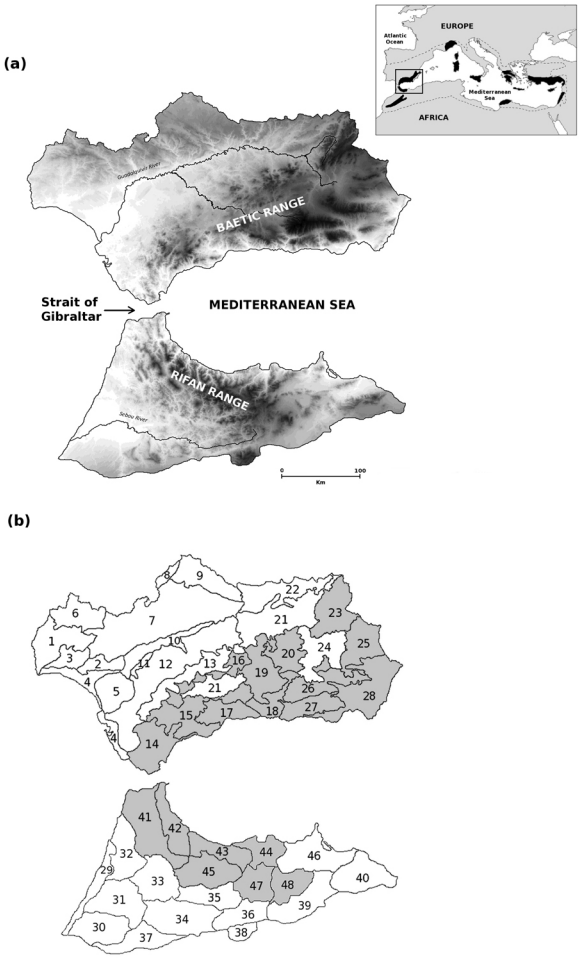


Figura 1. Localización del área de estudio en la cuenca del Mediterráneo. (a) Mapa de Andalucía (sur de la Península Ibérica) y norte de Marruecos (noroeste de África), mostrando la posición de las sierras Béticas y Rifeñas, el Estrecho de Gibraltar y los ríos Guadalquivir y Sebou. El recuadro representa la cuanca del Mediterráneo mostrando la localización del punto caliente de diversidad Bético-Rifeño en el oeste del Mediterráneo (modificado a partir de Médail y Quézel, 1999). Las áreas sombreadas representan regiones de alta concentración de especies. La línea punteada representa los límites de la cuenca del Mediterráneo. (b) Mapa mostrando las comarcas naturales de Andalucía y norte de Marruecos (Valdés *et al.*, 1987, 2002; Blanca *et al.*, 2009). Las comarcas destacadas coinciden con las cordilleras montañosas que forman el complejo Bético-Rifeño. Los números corresponden con los nombres de las comarcas naturales (ver Molina-Venegas *et al.*, 2013).

Ibérica y en el noroeste de África, en el extremo occidental de la cuenca, así como en la Península de los Balcanes y Anatolia en el extremo oriental (Médail y Quézel, 1997). Dentro del extremo occidental, la mayor riqueza de especies se encuentra a su vez confinada en las sierras Béticas del sur de la Península Ibérica y en las montañas del Rif en el norte de Marruecos (Médail y Quézel, 1999), que albergan aproximadamente el 18% de toda la riqueza de especies de la cuenca del Mediterráneo (ver Molina-Venegas *et al.*, 2013).

Han sido muchos los botánicos que a lo largo de la historia se han visto atraídos hacia las montañas Béticas y Rifeñas por lo que suponían una riqueza desconocida, y cuyas contribuciones al conocimiento florístico de la región han permitido que a día de hoy la flora de este punto caliente de diversidad del planeta se conozca razonablemente bien. Lo que no está tan claro es en qué medida los botánicos históricos Bético-Rifeños reconocieron las similitudes florísticas que existen entre la parte europea y africana de esta región, algo que ya comenzaron a vislumbrar los herederos más contemporáneos de su legado florístico (Valdés, 1991; Médail y Quézel, 1997). Nos encontramos por tanto ante un punto caliente de diversidad Mediterráneo que presenta una configuración muy particular, a caballo entre dos continentes y cuyas masas de tierra se encuentran separadas por el Mar Mediterráneo (Fig. 1). Uno de los problemas que se plantea a las políticas de protección de los ecosistemas Mediterráneos es que no existe una correspondencia directa entre los límites biogeográficos de la cuenca y los límites políticos de los países implicados. Por tanto, resulta de especial interés cuantificar el grado de integridad florística que existe entre las floras de las dos partes en que se divide el punto caliente de diversidad Bético-Rifeño, con idea de plantear políticas de gestión integradas entre los gobiernos de España y Marruecos.

La fórmula más inmediata para cuantificar la diversidad de una región es hacer una estima del número total de especies que ocurren en dicha región, lo que se conoce como diversidad alfa. Sin embargo, los ecosistemas de tipo Mediterráneo cuentan con una particularidad en términos de diversidad que los diferencian de otros ecosistemas con elevada riqueza específica. Si comparamos la diversidad alfa a escala local (e.g. 1 hectárea) en cualquier punto de la cuenca del Mediterráneo con la de otros ecosistemas con elevada riqueza específica (e.g. bosques tropicales), veremos que estos últimos superan con creces la riqueza de especies del Mediterráneo. Sin embargo, si nos adentráramos en el bosque tropical y fuéramos anotando en nuestro cuaderno las especies nuevas que fueran apareciendo, comprobaríamos que la lista crece a un ritmo más lento en comparación con el

incremento de especies que resultaría de llevar a cabo la misma experiencia en la cuenca del Mediterráneo. Así, el secreto de la gran diversidad de las regiones de tipo Mediterráneo radica en el excepcional recambio de especies (aparición de nuevas especies) que se registra a medida que nos desplazamos por la región (Fig. 2). Se trata de un segundo componente de la diversidad que se conoce con el nombre de diversidad beta, y que es particularmente destacable en el Mediterráneo debido al elevado número de especies endémicas con áreas de distribución reducida que caracterizan estos ecosistemas (Thompson, 2005).

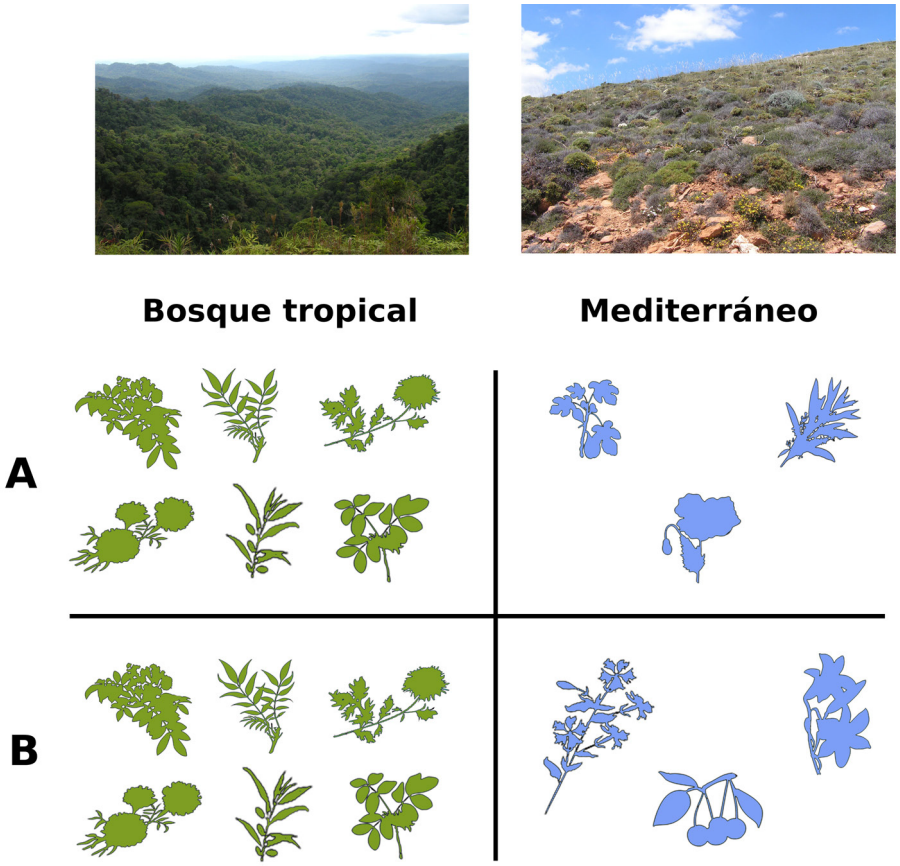


Figura 2. Ejemplo hipotético que ilustra los componentes alfa y beta de la diversidad en dos de los ecosistemas más diversos del planeta; el bosque tropical húmedo (foto: Bosque Protector del Oglán Alto, Provincia de Pastaza, Ecuador), y el matorral de porte bajo Mediterráneo (foto: Sierra Nevada, Almería, España). Las letras A y B representan dos localidades distintas dentro de cada uno de los ecosistemas mencionados. La riqueza de especies a escala local (diversidad alfa) es mayor en el bosque tropical (N = 6 en ambas localidades) que en el matorral Mediterráneo (N = 3 en ambas localidades). Sin embargo, en el bosque tropical no se observan especies nuevas cuando pasamos de una localidad a otra (todas las especies aparecen representadas en ambas localidades, y por tanto la diversidad beta es igual a cero), mientras que en el matorral Mediterráneo se produce un recambio de especies completo (ninguna de las especies aparece representada en ambas localidades, y por tanto la diversidad beta alcanza su máximo valor). Nótese que la riqueza de especies a escala regional en ambos ecosistemas (la suma de todas las especies distintas observadas entre las dos localidades consideradas) es la misma (N = 6).

Un factor clave para entender la diversidad de la cuenca del Mediterráneo es la enorme geodiversidad de la región, o lo que es lo mismo, la suma de los factores abióticos (e.g. clima, geomorfología, geología) que caracterizan una región (Barthlott *et al.*, 1996). En concreto, la cuenca del Mediterráneo se caracteriza por la marcada discontinuidad de las masas de tierra que la constituyen (penínsulas e islas) y una elevada heterogeneidad paisajística, resultado de las distintas fases de orogenia alpina que han ido moldeando la geomorfología de la región, así como la presencia de sustratos de naturaleza física y química muy contrastada y a menudo estresante para las plantas. Al tratarse de organismos

que carecen de capacidad de desplazamiento, las plantas dependen directamente de las reservas de agua y nutrientes almacenados en los sustratos sobre los que se desarrollan, y por tanto es esperable que la naturaleza de estos últimos tenga un papel importante en la ecología y evolución de las plantas en ecosistemas de tipo Mediterráneo (Cowling y Holmes, 1992; Kruckeberg, 2004).

En este trabajo, trataremos de (1) cuantificar las afinidades florísticas que existen entre la floras de Andalucía y el norte de Marruecos, donde se localiza la mayor parte del punto caliente de diversidad Bético-Rifeño (2) cuantificar en qué medida las variables ambientales (clima, elevación, sustrato y distancia geográfica) explican la diversidad beta observada entre los distintos ensamblajes de plantas de esta región.

MATERIALES Y MÉTODOS

ZONA DE ESTUDIO

Andalucía y el norte de Marruecos constituyen dos regiones geomorfológicamente muy heterogéneas, caracterizadas por presentar cadenas montañosas con picos que superan los 2000 metros de altitud (i.e. las sierras Béticas y Rifeñas), alrededor de las cuales se extienden grandes valles aluviales moldeados por los ríos Guadalquivir (Andalucía) y Sebou (norte de Marruecos) respectivamente.

Las montañas Béticas y Rifeñas comparten un origen geológico común, formando parte de la microplaca tectónica de Alborán, que se encuentra encajada entre las placas Euroasiática y Africana respectivamente (Rosenbaum *et al*., 2002). La compleja geomorfología de las sierras Béticas y Rifeñas, coronada por los 3472 metros de Sierra Nevada en Andalucía, cuenta con una litología muy heterogénea que incluye desde afloramientos silíceos metamórficos, areniscas Oligo-Miocénicas y peridotitas hasta las dominantes calizas, dolomías y mármoles. Dicha complejidad geomorfológica se traduce en un amplio rango de variación climática en términos de temperatura y precipitaciones a lo largo de la zona de estudio, dentro de los límites establecidos por el clima de tipo Mediterráneo característico de la región.

DATOS FLORÍSTICOS

Se recopiló un catálogo florístico exhaustivo con todas las especies y subespecies de plantas vasculares presentes en Andalucía y el norte de Marruecos, a partir de las floras regionales de Andalucía occidental (Valdés *et al*., 1987), Andalucía oriental (Blanca *et al*., 2009) y norte de Marruecos (Valdés *et al*., 2002) (ver Molina-Venegas *et al*., 2013 para los detalles sobre la recopilación del catálogo florístico). La distribución de las 4450 especies que se registraron para Andalucía y el norte de Marruecos se infirió a partir de su presencia/ausencia en las 48 comarcas naturales reconocidas dentro de la zona estudio. La matriz resultante de 48 comarcas naturales por 4450 especies se utilizó para cuantificar las afinidades florísticas que existen entre la floras de Andalucía y el norte de Marruecos.

De las 4450 registradas la zona de estudio, se seleccionaron aquellas que se encontraron en al menos una de las 21 comarcas naturales que definen los límites del complejo Bético-Rifeño (Fig. 1). La matriz resultante de 21 comarcas naturales por 4051 especies se dividió a su vez en dos submatrices que se analizaron por separado, distinguiendo por un lado las especies endémicas de las sierras Béticas y Rifeñas (N = 667) y por otro las especies que presentaron

una distribución más allá de estos límites (N = 3384). Estas matrices se utilizaron para cuantificar en qué medida las variables ambientales consideradas explican la diversidad beta observada entre los distintos ensamblajes de plantas de la zona de estudio (ver Molina-Venegas *et al.*, 2013 para los detalles sobre la elaboración de las matrices florísticas).

VARIABLES AMBIENTALES

Para describir la variación climática y altitudinal entre las comarcas naturales de la zona de estudio utilizamos los rasters de máxima resolución del repositorio WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005). La zona de estudio se dividió en celdas de 1 km^2 y para cada una de ellas se extrajo el valor mensual de temperatura máxima, mínima y media, precipitación total y la altitud, obteniendo finalmente una media mensual por comarcas naturales. A partir de estos valores mensuales se construyeron 18 nuevas variables bio-climáticas relacionadas con la temperatura y la precipitación así como 4 variables relacionas con la altitud (ver Molina-Venegas *et al.*, 2013 para más detalles).

Para la caracterización de los sustratos usamos un mapa litológico (escala 1: 100,000) de Andalucía (Jordán, 2000), en el que se reconocieron 162 categorías de sustratos para las comarcas naturales de las sierras Béticas. La información litológica disponible para el norte de Marruecos resultó ser fragmentaria e incompleta, por lo que limitamos la caracterización litológica del complejo Bético-Rifeño a las comarcas andaluzas.

La distancia geográfica entre dos comarcas cualesquiera se estimó a partir del valor medio de las distancias observadas entre todas las combinaciones posibles de pares de celdas de 1 km^2 entre las comarcas comparadas.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para cuantificar las afinidades florísticas entre Andalucía y el norte de Marruecos llevamos a cabo un análisis de cluster jerárquico (HCA) basado en la distribución de la flora vascular en las comarcas naturales de Andalucía y el norte de Marruecos. En primer lugar estimamos la distancia florística entre comarcas empleando el índice de similaridad de Sørensen como medida de distancia (1 - Sørensen) y el algoritmo de agrupamiento UPGMA para construir un dendrograma enraizado. Para testar la robustez de los agrupamientos empleamos el método de bootstrap propuesto en Shimodaira (2004) con 10,000 remuestreos.

La diversidad beta entre las comarcas naturales Bético-Rifeñas se estimó empleando el índice de similaridad de Sørensen como medida de distancia (1 - Sørensen) para las especies endémicas y no endémicas por separado. Para testar el efecto del sustrato en la diversidad beta se estimaron dos matrices de distancia florística adicionales para endémicas y no endémicas respectivamente, considerando únicamente las comarcas que se corresponden con las sierras Béticas.

Para reducir el elevado grado de colinealidad observado entre las variables climáticas, seleccionamos en primer lugar el subconjunto de variables climáticas que rindieron la correlación no paramétrica más alta con cada una de las 4 matrices de diversidad beta consideradas (endémicas Bético-Rifeñas, no endémicas Bético-Rifeñas, endémicas Béticas y no endémicas Béticas), empleando para ello la función de R BIO-ENV (Clarke y Ainsworth, 1993). Las variables seleccionadas para cada subconjunto fueron estandarizadas y posteriormente empleadas para estimar las distancias climáticas entre comarcas, usando la distancia Euclídea como medida de distancia. Las distancias altitudinales entre comarcas se estimaron siguiendo el mismo procedimiento que para las variables climáticas. Finalmente, calculamos la distancia litológica entre comarcas a partir de la superficie relativa ocupada por cada categoría de sustrato en cada comarca, empleando el

índice de disimilaridad de Bray-Curtis.

Para cuantificar en qué medida las variables ambientales consideradas (clima, elevación, sustrato y distancia geográfica) explican la diversidad beta observada entre comarcas aplicamos el método de regresión múltiple en matrices de distancia sobre cada una de las 4 matrices de diversidad beta consideradas (MRM; Lichstein, 2007). Para ello, extrajimos por separado la fracción de varianza en diversidad beta explicada exclusivamente por cada una de las variables ambientales, la fracción de varianza explicada de forma co-variada por dos o más variables y la varianza no explicada (Legendre y Legendre, 1998). El nivel de significación de los coeficientes de regresión se estimó realizando permutaciones de la matriz de diversidad beta correspondiente en cada caso (N = 1000).

Todos los análisis se llevaron a cabo utilizando el software R versión 2.15.1 (R Development Core Team, 2012), a través de los paquetes VEGAN (Oksanen *et al*., 2012), ECODIST (Goslee y Urban, 2007) y PVCLUST (Suzuki y Shimodaira 2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de cluster jerárquico mostró que los ensamblajes de plantas de las comarcas naturales correspondientes a las montañas rifeñas, así como unas pocas comarcas de la zona sur del norte de Marruecos (i.e. comarcas 34, 37 y 38) se asemejan más a los de las comarcas andaluzas (89% de apoyo bootstrap) que a los de cualquier otra comarca del norte de Marruecos (Fig. 3). Es más, las comarcas correspondientes a las montañas del Rif occidental formaron un grupo robusto (89% de apoyo bootstrap) que se encuentra más relacionado en términos florísticos con los ensamblajes de plantas andaluces que con los marroquíes (76% de apoyo bootstrap).

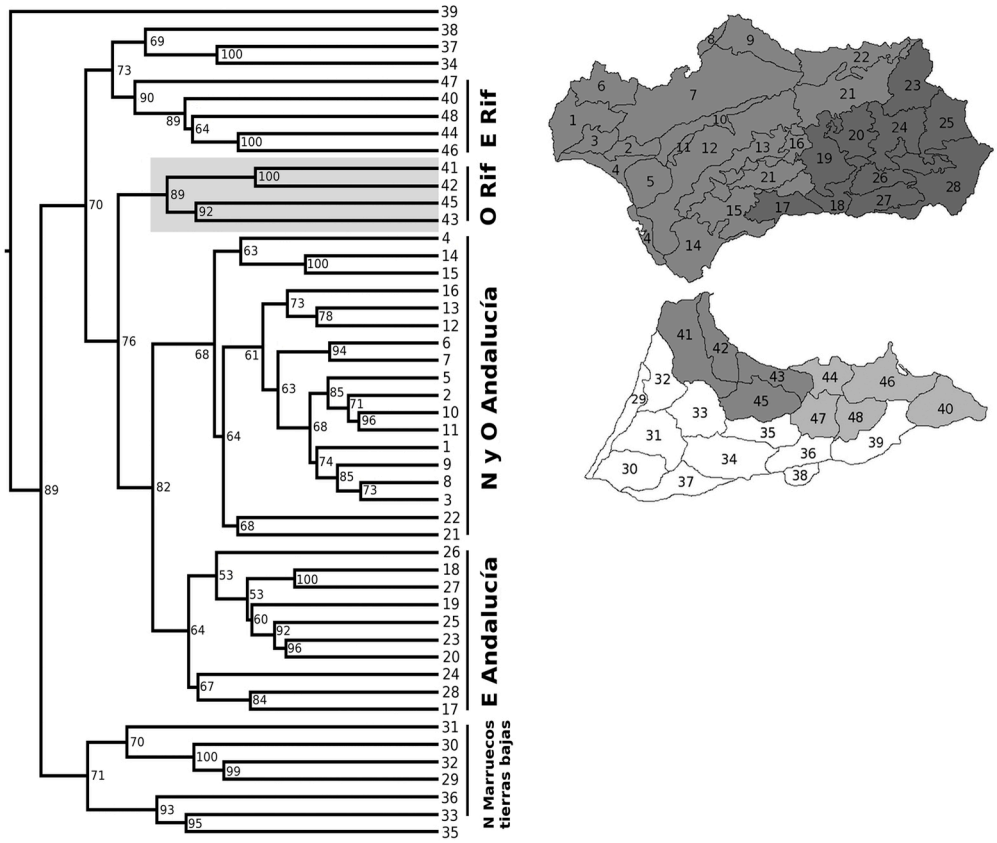


Figura 3. Representación gráfica del análisis de cluster jerárquico mostrando las relaciones florísticas entre las comarcas naturales de Andalucía y norte de Marruecos. Los números de los nodos representan el valor de apoyo bootstrap en porcentaje. El clado destacado representa las comarcas de las sierras Rifeñas occidentales, cuya flora se asemeja más a la de Andalucía que a la del resto del norte de Marruecos. Los números de las ramas terminales corresponden con la numeración de las comarcas naturales en el mapa (ver Molina-Venegas *et al*., 2013 para los nombres de las comarcas naturales).

Este análisis demuestra la existencia de similitudes florísticas remarcables entre Andalucía y el norte de Marruecos (Valdés, 1991), que resultan particularmente notables en la región del Estrecho de Gibraltar. Este patrón podría explicarse por la historia geológica de la región de estudio. Las placas tectónicas europea y africana han estado conectadas de forma intermitente a lo largo del tiempo geológico. El último contacto entre ambas masas de tierra ocurrió a finales del Mioceno (hace aproximadamente 6.5 millones de años), provocando el cierre del Estrecho de Gibraltar, lo que junto con las intensas condiciones de sequía reinantes en aquel momento provocó la casi completa desecación del Mar Mediterráneo (Duggen *et al*., 2003; ver también https://www.youtube.com/watch?v=bw-qf_zQMWs). El Estrecho volvió a abrirse hace aproximadamente 5.3 millones de años, provocando el rellenado de la cuenca a través de una gigantesca catarata de agua procedente del Océano Atlántico que se formó en la región del Estrecho de Gibraltar (Garcia-Castellanos *et al*., 2009). El cierre del Estrecho de Gibraltar permitió probablemente la apertura de una ventana temporal para el intercambio de flora y fauna entre ambos continentes, dependiendo en última instancia de la capacidad de dispersión de las especies (Lavergne *et al*., 2013). Por tanto, nuestros resultados podrían interpretarse como una huella histórica del papel desempeñado por el Estrecho de Gibraltar en la estructuración de los ensamblajes de plantas del punto caliente de diversidad Bético-Rifeño.

La distancia geográfica fue el factor más importante a la hora de explicar la varianza en diversidad beta observada entre comarcas, tanto para las especies endémicas (61%, $P < 0.001$) como para las no-endémicas (49%, $P < 0.001$), indicando que la capacidad dispersiva de las especies podría jugar un papel importante en la estructuración espacial de la diversidad vegetal en el punto caliente de diversidad Bético-Rifeño en su conjunto (Fig. 4a). Sin embargo, el análisis restringido a las comarcas de las sierras Béticas sugiere que los factores que gobiernan la estructuración de la diversidad beta varían entre las especies endémicas y las no-endémicas. Así, las diferencias climáticas entre comarcas fueron el factor más importante a la hora de explicar la varianza observada para las especies no-endémicas (Fig. 4b).

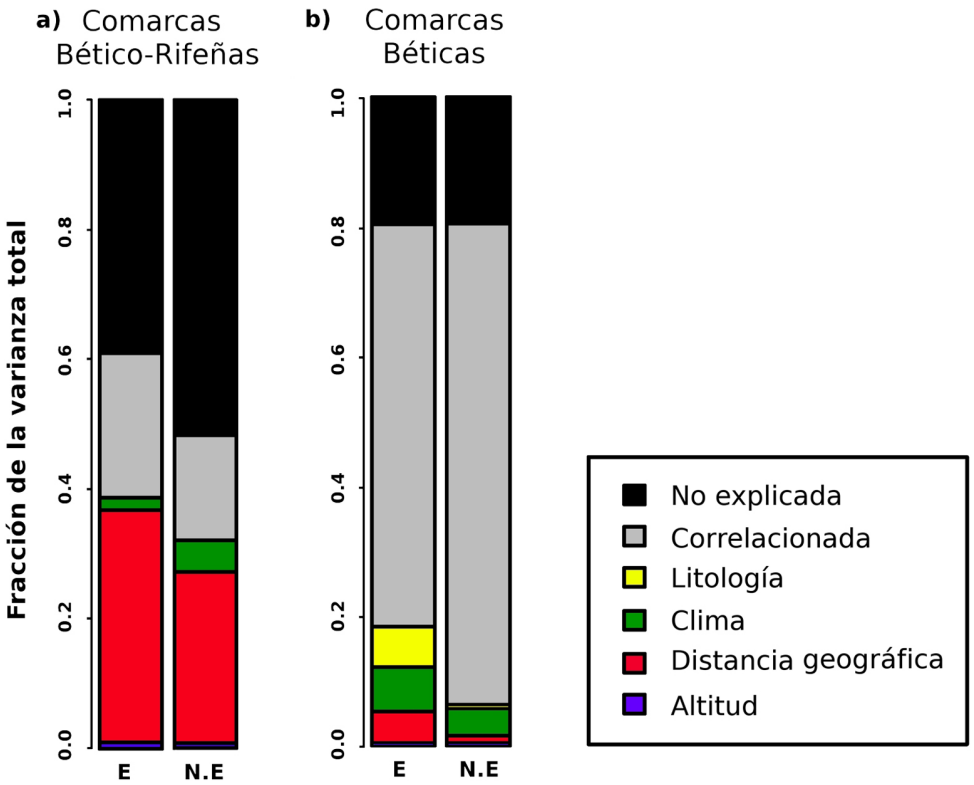


Figura 4. Fracción de la varianza en diversidad beta explicada para cada elemento florístico (endémicas: E, no endémicas: N.E) por el clima, la litología, la altitud, la distancia geográfica y la varianza correlacionada, junto con la varianza no explicada. (a) Todas las comarcas Béticas y Rifeñas. (b) Comarcas Béticas.

Por el contrario, la litología y la distancia geográfica (junto con el clima) explican una fracción significativa de la diversidad beta observada para las especies endémicas. Es importante tener en cuenta que una fracción muy elevada de la varianza explicada por las variables ambientales consideradas es varianza correlacionada, lo que significa que aunque los factores considerados en el estudio explican una gran cantidad de varianza para las especies endémicas (80%) y no-endémicas (81%) respectivamente, la mayor parte de la misma no puede ser atribuida a las distintas variables ambientales por separado. Así, por ejemplo, las distancias climáticas y altitudinales entre comarcas presentaron un elevado grado de correlación entre ellas (e.g. regresión entre las matrices de distancias climáticas y altitudinales para las especies no endémicas: $R^2 = 0.79$, $P < 0.001$).

La incidencia del clima y la altitud en los patrones de diversidad beta reportados en el estudio reflejan el papel crucial que juega la heterogeneidad geomorfológica de la región en la estructuración espacial de la diversidad, que permite la coexistencia a escala regional de especies con requerimientos ecológicos muy dispares. Por otro lado, el hecho de que las distancias geográficas y litológicas por sí mismas (además del clima) expliquen una fracción considerable de la diversidad beta de las especies endémicas de las sierras Béticas, sugiere que la limitada capacidad colonizadora de las mismas (Lavergne *et al*., 2004) junto con la adaptación a condiciones litológicas particulares (Rajakaruna, 2004) son mecanismos claves para entender la generación (aparición de nuevas especies) y el mantenimiento (coexistencia a escala regional) de la diversidad vegetal en el punto caliente de diversidad Bético-Rifeño.

CONCLUSIONES

La flora de las comarcas Rifeñas en el norte de Marruecos, y en particular las del Rif occidental, se asemeja más a la flora de Andalucía que a la de cualquier otra región del norte de Marruecos, destacando el papel desempeñado por el Estrecho de Gibraltar como ruta migratoria para la flora entre ambos continentes. La capacidad dispersiva de las especies podría jugar un papel importante en la estructuración espacial de la diversidad vegetal en el punto caliente de diversidad Bético-Rifeño en su conjunto. El análisis focalizado en las sierras Béticas sugiere que la heterogeneidad geomorfológica de la región jugaría un papel clave en la estructuración espacial de la diversidad. Finalmente, la limitada capacidad colonizadora de las especies endémicas, así como la adaptación a condiciones litológicas particulares podrían ser mecanismos claves para entender la generación y el mantenimiento de la diversidad vegetal en el punto caliente de diversidad Bético-Rifeño.

REFERENCIAS

– BARTH LOTT, W., LAUER, W., PLACKE, A., 1996. Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. *Erdkunde* 50, 317-327.

– BLANCA, G., CABEZUDO, B., CUETO, M., FERNÁNDEZ, C., MORALES, C. (eds), 2009. *Flora vascular de Andalucía Oriental*. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.

– CLARKE, K.R., AINSWORTH, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92, 205-219.

– COWLING, R.M., HOLMES, P.M., 1992. Endemism and speciation in a lowland flora from the Cape Floristic Region. *Biological Journal of the Linnean Society* 47, 367-383.

– DUGGEN, S., HOERNLE, K., VAN DEN BOGAARD, P., RUPKE, L., MORGAN, J.P., 2003. Deep roots of the Messinian salinity crisis. *Nature* 422, 602-605.

– GARCIA-CASTELLANOS, D., ESTRADA, F., JIMÉNEZ-MUNT, I., GORINI, C., FERNÁNDEZ, M., VERGÉS, J., DE VICENTE, R., 2009. Catastrophic flood of the Mediterranean after the Messinian salinity crisis. *Nature* 462, 778-781.

– GOSLEE, S.C., URBAN, D.L., 2007. The ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data. *Journal of Statistical Software* 22, 1-19.

– HIJMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P.G., JARVIS, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25, 1965-1978.

– JORDÁN, A., 2000. *Mapa litológico de Andalucía (1:100.000).* Consultoría Técnica 926/98/P/00. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía).

– KRUCKEBERG, A.R., 2004. *Geology and plant life: the effects of landforms and rock types on plants.* University of Washington Press, Seattle.

– LAVERGNE, S., THOMPSON, J.D., GARNIER, E., DEBUSSCHE, M., 2004. The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos* 107, 505-518.

– LAVERGNE, S., HAMPE, A., ARROYO, J., 2013. In and out of Africa: how did the Strait of Gibraltar affect plant species migration and local diversification? *Journal of Biogeography* 40, 24-36.

– LEGENDRE, P., LEGENDRE, L., 1998. *Numerical ecology.* Elsevier, Amsterdam.

– LICHSTEIN, J.W., 2007. Multiple regression on distance matrices: a multivariate spatial analysis tool. *Plant Ecology* 188, 117-131.

– MÉDAIL, F., QUÉZEL, P., 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84, 112-127.

– MÉDAIL, F., QUÉZEL, P., 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conservation Biology* 13, 1510-1513.

– MOLINA-VENEGAS, R., APARICIO, A., PINA, F.J., VALDÉS, B., ARROYO, J., 2013. Disentangling environmental correlates of vascular plant biodiversity in a Mediterranean hotspot. *Ecology and Evolution* 3, 3879-3894.

– MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B., KENT, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.

– OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, H.H,, WAGNER, H., 2012. vegan: community ecology package. R package version 2.0-4.

– R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012. R: *a language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

– RAJAKARUNA, N., 2004. The edaphic factor in the origin of plant species. *International Geology Review* 46, 471-478.

– ROSENBAUM, G., LISTER, G.S., DUBOZ, C., 2002. Reconstruction of the tectonic evolution of the western Mediterranean since the Oligocene. *Journal of the Virtual Explorer* 8, 107-130.

– SHIMODAIRA, H., 2004. Approximately unbiased tests of regions using multistep-multiscale bootstrap resampling. *The Annals of Statistics* 32, 2616-2641.

– SUZUKI, R., SHIMODAIRA, H., 2006. Pvclust: an R package for assessing the uncertainty in hierarchical clustering. *Bioinformatics* 22, 1540-1542.

– THOMPSON, J.D., 2005. *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford University, New York.

– VALDÉS, B., 1991. Andalusia and the Rif. Floristic links and common flora. *Botanika Chronica* 10, 117-124.

– VALDÉS, B., FERNÁNDEZ GALIANO, E., TALAVERA, S. (eds), 1987. *Flora vascular de Andalucía Occidental*. Ketres, Barcelona.

– VALDÉS, B., REJDALI, M., ACHHAL EL KADMIRI, A., JURY, J.L., MONTSERRAT, J.M. (eds), 2002. *Catalogue des plantes vasculaires du Nord du Maroc, incluant des clés d'identification*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid.

Artículos

Densidad poblacional del cangrejo violinista *Uca tangeri* (Eydoux, 1835) (Brachyura: Ocypodidae) en la costa Atlántica del sur de España.

José M. Boa y José M. Guerra-García*

Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012, Sevilla, España

*jmguerra@us.es

RESUMEN

Uca tangeri *es la única especie de cangrejo violinista presente en Europa y se distribuye por el sur de la Península Ibérica y oeste de la costa africana hasta Angola. Se estudiaron dos poblaciones de la costa Atlántica del Sur de España (El Rompido en Huelva y el río San Pedro en Cádiz) desde octubre 2012 hasta septiembre 2013. Las dos poblaciones de* U. tangeri *mostraron actividad durante todo el año, exceptuando el periodo invernal (diciembre a febrero), en el que no se observaron cangrejos y las madrigueras permanecían tapadas durante la bajamar. Los censos visuales subestimaron significativamente la densidad en comparación con los censos por conteo de madrigueras, que resultaron ser más adecuados. La densidad máxima en la población de El Rompido se alcanzó en julio (29,4 ind/m^2) mientras que en Río San Pedro fue registrada en mayo (22,2 ind/m^2). La población del Río San Pedro mostró una mayor proporción de machos. En El Rompido se observaron muchos machos regenerando la pinza grande, probablemente arrancada por pescadores locales para fines gastronómicos.*

Palabras clave: *Uca tangeri*, Península Ibérica, métodos no invasivos, censos visuales y de madrigueras, estacionalidad.

INTRODUCCIÓN

Los cangrejos violinistas (género *Uca*) están representados por 94-97 especies (dependiendo de los autores) de cangrejos intermareales que excavan madrigueras en el sustrato fangoso o arenoso (Rosenberg, 2001). Las hembras tienen dos pinzas del mismo tamaño, mientras que los machos poseen una pinza mucho mayor que la otra. Esta pinza puede alcanzar hasta el 40% del peso total del individuo (Rosenberg, 1997; Jordão y Oliveira, 2001a). Todas las especies de *Uca* son semiterrestres y tanto la alimentación como la vida social tienen lugar en bajamar. Durante la pleamar, los cangrejos permanecen en sus madrigueras y cierran la salida al exterior con fango (Wolfrath, 1992a).

Uca tangeri es la única especie de cangrejo violinista presente en Europa. Su distribución geográfica se extiende desde el Sur de España y Portugal (~37ºN) hasta Angola (~16ºS) atravesando toda la costa oeste africana (Spivak y Cuesta, 2009). Los machos de U. *tangeri* se caracterizan por presentar una pinza grande blanquecina que contrasta con el color marrón anaranjado del cuerpo y de la otra pinza, y con el color oscuro del

ambiente de fango donde viven. Usan la pinza grande en comportamientos agonísticos y también para atraer a la hembra (Jordão & Oliveira, 2001b). Los individuos de U. *tangeri* hacen pequeñas bolas de sustrato ("*mudballs*") que colocan alrededor de sus madrigueras (Oliveira *et al.*, 1998). Aunque tanto los machos como las hembras participan en la formación de las bolas, los machos producen más bolas y de mayor tamaño y las disponen más lejos de la entrada de las madrigueras que las hembras (Oliveira *et al.*, 1998). Esta especie se alimenta principalmente de microalgas, que son extraídas del sedimento, pero también de raíces de macrófitos, macroalgas, detritus, y restos de peces (Wolfrath, 1992b). Los cangrejos suelen permanecer en las cercanías de su madriguera en la que entran rápidamente si detectan algún peligro (Ens *et al.*, 1993). Los depredadores naturales de U. *tangeri* son las aves marinas, pero existen evidencias indirectas de depredación por ratas (Von Hagen, 1962). Los pescadores son los principales depredadores en las poblaciones del Algarve del sur de Portugal, pues les quitan las pinzas grandes a los machos adultos para usarlas en gastronomía local (Jordão y Oliveira, 2001b); en muchas ocasiones los machos son liberados nuevamente para que regeneren la pinza arrancada (ver Oliveira *et al.*, 2000; Spivak & Cuesta, 2009)

Aunque la ecología, la fisiología y el comportamiento de *U. tangeri* han sido bastante estudiados (von Hagen, 1987; Wolfrath, 1992a,b, 1993; Rodríguez *et al.*, 1997; Oliveira y Custodio, 1998; Latruffe *et al.*, 1999; Burford *et al.*, 2001; Jordão y Oliveira, 2001a,b, 2003, 2005; Cummings *et al.*, 2008), existen pocos estudios centrados en las fluctuaciones estacionales de las densidades poblacionales. Por tanto, el principal objetivo del presente trabajo es caracterizar el tamaño poblacional y la estacionalidad a lo largo de un año completo de dos poblaciones de la costa Atlántica del sur de España (El Rompido, Huelva y Río San Pedro, Cádiz). Adicionalmente, en estas dos localidades, se comparan dos métodos no invasivos (censos visuales vs conteo de madrigueras) empleados para cuantificar la densidad de población.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo de campo tuvo lugar en dos localidades: La Playa del Rompido (37º 12-13'N, 7º 6-7'W) y las Marimas del Río San Pedro (36º 23-37' N, 6º 8-15' W) (Figuras 1 y 2). El Rompido está localizado en la desembocadura del río Piedras y abarca un área de marismas separada del océano Atlántico por una barra de arena, formada por depósitos marinos como resultado de las contribuciones del río, la marea y los vientos predominantes en la zona. La dinámica geomorfológica de esta flecha de arena es única en cuanto a tamaño en toda la costa andaluza, con una longitud de más de 12 kilómetros; la tasa de crecimiento durante el último siglo ha sido mayor de 30 metros por año.

Fig. 1.
Área de estudio mostrando la localización de las dos estaciones muestreadas en la costa Atlántica del sur de España.

El lugar está sujeto a importantes fluctuaciones en salinidad y temperatura y fuertes corrientes de marea (Guerra-García *et al.* 2000). El Río San Pedro es una zona de marismas situadas al sudeste de la Bahía de Cádiz. El área de marismas tiene 12 kilómetros de longitud y está sometida a mareas de amplitud 1-3,5 m. La desembocadura del río funciona como una laguna de estuario, donde el suministro de sedimentos es de procedencia marina fundamentalmente (ver Borrego *et al.*, 1993).

El muestreo se llevó a cabo mensualmente (12 muestreos, uno por mes desde octubre 2012 a septiembre 2013) en El Rompido y por estación del año (4 muestreos, uno por estación) en Río San Pedro [otoño (octubre), invierno (enero), primavera (mayo) y verano (julio)]. Para estimar la densidad de U. *tangeri*, se utilizaron dos métodos: conteo de madrigueras y censos visuales de ejemplares activos (Jordão y Oliveira, 2003). En cada muestreo, en marea baja, se dispusieron al azar 5 cuadrículas de 1 m2 (Figura 2) y el conteo de individuos se llevó a cabo el mismo día, después de haber marcado las cuadrículas (véase metodología en Jordão y Oliveira, 2003). El observador permanecía inmóvil durante 15 minutos a una distancia de 3,5 m de las cuadrículas antes de empezar las observaciones. En cada censo, se anotó el número de machos y hembras por cuadrícula con ayuda de binoculares. Una vez completado el censo visual, se procedió a contar el número de agujeros en cada cuadrado marcado.

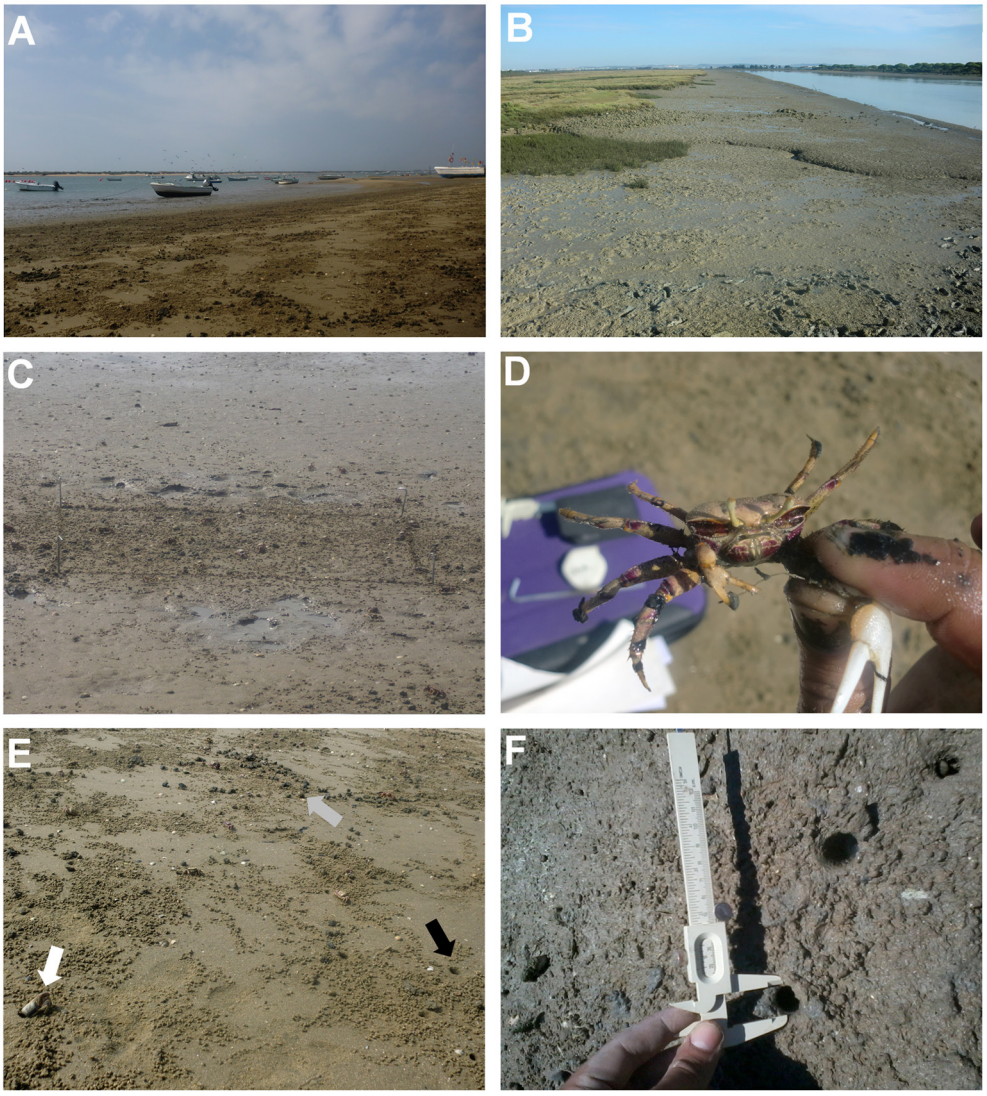


Fig. 2.
A) Localidad de muestreo El Rompido, B) Localidad de muestreo del Río San Pedro (Cádiz), C) Cuadrícula de 1m2 usada en los censos visuales y el conteo de madrigueras, D) Ejemplar macho de *U. tangeri*, E) Sedimento mostrando un ejemplar entrando en su madriguera (flecha blanca), grupo de bolas de fango (flecha gris) y madriguera (flecha negra), F) Detalle de las madrigueras.

La influencia de la localidad, la estacionalidad y el método de muestreo sobre la densidad de *U. tangeri* fue analizada usando un ANOVA de tres vías, con los siguientes factores: 'Localidad', un factor fijo, con dos niveles (El Rompido vs Río San Pedro), 'Estación del año', un factor fijo con 3 niveles (otoño, primavera y verano, ya que en invierno no se registró actividad en los cangrejos), y 'Método de muestreo', un factor fijo con dos niveles (censos visuales vs conteo de madrigueras). Los tres factores fueron ortogonales entre sí. Teniendo en cuenta que El Rompido fue muestreado mensualmente, y que el Río San Pedro se muestreó cada cuatro meses, para comparar adecuadamente las dos localidades, sólo se consideró un mes por estación del año en ambas localidades (octubre, mayo y julio). El muestreo incluyó también el mes de enero pero durante este mes no se registró ninguna actividad en los cangrejos. Para comparar el sex-ratio (calculado a partir de censos visuales) entre localidades y estaciones del año, se utilizó un ANOVA de dos vías. Antes de llevar a cabo los ANOVAS, se utilizó el test de Cochran para verificar la homogeneidad de varianzas. Cuando los ANOVAs indicaron una diferencia significativa para un determinado factor, la fuente de la diferencia fue identificada mediante tests de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1997). Los análisis se llevaron a cabo con el programa estadístico GMAV5 (Underwood y Chapman, 1998).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

DENSIDADES POBLACIONES Y FLUCTUACIONES ESTACIONALES

La población de El Rompido de *U. tangeri* mostró actividad durante todo el año exceptuando el periodo de diciembre a febrero (Figura 3). Se ha descrito que *U. tangeri* necesita temperaturas en la superficie del sedimento de al menos 18ºC para mantenerse activo (Wolfrath, 1992a). Durante los meses de invierno no se observaron cangrejos y las madrigueras permanecieron cerradas durante la marea baja. Las densidades medias estimadas con los censos visuales oscilaron entre los 6,6 ind/m^2 en junio y los 12,8 ind/m^2 en noviembre. Las densidades estimadas por conteo de madrigueras mostraron valores más altos (oscilando entre los 14,2 ind/m^2 en agosto y 29,4 ind/m^2 en julio). En el Río San Pedro (Figura 4) el patrón fue similar, con ausencia de actividad en enero y valores más altos para el conteo de madrigueras que para los censos visuales. Las densidades máximas en esta población se midieron en mayo (22,2 ind/m^2 con el método de conteo de madrigueras). Estas densidades de las poblaciones del sur de España son ligeramente más altas que las medidas en poblaciones del sur de Portugal, que oscilan entre los 6 y los 16 ind/m^2 (Wolfrath, 1992a; Jordão y Oliveira, 2003).

El ANOVA de tres vías no mostró diferencias estacionales en la densidad de los cangrejos, de forma que podemos asumir una densidad similar en otoño, primavera y verano (Tabla 1). Se obtuvo interacción entre localidad y estación del año (P=0,017) y el SNK mostró densidades más altas en la población de El Rompido en otoño y en verano (otoño: El Rompido: 15,7 ± 2,0 ind/m^2, media ± error estándar, Río San Pedro: 8,5 ± 1,2 ind/m^2 ; verano: El Rompido: 19,1 ± 3,5 ind/m^2, Río San Pedro: 12,4 ± 4,3 ind/m^2), pero las diferencias no fueron significativas entre las dos localidades en primavera.

MÉTODOS PARA ESTIMAR LA DENSIDAD DE CANGREJOS: CENSOS VISUALES VS CONTEO DE MADRIGUERAS

Se obtuvieron diferencias significativas importantes para el factor 'método de muestreo' ya que los conteos de madrigueras mostraron valores más altos que los censos visuales en las dos localidades durante todo el año (Figura 3 y 4, Tabla 1). La subestimación del censo visual fue de 49,7% en El Rompido, y 58.9% en el Río San Pedro. Este patrón fue obtenido también por Jordão & Oliveira (2003) en una población del Parque Natural de la Ría Formosa, Algarve, Portugal, con una subestimación del 60,8%. Tal como señalan estos autores, esta subestimación puede deberse a que algunos individuos permanecen en sus madrigueras, particularmente las hembras ovígeras y los individuos que están mudando. Varios autores habían apuntado que los censos visuales subestiman la abundancia absoluta de *U. annulipes* en un 51% (Skov & Hartnoll, 2001). Jordão y Oliveira (2003) también compararon la estimación por conteo de madrigueras con la densidad absoluta obtenida por excavación y conteo directo de ejemplares y no encontraron diferencias significativas entre estos dos métodos. De hecho, el conteo de madrigueras puede considerarse como un método preciso, rápido y no invasivo para los censos de *U. tangeri*.

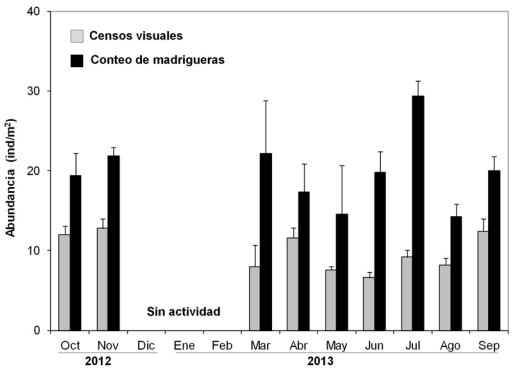


Fig. 3. Fluctuaciones estacionales (media ± error estándar) de la abundancia de *U. tangeri* (ind/m²) estimada con censos visuales y conteos de madrigueras en el Rompido.

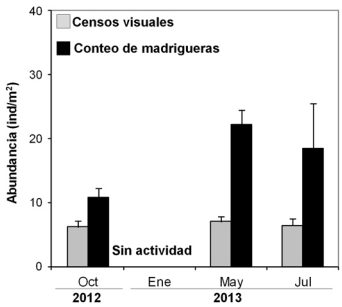


Fig. 4. Fluctuaciones estacionales (media ± error estándar) de la abundancia de *U. tangeri* (ind/m²) estimada con censos visuales y conteos de madrigueras en el Río San Pedro.

Tabla 1. Resultados del ANOVA de tres factores realizado para estimar la influencia de la localidad (El Rompido vs Río San Pedro), estación del año (otoño, primavera y verano) y método de muestreo (censos visuales vs conteo de madrigueras) en la densidad de *U. tangeri*. GL= Grados de libertad, MS = Media cuadrática.

FUENTE DE VARIACIÓN	GL	MS	F	P
Localidad (Lo)	1	187.27	4.42	0.041*
Estacionalidad (Es)	2	78.75	1.86	0.167 n.s
Método de Muestreo (Me)	1	1837.07	43.39	0.000***
Lo x Es	2	185.61	4.38	0.017*
Lo x Me	1	3.26	0.08	0.782 n.s
Es x Me	2	127.51	3.01	0.058 n.s
Lo x Es x Me	2	87.31	2.06	0.138 n.s
Residual	48	42.34		
Test de Cochran	C=0.62			
Transformación	Ninguna			

SEX RATIO

Basado en el censo visual, el sex ratio (machos: hembras) pudo ser calculado para ambas poblaciones (Figura 5). La población del Río San Pedro mostró una mayor proporción de machos que la población del El Rompido (Tabla 2) y durante el final de la primavera y el comienzo de verano, el sex ratio se incrementó en ambas localidades (Figura 5). En cualquier caso, se ha de tener en cuenta que normalmente el sex ratio estimado por censos visuales está más desviado hacia los machos que el sex ratio real (Jordão y Oliveira, 2003). Además, estos autores señalaron que hay datos obtenidos en las poblaciones de *U. tangeri* del Algarve que reflejan una variabilidad del sex ratio entre 0,43 y 5,00 (machos: hembras) dependiendo de la hora del día (antes o después de la marea baja) y del ciclo lunar. Por consiguiente, los datos de sex ratio deben ser tomados con cautela.

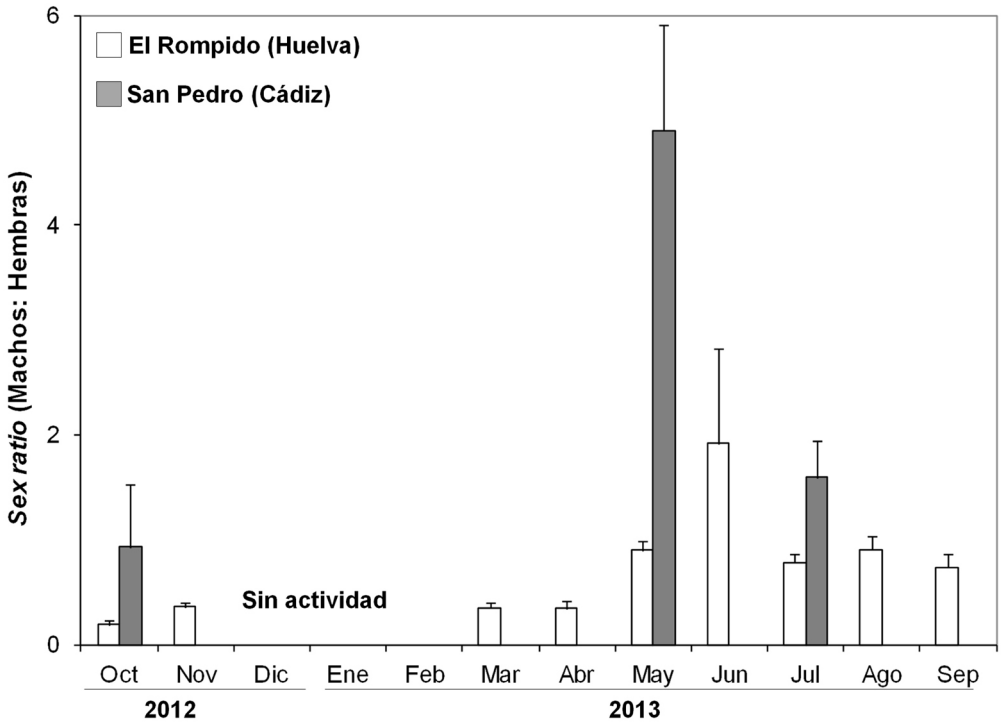


Fig. 5.
Fluctuaciones estacionales (media ± error estándar) del sex ratio (machos: hembras *U. tangeri*) en el Rompido y Río San Pedro.

Tabla 2. Resultados del ANOVA de dos factores realizado para estimar la influencia de la localidad (El Rompido vs Río San Pedro) y estación del año (otoño, primavera y verano) en el sex ratio de *U. tangeri*. MS=Media Cuadrática, GL=grados de libertad.

FUENTE DE VARIACIÓN	GL	MS	F	P
Locality (Lo)	1	10.01	13.66	0.001**
Estacionalidad (Es)	2	14.38	19.64	0.000***
Lo x Es	2	0.60	0.82	0.45 n.s.
Residual	24	0.73		
Test de Cochran	C=0.36			
Transformación	Ln (x+1)			

OBSERVACIONES DE COMPORTAMIENTO

Las mayores actividades de los individuos de *U. tangeri* se detectaron al final de la primavera y comienzos del verano. Durante este periodo los machos agitaban la pinza grande hacia arriba y hacia abajo con mayor intensidad ("waving activity"). A comienzos del verano, los enfrentamientos entre machos fueron más frecuentes. En la población de El Rompido, se observaron muchos machos regenerando su pinza grande, probablemente arrancada por los pescadores locales, tal como ocurre en el sur de Portugal (Jordão y Oliveira, 2001b). El patrón de distribución espacial de los individuos difirió entre El Rompido y el río San Pedro. En el río San Pedro, los machos más grandes se localizaron en la zona superior, más lejana a la costa, mientras que las hembras y los machos juveniles se localizaron en las zonas más bajas, próximas a la costa. La población de El Rompido, sin embargo, no mostró esta segregación espacial.

CONCLUSIONES

Se han estudiado las fluctuaciones estacionales de la especie *U. tangeri* en el sur de España a lo largo de un año completo. Durante los meses invernales los cangrejos permanecen en sus madrigueras, sin mostrar actividad en superficie. El método basado en los censos visuales subestima los valores de densidad en comparación con el método basado en el conteo de madrigueras. En cualquier caso, se requieren estudios futuros de comportamiento para comprender la biología de esta especie y las diferencias ecológicas entre poblaciones.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Blanca Orgambides y a Manuel Boa su ayuda durante los muestreos.

BIBLIOGRAFÍA

– BORREGO, J., MORALES, J.A,. PENDÓN, J.G., 1993. Holocene filling of an estuarine lagoon along the mesotidal coast of Huelva: the Piedras river mouth, Southwestern Spain. *Journal of Coastal Research*, 9: 242-254.

– BURFORD, F.R.L., MCGREGOR, P.K., OLIVEIRA, R.F., 2001. Mudballing revisited: further investigations into the construction behaviour of male *Uca tangeri*. *Behaviour*, 138: 221-234.

– CUMMINGS, M.E., JORDÃO, J.M., CRONIN, T.W., OLIVEIRA R.F., 2008. Visual ecology of the fiddler crab, *Uca tangeri*: effects of sex, viewer and background on conspicuousness. *Animal Behaviour*, 75: 175-188.

– ENS, B.J., KLAASSEN, M., ZWARTS, L., 1993. Flocking and feeding in the fiddler crab (*Uca tangeri*): prey availability as risk-taking behaviour. *Netherlands Journal of Sea Research*, 31: 477-494.

– GUERRA-GARCÍA, J.M., CORZO, J., GARCÍA-ASENCIO, I., GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2000. Seasonal fluctuations of *Phtisica marina* Slabber (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) in estuarine zone of southwest Spain. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 47: 527-531.

– JORDÃO, J.M., OLIVEIRA, R.F., 2001a. Major claws make male fiddler crabs more conspicuous to visual predators: a test using human observers. *Hydrobiologia*, 449: 241-247.

– JORDÃO, J.M., OLIVEIRA, R.F., 2001b. Sex differences in predator evasion in the fiddler crab *Uca tangeri* (Decapoda: Ocypoidae). *Journal of Crustacean Biology,* 21: 948-953.

– JORDÃO, J.M., OLIVEIRA, R.F., 2003. Comparison of non-invasive methods for quantifying population density of the fiddler crab *Uca tangeri*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 981-982.

– JORDÃO, J.M., OLIVEIRA, R.F., 2005. Wandering in male fiddler crabs (*Uca tangeri*): alternative reproductive tactic or a functional constraint? Behaviour, 142: 929-939.

– LATRUFFE, C., MCGREGOR, P.K., OLIVEIRA, R.F., 1999. Visual signalling and sexual selection in male fiddler crabs *Uca tangeri*. *Marine Ecology Progress Series*, 189: 233-240.

– OLIVEIRA, R.F., CUSTÓDIO, M.R., 1998. Claw size, waving display and female choice in the European fiddler crab, *Uca tangeri*. *Ethology Ecology and Evolution*, 10: 241-251.

– OLIVEIRA, R.F., MCGREGOR, P.K., BURFORD, F.R.L., CUSTÓDIO, M.R., LATRUFFE, C., 1998. Functions of mudballing behaviour in the European fiddler crab *Uca tangeri*. *Animal Behaviour*, 55: 1299-1309.

– OLIVEIRA, R.F., MACHADO, L.L., JORDÃO, J.M., BURFORD, F.L., LATRUFFE, C., MCGREGOR, P.K., 2000. Human exploitation of male fiddler crab claws: behavioural consequences and implications for conservation. *Animal Conservation*, 3: 1-5.

– RODRÍGUEZ, A., DRAKE, P., ARIAS, A.M., 1997. Reproductive periods and larval abundance patterns of the crabs *Panopeus africanus* and *Uca tangeri* in a shallow inlet (SW Spain). *Marine Ecology and Progress Series*, 149: 133-142.

– ROSENBERG, M.S., 1997. Evolution of shape differences between the major and minor chelipeds of *Uca pugnax* (Decapoda: Ocypodidae). *Journal of Crustacean Biology*, 17: 52-59.

– ROSENBERG, M.S., 2001. The systematics and taxonomy of fiddler crabs: a phylogeny of the genus *Uca*. *Journal of Crustacean Biology*, 21: 839-869.

– SKOV, M.W., HARTNOLL, R.G., 2001. Comparative suitability of binocular observation, burrow counting and excavation for the quantification of the mangrove fiddler crab *Uca annulipes* (H. Milne Edwards). *Hydrobiologia,* 449: 201-212.

– SPIVAK, E.D., CUESTA, J.A., 2009. The effect of salinity on larval development of *Uca tangeri* (Eydoux, 1835) (Brachyura: Ocypodidae) and new findings of the zoeal morphology. *Scientia Marina*, 73: 297-305.

– UNDERWOOD, A.J., 1997. Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance. Campridge University Press, 524 pp.

– UNDERWOOD, A.J., CHAPMAN M.G., 1998. GMAV5 for windows: An analysis

of variance program. Institute of Marine Ecology, University of Sydney.

– VON HAGEN, H.O., 1962. Freilandstudien zur Sexual- und Fortpflanzungsbiologie von *Uca tangeri* in Andalusien. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere*, 51: 611-725.

– VON HAGEN, H.O., 1987. Allometric growth in two populations of *Uca tangeri* from teh Guadalquivir estuary (Andaluisa). *Investigaciones Pesqueras*, 51: 443-452.

– WOLFRATH, B., 1992a. Burrowing of the fiddler crab *Uca tangeri* in the Ria Formosa in Portugal and its influence on sediment structure. *Marine Ecology Progress Series,* 85: 237-243.

– WOLFRATH, B., 1992b. Field experiments on feeding of European fiddler crab *Uca tangeri*. *Marine Ecology Progress Series*, 90: 39–43.

– WOLFRATH, B., 1993. Observations on the behaviour of the European fiddler crab *Uca tangeri*. *Marine Ecology Progress Series*, 100: 111-118.

Artículos

Seguimiento telemétrico (GPS) de tres generaciones de milanos reales (*Milvus milvus*) en el noroeste de la Comunidad de Madrid. El papel de nuevas técnicas de recuperación aplicadas a fauna salvaje.

Juan José Iglesias-Lebrija[*,1], Iván Peragón[1], Manuel Galán[1] y Ernesto Álvarez[1].

*jjiglesias@grefa.org

[1] GREFA (Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat). Monte del Pilar S/N Majadahonda - Madrid 28.220 España.

RESUMEN

*Las nuevas técnicas de rehabilitación en fauna salvaje mejoran la adaptación al medio de ejemplares heridos. La fisioterapia es una de las técnicas que mejores resultados proporcionan. El presente estudio muestra diferentes aspectos dispersivos (dispersión natal, dispersión reproductiva, movimientos diferenciales entre individuos reproductores/no reproductores) de un grupo reproductor de milanos reales (*Milvus milvus*) fundado a partir de un ejemplar rehabilitado en el Hospital de Fauna Salvaje de GREFA. Todos los ejemplares estudiados fueron equipados con transmisores GPS, tratándose de la primera vez que se equipa con este tipo de tecnología a tres generaciones de milanos reales. El área de campeo del individuo de la segunda generación fue de 207,81 km^2 (10 veces mayor que la del fundador) con una dispersión natal de 8,8 km. La aportación a la población de milano real de 9 nuevos ejemplares descendientes del individuo rehabilitado, liberado y radiomarcado demuestra la utilidad de estas técnicas como herramientas útiles en conservación de especies amenazadas.*

Palabras clave: milano real, rehabilitación, telemetría, dispersión, fisioterapia.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años la tecnología GPS aplicada al seguimiento de fauna ha tenido un gran progreso (Meyburg y Fuller, 2007), produciéndose un notable avance en el conocimiento de la utilización del territorio por parte de las aves. El milano real (*Milvus milvus*), junto a otras especies, ha sufrido un declive muy acusado en España (Viñuela, 2004), por lo que la rehabilitación por parte de centros de recuperación de fauna salvaje herida se ha tornado como una medida eficaz de conservación (Hernández, 1992). Así pues, con los avances en los aspectos clínicos, en la rehabilitación y en el posterior seguimiento de los ejemplares liberados, se ha producido una mejora en el conocimiento sobre la adaptación al medio de los mismos (Duke y Redig, 1980; Iglesias *et al.*, 2012). Concretamente, la fisioterapia en aves salvajes es un campo de reciente creación y en auge (Jato *et al.*, 2011; Ponder, 2011). En el centro de recuperación de fauna salvaje de GREFA se han tratado numerosos casos con esta técnica, siendo el más conocido el de un águila imperial (*Aquila adalberti*) electrocutada que pudo ser liberada gracias a técnicas avanzadas de fisioterapia. Su seguimiento mediante emisores GPS permitió conocer su perfecta adaptación al medio (Iglesias *et al.*, 2010; Melero *et al.*, 2013).

El trabajo de GREFA en la conservación del milano real se ha tratado desde distintas aproximaciones. Por un lado, se han realizado censos poblacionales (nidos y parejas reproductoras) y, por otro, se ha equipado con emisores con tecnología GPS a ejemplares silvestres y rehabilitados. Estas acciones han permitido conocer áreas de dispersión y cría de la especie y valorar las técnicas de rehabilitación utilizadas. Dos parámetros importantes en la estructura de una población animal son la dispersión natal y reproductiva. La primera es la distancia del lugar de nacimiento de un individuo al lugar de su primera reproducción. La segunda marca diferencias espaciales entre sucesivos lugares de reproducción de un individuo (Greenwood, 1980). El objetivo de este estudio es demostrar la utilidad de la rehabilitación y liberación de fauna herida valorando diferentes aspectos sobre la dispersión, áreas de cría y parámetros espaciales del uso del territorio de cinco individuos de un grupo reproductor de milanos reales en el Noroeste de la Comunidad de Madrid utilizando telemetría satelital. En concreto, se muestra el devenir de "Sucesso", un milano real rehabilitado a partir de técnicas de fisioterapia tras sufrir una electrocución en agosto de 2010. Se han equipado con transmisor GPS, aparte de "Sucesso", tres de sus hijos y un nieto (Figura 1). Se trata de la primera vez que se marcan tres generaciones de milano real con transmisores GPS.

Figura 1. Árbol genealógico de "Sucesso". Los ejemplares con nombre propio son aquellos que fueron equipados con emisores GPS (M=machos; H= hembras).

Primer plano de "Sucesso".

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio está localizada en la Sierra de Guadarrama madrileña (40º 40´N / 4º 6´O) compuesta principalmente por dehesas abiertas de fresnos (*Fraxinus angustifolia*) (Izco, 1983) y el periodo de estudio abarca desde 2011 a 2014. Se cuenta con la información aportada por cinco ejemplares radiomarcados: cuatro pollos marcados en nido y un adulto marcado tras ser rehabilitado en GREFA. Se han utilizado transmisores GPS de dos marcas comerciales de características similares (Microwave n=2; Ecotone n=3) obteniéndose entre 2 y 8 posiciones diarias de cada ejemplar. Los transmisores se fijaron mediante arnés, tipo mochila, con punto de sutura (Garcelon, 1988). Debido a que uno de los milanos marcados en 2014 perdió el emisor en sus primeros vuelos, se descartó la información de este individuo.

Revisión veterinaria de los pollos de "Collado".

Utilizando el sistema de información geográfica ArcGis 9.3 (ESRI; 2004) y la librería adehabitat del paquete estadístico R (Calenge, 2006), se calcularon las distancias de dispersión natal de "Collado" (nacido en 2012 y reproductor en 2014), y las distancias de dispersión reproductiva de "Sucesso" (reproductor en nidos distintos en 2012, 2013 y 2014). También se estimó el tamaño de los territorios de estos dos reproductores mediante Kernel de actividad al 95% y 50% de probabilidad de uso. El método fijo de Kernel es una función no paramétrica que estima la distribución espacial de un conjunto de localizaciones, creando unos contornos espaciales alrededor de las áreas con la misma intensidad de uso (Silverman, 1986; Worton, 1989), en este caso al 95% (área de campeo total) y al 50% (área corazón o centro de actividad). Se calculó a su vez el solapamiento entre los territorios de ambos individuos.

Las variables a estudiar como descriptoras del uso del espacio por cada individuo fueron la excentricidad y la distancia media diaria. La excentricidad muestra características del área de campeo (eje menor del área de campeo/eje mayor): valores próximos a uno asemejarán

su dominio vital a una circunferencia y, alejados de uno, a una elipse. La distancia media diaria es una variable que explica la actividad que realizan cotidianamente los milanos reales (Calenge, 2006). La información acumulada de todos los ejemplares fue procesada utilizando el software geoespacial Base Lunar (2011). Como primera aproximación, los datos se clasificaron en dos categorías correspondientes a las épocas fenológicamente diferenciadas descritas en la bibliografía (Mougeot, 2000; Nemček, 2013; Veiga e Hiraldo, 1990): el periodo reproductor (15 de marzo a 30 de agosto) y el periodo no reproductor (1 de septiembre a 14 de marzo). Tras realizar análisis preliminares no se observaron diferencias significativas en las principales variables a estudiar respecto a la fenología reproductiva al separarlos por grupos. Por ello, se decidió utilizar estos periodos de cada individuo independientemente a pesar de estar incurriendo formalmente en pseudorréplica (Hurlbert, 1984). Se asumió este problema debido a lo costoso de la obtención de estos datos al tratarse de una especie amenazada. Se realizaron pruebas de suma de rangos de Wilcoxon con el software Statistica (Statsoft, 2011) de las variables geoespaciales excentricidad y distancia media diaria respecto a la variable independiente Reproductor/No Reproductor.

RESULTADOS

Estudiando las posiciones de nacimiento de los nidos de los ejemplares marcados, se obtuvieron valores de dispersión natal y reproductiva. Así pues, la distancia desde el nido de nacimiento de "Collado" a su nido de primera reproducción fue de 8,8 Km (dispersión natal) (Figura 2). Por otro lado, la distancia entre los nidos donde se ha reproducido "Sucesso" varía con los años (Tabla 1). Se puede observar que la distancia entre los nidos de 2012 y 2013 fue casi cinco veces mayor que la distancia entre 2013 y 2014.

Tabla 1. Dispersiones natal y reproductiva de los ejemplares estudiados

	NIDOS	AÑOS	DISTANCIA (m)
Dispersión natal collado	Sucesso-Collado	2012-2014	8796,17
Dispersión reproductiva	Sucesso	2012-2013	1557,62
	Sucesso	2012-2014	1756,56
	Sucesso	2013-2014	336,30

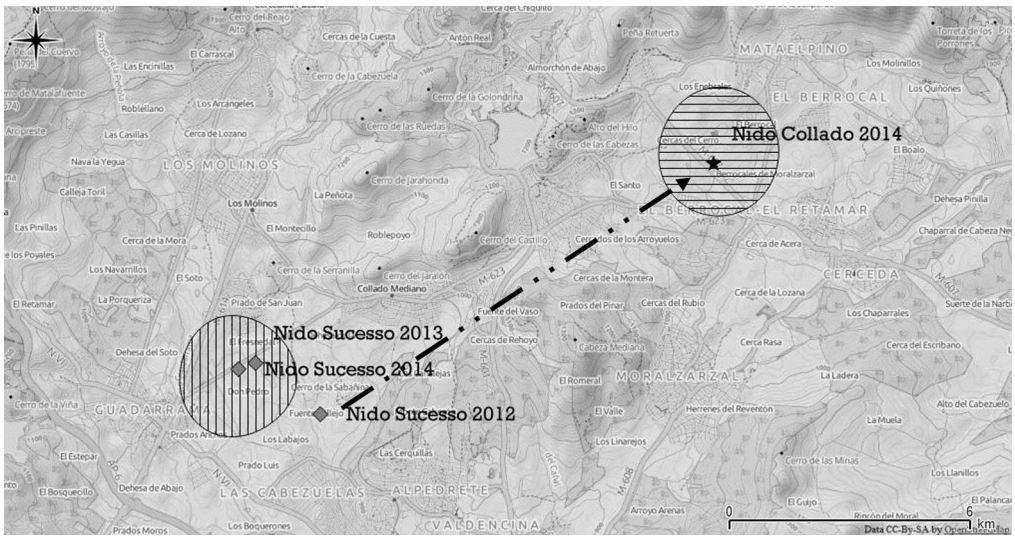
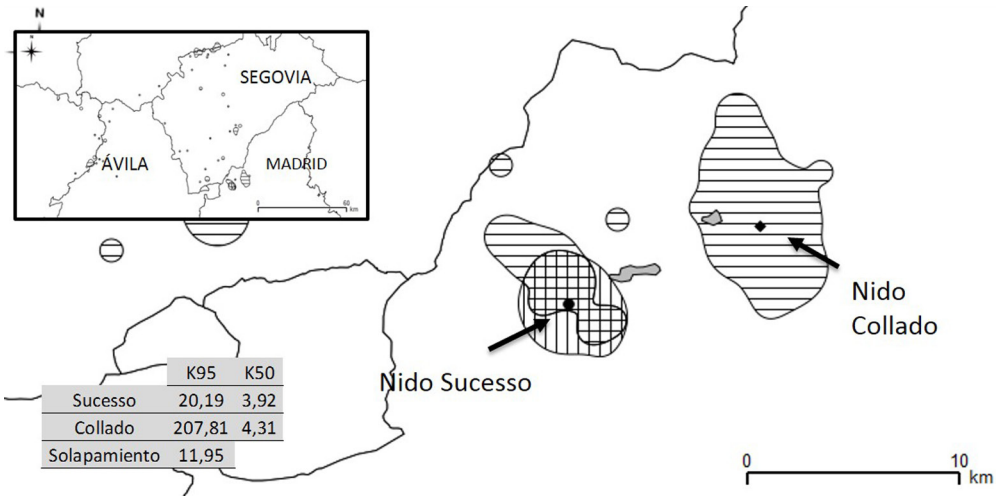


Figura 2. Áreas de campeo 50% (mediante Kernel) de "Sucesso" (líneas verticales) y" Collado" (líneas horizontales) durante el periodo reproductor de 2014. Los puntos señalan los distintos lugares de nidificación por individuo y la línea la dispersión natal de "Collado" (8,8 Km).

El estudio de los territorios mediante estimadores Kernel de Densidad permite observar que en el del 50% (área corazón o centro de actividad) los tamaños fueron equiparables, pero en el del 95% (área de campeo total) el de "Collado" fue diez veces mayor y parte fue compartida por ambos ejemplares (Figura 3). Nótese que el área de campeo (95%) de "Collado" fue discontinua y la de "Sucesso", continua.

Una vez terminado el periodo reproductor de 2014, "Collado" y "Becerril" (hijo y nieto de "Sucesso", respectivamente) (Figura 4), iniciaron movimientos dispersivos hacia el oeste. Ambos realizaron viajes parecidos con un desfase de algunos días. Por un lado, "Becerril", continuó su viaje hacia el Sur, mientras que "Collado" retornó a las inmediaciones de su área de cría.



	K95	K50
Sucesso	20,19	3,92
Collado	207,81	4,31
Solapamiento	11,95	

Figura 3. Representación del área de campeo (95%) de "Sucesso" (líneas verticales) y "Collado" (líneas horizontales) durante el periodo de cría de 2014. El solapamiento es el área en cuadrados. La Tabla muestra distintos porcentajes Kernel en Km^2.

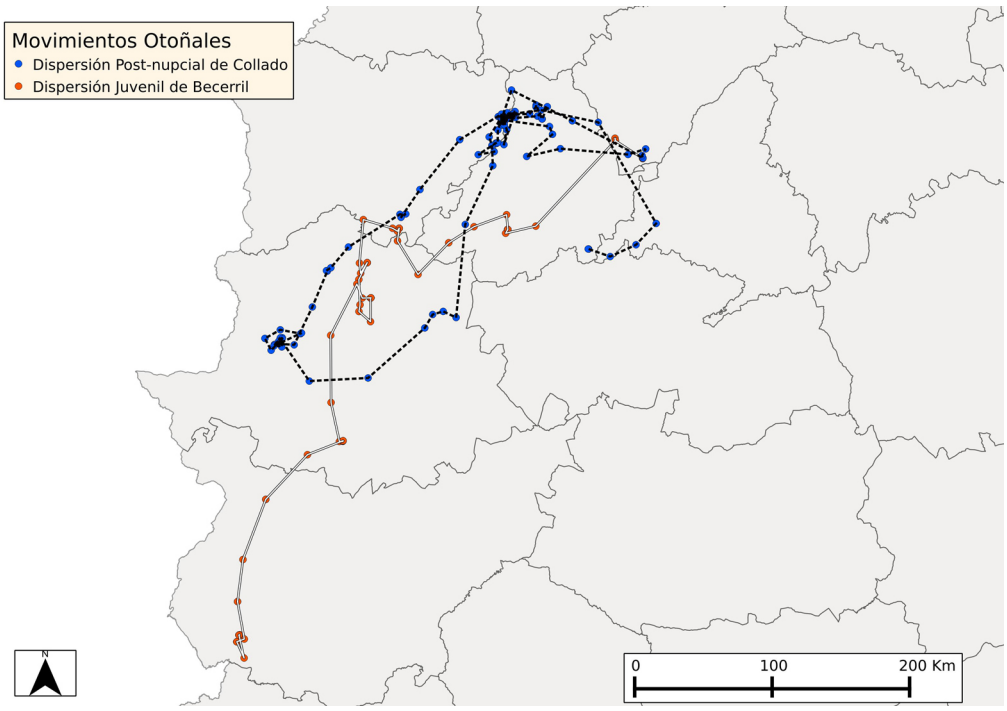


Figura 4. Movimientos otoñales de "Collado" y "Becerril".

Otra parte importante de este estudio trata sobre los diferentes comportamientos entre "individuos reproductores" e "individuos no reproductores". La única variable que presentó significación fue la "Distancia Media Diaria" (p=0,028; n=6), sin embargo la "Excentricidad" no mostró una diferencia clara entre los grupos debido posiblemente a la escasa muestra (p=0,173; n=6; Figura 5).

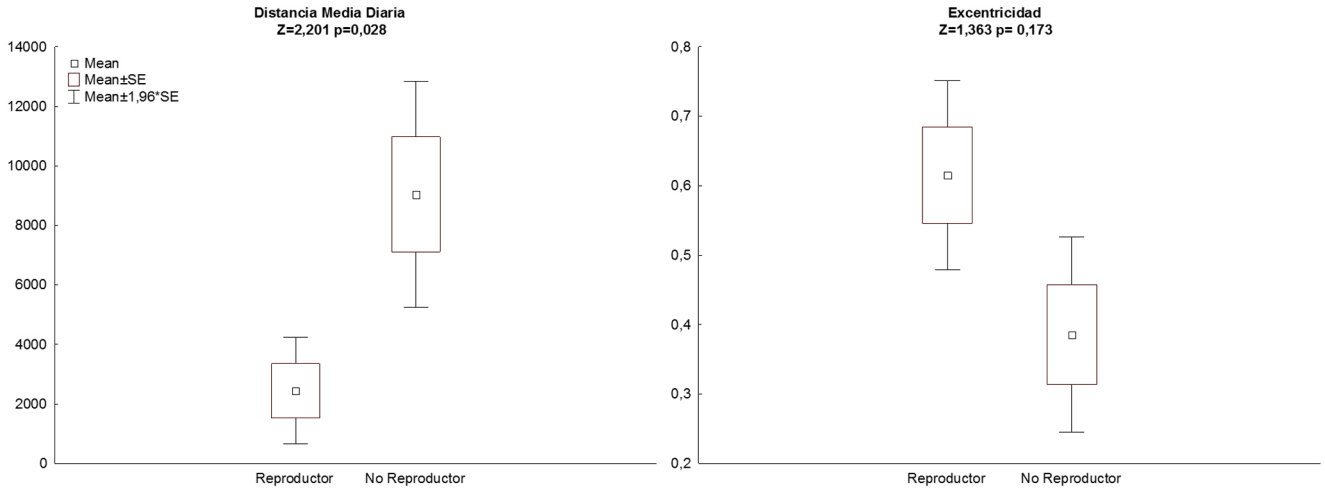


Figura 5. Resultados de la prueba de suma de rangos de Wilcoxon para las variables "Distancia Media Diaria" y "Excentricidad".

DISCUSIÓN

Este estudio se ha centrado en aspectos dispersivos y de uso del espacio por parte de varios individuos de un grupo reproductor de milanos reales. Se da el caso de que uno de los individuos ("Collado") ha criado con éxito por primera vez en su tercer año de calendario, algo inusual, pero tampoco extraordinario, ya que tanto machos como hembras pueden ser fértiles en su segundo año de vida (Evans *et al.*, 1998; Mougeot *et al.*, 2011). Este trabajo aporta datos relevantes sobre la dispersión natal y reproductiva de esta especie. La dispersión natal observada en "Collado", volviendo a escasos kilómetros del nido de nacimiento para reproducirse (Tabla 1), parece indicar un alto grado de fidelidad a su área de nacimiento (filopatria), sobre todo considerando la gran magnitud de su área de campeo total (Figura 3) y de los movimientos dispersivos que ha llegado a realizar durante el período de estudio (Figura 4). Posiblemente, este retorno a la zona de nacimiento venga explicado por la hipótesis de la información pública, según la cual el éxito reproductivo de conespecíficos indicaría a los individuos la idoneidad del entorno de cara a seleccionar el hábitat de cría (Doliguez *et al.*, 2002; Sergio y Penteriani, 2005). En este caso, la alta productividad de los nidos estudiados en esta zona (2,25 pollos volados de media por nido, n=4) en contraste con otras zonas de España (0,76 y 1,6) (Pablo y Pons, 2002; Sergio *et al.*, 2005), podría estar reflejando la gran calidad del espacio circundante, compuesto por dehesas abiertas de fresno (*Fraxinus angustifolia*) (Seoane *et al.*, 2003; Viñuela *et al.*, 1999), mostrándolo como zona propicia para instalar el nido.

La dispersión reproductiva de "Sucesso" ha variado en los distintos años, siendo baja en todo el periodo de estudio (inferior a dos kilómetros). Este tipo de movimientos reproductivos no está muy contrastado al tratarse de una especie que puede encontrarse en

colonias laxas (Mougeot *et al.*, 2011). Sin embargo, Forero *et al.* (1999) apuntan que, en milano negro (*Milvus migrans*), el factor que más influye a la hora de cambiar de nido al año siguiente es la pérdida de pareja, lo que podría explicar que entre 2012 y 2013 el desplazamiento fuera casi cinco veces mayor que entre 2013 y 2014, algo interesante ya que en 2013 se reprodujo con una hembra distinta al año anterior. En cualquier caso, los valores obtenidos están en consonancia con estudios previos (Evans *et al.*, 1999).

Liberación de "Sucesso".

Durante el periodo reproductor se ha observado que los dos individuos reproductores prácticamente utilizan la misma extensión de "área corazón o centro de actividad" (Kernel 50%) sin solapar, es decir, es equiparable el tiempo que pasan y la zona que defienden cerca de su propio nido. Algo esperable al tratarse de dos individuos macho con características de hábitat y reproducción similares. Sin embargo, el territorio utilizado como área general de campeo (Kernel 95%) es mucho mayor en el caso de "Collado" que en el de "Sucesso". Este hecho podría estar explicado principalmente por dos razones: el territorio de "Collado" es de peor calidad y necesita más extensión para las mismas actividades, o el comportamiento de "Sucesso" está condicionado por la electrocución sufrida en el pasado. Probablemente, la segunda razón esté influyendo de alguna manera, pero lo importante es que no ha influido en su capacidad reproductiva (siete pollos volados en tres años), demostrando así la utilidad de haberlo rehabilitado y reintroducido en su entorno.

La última parte de este estudio pretende mostrar diferencias comportamentales entre individuos que han alcanzado el estatus de reproductor e individuos que todavía no. Este hecho ha sido estudiado en grandes rapaces como buitre negro (*Aegypius monachus*) (Jiménez y González, 2012; Moreno-Opo *et al.*, 2010; Yamaç y Bilgin, 2012), águila perdicera (*Aquila fasciata*) (Bosch *et al.*, 2010; Cadahía *et al.*, 2009) y águila real (*Aquila chrysaetos*) (Soutullo y López-López, 2013; Urios *et al.*, 2007) pero es el primero que se

realiza con tecnología GPS en milano real. Los resultados encontrados apuntan a que los individuos no reproductores se mueven más que los reproductores utilizando áreas más dispersas (Figura 5), al igual que sucede en las especies citadas anteriormente. Es decir, realizan prospecciones territoriales para encontrar nuevas zonas donde los recursos tróficos sean abundantes o donde se puedan asentar como reproductores en un futuro. Estos movimientos pueden estar influidos por movimientos de otros ejemplares, como ha ocurrido en este estudio (Figura 4).

Es importante resaltar que estudios de este tipo remarcan la importancia de la reinserción al medio de ejemplares ingresados en centros de recuperación, a pesar de que la tasa de supervivencia pueda ser más baja que los animales considerados "silvestres". En nuestro caso, la combinación de terapias de rehabilitación con técnicas de seguimiento vía satélite han permitido, primero, comprobar el grado de adaptación al medio del ejemplar liberado, estudiando diversos parámetros de movimiento y de uso del territorio y, segundo, marcar y seguir a sus descendientes, comprobando que se dispersan con normalidad y, al menos uno, vuelve a su entorno de nacimiento para criar con éxito, reforzando así la población en esta zona.

AGRADECIMIENTOS

Las siguientes personas han sido muy importantes en el desarrollo de este trabajo: Susana Jato, Iván Velasco, Fernando Garcés, Liliana Barosa, Virginia Moraleda, Ignacio Otero, Fernando González, Ana Grau, Laura Suárez, Irene López, Pablo Izquierdo, Juan Pablo Díaz, Lorena Juste, Emilie Delapoulle, Gabriel Saiz, Manimals, Agentes Forestales de la Comunidad de Madrid, Isabel Moreno, Juan Martínez, Esther Lantero y muy especialmente Víctor García.

Agradecimiento especial a un revisor anónimo que ha mejorado sustancialmente el trabajo presentado.

BIBLIOGRAFÍA

– Base de Datos Geoespaciales "Base Lunar". 2011. GREFA.

– BOSCH, R., REAL, J., TINTÓ, A., ZOZAYA E. L., CASTELL, C., 2010. Home-Ranges and Patterns of Spatial Use in Territorial Bonelli's Eagles Aquila Fasciata.*Ibis* 152(1): 105–17.

– CALENGE, C., 2006. The Package "Adehabitat" For The R Software: A Tool For The Analysis Of Space And Habitat Use By Animals. *Ecological Modelling*, 197(3-4), 516–519.

– CADAHÍA, L.,LÓPEZ-LÓPEZ, P., URIOS, V., SOUTULLO, A., NEGRO, J.J. 2009. Natal Dispersal and Recruitment of Two Bonelli's Eagles Aquila Fasciata: *A Four-Year Satellite Tracking Study.Acta Ornithologica* 44(2).

– DOLIGEZ, B., DANCHIN, E., CLOBERT, J. 2002. Public Information and Breeding Habitat Selection in a Wild Bird Population. *Science*, 297(5584), 1168-1170.

– DUKE. G.E, REDIG, P. T. JONES. W, 1980. Recoveries and Resightings of Released Reheabilitated Raptors. *Raptor Res.* 15(4): 97–107.

– EVANS, M. I., CORDERO, P. J., PARKIN, D. T., 1998. Successful Breeding at One Year of Age by Red Kites *Milvus milvus* in Southern England. *Ibis* 140(1): 53–57.

– EVANS, I. M., SUMMERS, R. W., O'TOOLE, L., ORR-EWING, D. C., EVANS, R., SNELL, N., SMITH, J., 1999. Evaluating The Success Of Translocating Red Kites *Milvus milvus* To The UK. *Bird Study*, 46(2), 129–144.

– ESRI. 2004. ArcGis 9.3.

– FORERO, M. G., DONAZAR, J.A., BLAS, J., HIRALDO, F, 1999. Causes And Consequences Of Territory Change And Breeding Dispersal Distance In The Black Kite. *Ecology*, (80) 4, 1298-1310.

– GARCELON, D. K., 1988. The reintroduction of bald eagles on Santa Catalina Island, California. Tesis Doctoral. Humboldt State University.

– GREENWOOD,P. J.,1980. Mating Systems, Philopatry And Dispersal In Birds And Mammals. *Animal Behaviour* 28: 1140–62.

– HERNANDEZ, M., 1992. Rehabilitacion de aves de presa y conservacion: Aspectos Veterinarios. *Ardeola* 39(2): 49–64.

– HURLBERT, S. H., 1984. Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. *Ecological Monographs*, 54(2), 187-211.

– IGLESIAS, J.J., JATO, S., ÁLVAREZ, E., 2010. Susana, *Una Vida al Límite. Quercus,* (292), 48-51.

– IGLESIAS, J.J., IZQUIERDO, P., ÁLVAREZ, E., 2012. Cría En Cautividad Y Reforzamiento de Águila-Azor Perdicera (*Aquila fasciata*) En La Comunidad de Madrid. *Chronica Naturae* 2: 73–82.

– IZCO, J. 1983. *Madrid Verde.* Ed.: Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios. 517 pp.

– JATO, S., OTERO, I., GONZÁLEZ, F., LÓPEZ, I., MENDOZA, J. L., 2011. Patagium Rehabilitation Treatment in Wild Birds Following Long-Term Wing Inmmobilization. *Wildlife Rehabilitation Bulletin*, 29(2): 34–39.

– JIMÉNEZ, J., GONZÁLEZ. L.M., 2012. La Dispersión Juvenil Del Buitre Negro. *Ecología* 24: 73–93.

– MELERO, M., GONZÁLEZ, F., NICOLÁS, O., LÓPEZ, I., JIMÉNEZ, M. A., JATO, S., SÁNCHEZ-VÍZCAINO J.M., 2013. Detection and Assessment of Electrocution in Endangered Raptors by Infrared Thermography. *BMC veterinary research* 9: 149.

– MEYBURG, B. U.,FULLER, M.R., 2007.Satellite Tracking. En: M.D. Bird yK. L. Bildsteing. Raptor, Research and Management techniques. Lugar: Raptor Research Foundation, 242-248.

– MORENO-OPO, R., ARREDONDO, A., GUIL F., 2010. Foraging Range and Diet of Cinereous Vulture *Aegypius monachus* Using Livestock Resources in Central Spain. *Ardeola* 57(1): 111–19.

– MOUGEOT, F. 2000.Territorial Intrusions and Copulation Patterns in Red Kites, *Milvus milvus*, in Relation to Breeding Density. *Animal Behaviour* 59(3): 633–42.

– MOUGEOT, F., GARCIA, J.T., VIÑUELA, J.,2011. Breeding Biology, Behaviour, Diet and Conservation of the Red Kite (*Milvus milvus*), with Particular Emphasis on Mediterranean Populations.En: I. Zuberogoitia. *Ecology and Conservation of European Raptor*. Lugar: Diputación Foral de Vizcaya, Bilbao, 190–204.

– NEMČEK, V., 2013. Movements of a Juvenile Red Kite *Milvus milvus* in the Border Zone ofAustria , Slovakia and the Czech Republic. *Slovak Raptor Journal*, 7 : 43–48.

– PABLO, F. D., PONS J. M.,2002. El Milano Real *Milvus milvus* En Menorca (Islas Baleares): Situación y Conservación. *AOB*, 17: 47–52.

– PONDER, J.B. 2011. Avian Physiotherapy and Reconditioning in a Rehablitation Program. En: Eric Bergman. Proceedings of the Association of Avian Veterinarians. August, 6-12, 2011, Seattle, Whashington, USA. Lugar de Publicación de las Actas: Association of Avian Veterinarians, 149-160.

– SEOANE, J., VIÑUELA, J., DIAZ-DELGADO, R., BUSTAMANTE, J., 2003. The Effects of Land Use and Climate on Red Kite Distribution in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 111(3), 401-414.

– SERGIO, F., BLAS, J., FORERO, M., FERNÁNDEZ, N., DONAZAR, J. A., HIRALDO, F., 2005. Preservation of Wide-Ranging Top Predators by Site-Protection: Black and Red Kites in Doñana National Park. *Biological Conservation* 125(1): 11–21.

– SERGIO, F. & PENTERIANI, V., 2005. Public information and territory establishment in a loosely colonial raptor. *Ecology* 86 (2): 340-346.

– SILVERMAN, B. W., 1986. Density Estimation For Statistics And Data Analysis. En: Chapman y Hall. Monographs on Statistics an Applied Probability. Lugar London, 1–22.

– SOUTULLO, A., LÓPEZ-LÓPEZ P., CORTÉS, G. D., URIOS, V., FERRER, M., 2013. Exploring Juvenile Golden Eagles; Dispersal Movements at Two Different Temporal Scales. *Ethology Ecology & Evolution* 25(2): 117–28.

– StatSoft, Inc., 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10.

– URIOS, V., SOUTULLO, A., LÓPEZ-LÓPEZ, P., CADAHÍA, L., LIMIÑANA, R., FERRER, M. 2007. The First Case of Successful Breeding of a Golden Eagle Aquila Chrysaetos Tracked from Birth by Satellite Telemetry. *Acta Ornithologica*, 42, 205-209.

– VEIGA, J.P., HIRALDO F. 1990. Food Habits and the Survival and Growth of Nestlings in Two Sympatric Kites (*Milvus milvus* and *Milvus migrans*). *Ecography* 13(1): 62–71.

– VIÑUELA, J., MARTÍ, R., RUIZ, A. 1999. El Milano Real en España. SEO/BirdLife, Madrid.

– VIÑUELA, J. 2004. Milano Real. En: A. Madroño, G. G. González, y J.C. Atienza. Libro Rojo de las Aves de España. Lugar: Organismo Autónomo Parques Nacionales, 120-125.

– WORTON, B. J., 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Homerange Studies. *Ecology* 70: 164-168.

– YAMAÇ, E., AND BILGIN, C.C.,2012. Post-Fledging Movements of Cinereous Vultures Aegypius monachus in Turkey Revealed by GPS Telemetry. *Ardea* 100(2): 149–56.

Artículos

Diversidad de angiospermas marinas en la bahía de Cádiz: redescubriendo a *Zostera marina*.

Fernando G. Brun*, Juan J. Vergara, José Lucas Pérez-Lloréns, Carmen Ramírez, Edward P. Morris, Gloria Peralta e Ignacio Hernández.

Departamento de Biología. Área de Ecología, Universidad de Cádiz, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Campus de Excelencia Internacional del Mar (CEI·MAR), 11510, Puerto Real, Cádiz, Spain.

*fernando.brun@uca.es

RESUMEN

Se localizaron nuevas poblaciones de la angiosperma marina Zostera marina *en el saco interno de la bahía de Cádiz, lo que lleva a revisar las citas originales de la presencia de dicha especie en esta zona.* Zostera marina *fue ya citada en el siglo XIX en la provincia, y 80 años después el ficólogo español Seoane-Camba situó a* Z. marina *y* Z. nana *(*Z. noltei *Hornem.) en la bahía de Cádiz. Debido a estas citas iniciales, diversos trabajos posteriores han seguido citando a dichas especies en la bahía de Cádiz. Sin embargo, la experiencia atesorada por nuestro grupo de investigación y por el programa de educación y voluntariado ambiental FAMAR muestra que los macrófitos marinos existentes en los fondos de la bahía de Cádiz son* Cymodocea nodosa*,* Z. noltei *y la macroalga enraizante* Caulerpa prolifera*, sin que se tuviera constancia de la existencia de* Z. marina *hasta 2006. Esto ha llevado a un nuevo examen de los especímenes conservados en los pliegos históricos que citaban dicha especie en la bahía de Cádiz, lo que mostró que mientras que la identificación de Bourgeau en 1849 fue correcta, la identificación hecha por Seoane-Camba fue inexacta y se correspondía con especímenes de* C. nodosa*. Por lo tanto, o bien ha existido un cambio total en las comunidades de angiospermas marinas y* C. nodosa *ha reemplazado a* Z. marina*, y ésta ha vuelto a recolonizar de nuevo estos fondos, o bien ha existido una progresiva desaparición de* Z. marina *en estas aguas, y lo que se encuentra ahora son tan sólo vestigios de lo que hubo. Indistintamente, el descubrimiento de estas poblaciones dispersas de* Z. marina *en la bahía de Cádiz, hace de este lugar un punto singular de diversidad para las angiospermas marinas, ya que contiene 3 de las 4 especies que habitan las costas continentales europeas.*

Palabras clave: Biodiversidad marina, *Zostera noltei*, *Cymodocea nodosa*, Producción primaria, Carbono azul.

INTRODUCCIÓN

Las angiospermas marinas conforman un ecosistema costero de gran importancia ecológica y económica debido principalmente a la multitud de bienes y servicios ecosistémicos que proporcionan (Costanza *et al*., 1997; Barbier *et al*., 2011). Entre ellos cabe destacar el actuar como zonas de puesta y alevinaje de multitud de especies, lo que incrementa la biodiversidad en zonas costeras (González-Ortiz, 2014; González-Ortiz *et al*., 2014). Además, las praderas de estas especies generan una alta producción

primaria, incrementando los flujos de materia y energía, oxigenan la columna de agua y el sedimento y actúan como importantes sumideros de CO_2 atmosférico a largo plazo (Hemminga y Duarte, 2000; Nellemann *et al.*, 2009). También a través tanto de su biomasa epigea (hojas) e hipogea (sistema rizomático-radicular) reducen las fuerzas hidrodinámicas, protegiendo los fondos frente a la erosión e incrementando la sedimentación de partículas (Peralta *et al.*, 2008a). Por estas razones la presencia de estas especies en aguas someras mejora la calidad del medio y potencia otras actividades adicionales como el turismo, la pesca o la acuicultura. A pesar de su gran importancia y del estado de protección del que gozan tanto a nivel nacional como internacional (p.e. Decreto 139/2011, Directiva Hábitat, Convenio de Barcelona, Convenio OSPAR), estos ecosistemas se encuentran entre los más amenazados de la Biosfera, registrándose pérdidas de más de un 40% en su superficie a escala global desde 1940 (Waycott *et al.*, 2009). Las causas de estas pérdidas son diversas, aunque se asocian principalmente con la actividad directa e indirecta del ser humano (p.e. eutrofización, litorización, pérdidas en la calidad del agua, dragados, artes de pesca no permitidas, etc.; Waycott *et al.*, 2009; Short *et al.*, 2011). Además, la falta de carisma de estas especies (*sensu* Duarte *et al.*, 2008), puede explicar la poca atención que reciben en comparación con otros ecosistemas más mediáticos (p.e. arrecifes de coral, manglares), y las podría hacer más vulnerables al permanecer invisibles para los diversos actores/agentes sociales (políticos, gestores, usuarios de estos ecosistemas, ciudadanía en general) que influyen en su gestión y conservación. Por tanto, no sólo se necesita incrementar el conocimiento científico sobre estos ecosistemas, sino también potenciar aquellas actuaciones que conduzcan a una comunicación y difusión más efectiva de las investigaciones, lo que redundará en una mayor concienciación y, por ende, en una mejor conservación de estos ecosistemas (Duarte *et al.*, 2008).

El número de especies de angiospermas marinas se ha cifrado en unas 63-66 a escala global (den Hartog y Kuo, 2006), encontrándose 5 de ellas en territorio europeo, y 4 en las costas de la Península Ibérica: *Cymodocea nodosa* Ucria (Ascherson), *Zostera noltei* Hornemann, *Zostera marina* Linnaeus y *Posidonia oceánica* (Linnaeus) Delile (aunque esta última es endémica del mediterráneo). En la bahía de Cádiz, se tiene constancia bien documentada de la existencia de *Z. noltei* y *C. nodosa*, si bien en enero de 2006, durante el desarrollo de un seguimiento ambiental que se lleva a cabo por parte del programa de voluntariado y educación ambiental FAMAR (www.famar.wordpress.org), se localizaron poblaciones aisladas (rodales) de *Z. marina*. Estas pequeñas poblaciones estaban dispersas y mezcladas con poblaciones de *Z. noltei* y *C. nodosa* tanto en la zona intermareal como submareal colindante. Sin embargo, en los seguimientos previos de las praderas de angiospermas marinas llevados a cabo por el programa de voluntariado y educación ambiental FAMAR, no se habían detectado nunca antes *Z. marina* en los fondos del saco interno de la bahía de Cádiz.

Este hecho, unido a que se considera que el límite occidental de distribución para esta especie en el sur de España es Tarifa, justo en el estrecho de Gibraltar (Barrajón *et al.*, 2004), conduce a pensar que pudo haber existido un error en la identificación original de esta especie en la bahía de Cádiz, y que fue arrastrándose en el tiempo al no haberse hecho quizá las comprobaciones oportunas. Por tal motivo, el objetivo principal de este estudio es conocer las fuentes bibliográficas y materiales (plantas de herbario referenciadas) sobre la identificación pasada de *Z. marina* en la bahía de Cádiz, y describir en caso de error, la introducción de esta nueva especie de fanerógama marina. Por otro lado, este trabajo tiene el objetivo secundario ser el primer registro de la existencia de tres especies de angiospermas marinas en la bahía de Cádiz, lo cual la convierte en un santuario de diversidad para dichas especies.

MATERIAL Y MÉTODOS

En el Parque Natural Bahía de Cádiz (36⁰23´ hasta 36⁰37´N y 6⁰8´ hasta 6⁰15´W)se puede diferenciar una bahía externa, más expuesta a los temporales y oleaje, y una bahía interna (saco interno), que se encuentra protegida de la acción de las grandes olas, pero que está influenciada por mareas semidiurnas, dando lugar a una renovación del agua en torno al 50-75% en cada ciclo mareal (figura 1). La profundidad media es de 2,5 m, si excluimos el canal central de navegación, siendo los fondos arenosos-fangosos dependiendo de la localización (Muñoz y Sánchez de LaMadrid, 1994; Freitas *et al.*, 2008). El saco interno de la bahía acoge importantes poblaciones de aves, peces e invertebrados (Drake y Arias 1991; Masero *et al.*, 1999; Rueda *et al.*, 2001), además de importantes poblaciones de angiospermas marinas y macroalgas enraizantes como *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux (Freitas *et al.*, 2008; Morris *et al.* 2009) (figura 1).

Para revisar las citas anteriores sobre *Zostera marina* en la bahía de Cádiz, se solicitaron los pliegos al herbario del Museo Nacional de Historia Natural de París para la cita de Bourgeau (1849), y al CedocBic (Centro de Documentación de Biodiversidad Vegetal) de la Universidad de Barcelona para la cita de Seoane-Camba (1959). Además, con el objetivo de obtener algunos datos poblacionales sobre *Z. marina* en la bahía de Cádiz, se recolectaron haces para medir en el laboratorio las características morfométricas (longitud, anchura y grosor de las hojas) de un modo estacional. La recogida de haces se llevó a cabo en bajamar en Santibañez (saco interno de la bahía) durante el año 2008. Para ello se localizaron los pequeños rodales de *Z. marina* existentes en las zonas y se recolectaron manualmente de 2 a 3 haces por cada rodal. Además se procedió a contar el número de haces presentes en cada rodal con ayuda de una cuadrícula de 20 x 20 cm. Una vez trasladadas las plantas al laboratorio en frío y oscuridad, se procedió a medir la características morfométricas de los haces. La anchura de las hojas se midió con un calibre (±0,1 mm), el grosor con un micrómetro (Mitutoyo, ±0,01mm) y la longitud con una regla milimetrada (±0,1 mm).

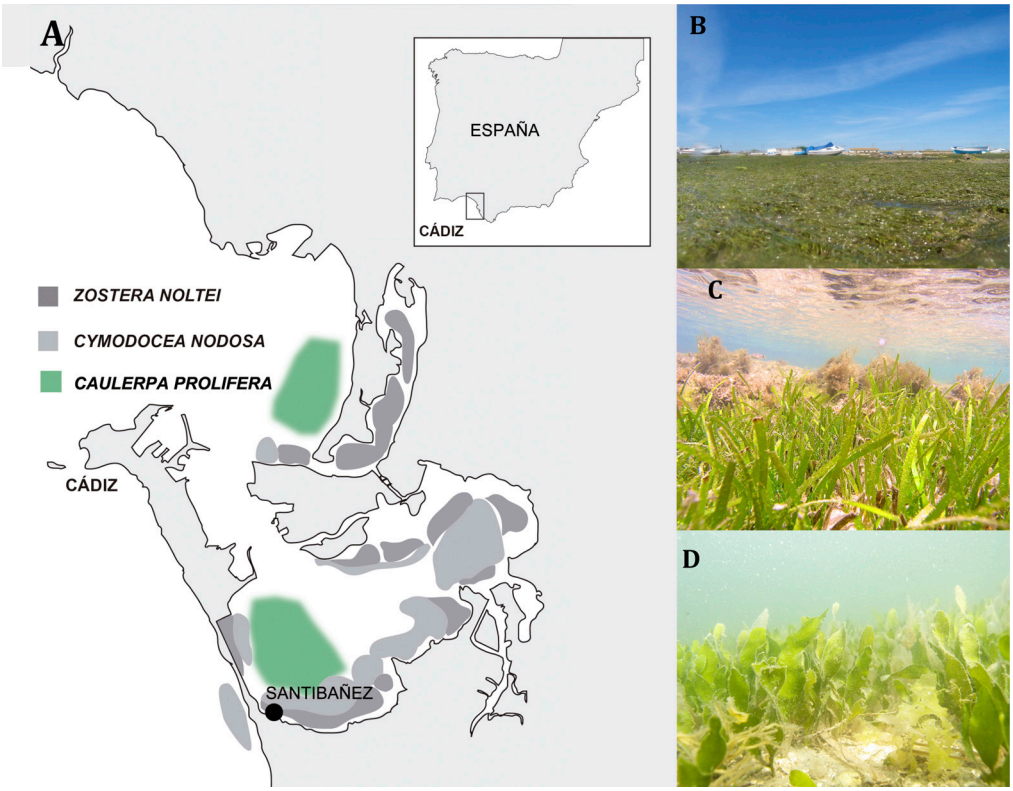


Figura 1. (A) Mapa de localización de la bahía de Cádiz (modificado de Morris *et al.*, 2009) y fotografías de los principales macrófitos marinos que allí se encuentran. (B) Praderas intermareales de *Zostera noltei*. (C) Praderas submareales de *Cymodocea nodosa*. (D) Praderas submareales de *Caulerpa prolifera*.

RESULTADOS

Las nuevas plantas de *Zostera marina* recolectadas en la bahía de Cádiz (36⁰28´N 6⁰15´O) fueron preservadas y enviadas al CedocBic (códigos BCN48057 y BCN48058; lámina 1) para que formen parte de la colección del herbario. El espécimen enviado al herbario muestra una planta ramificada, con un haz apical y un haz generativo (reproductivo). En los nudos se observan las agrupaciones de finas raicillas, típicas en esta especie (lámina 1).

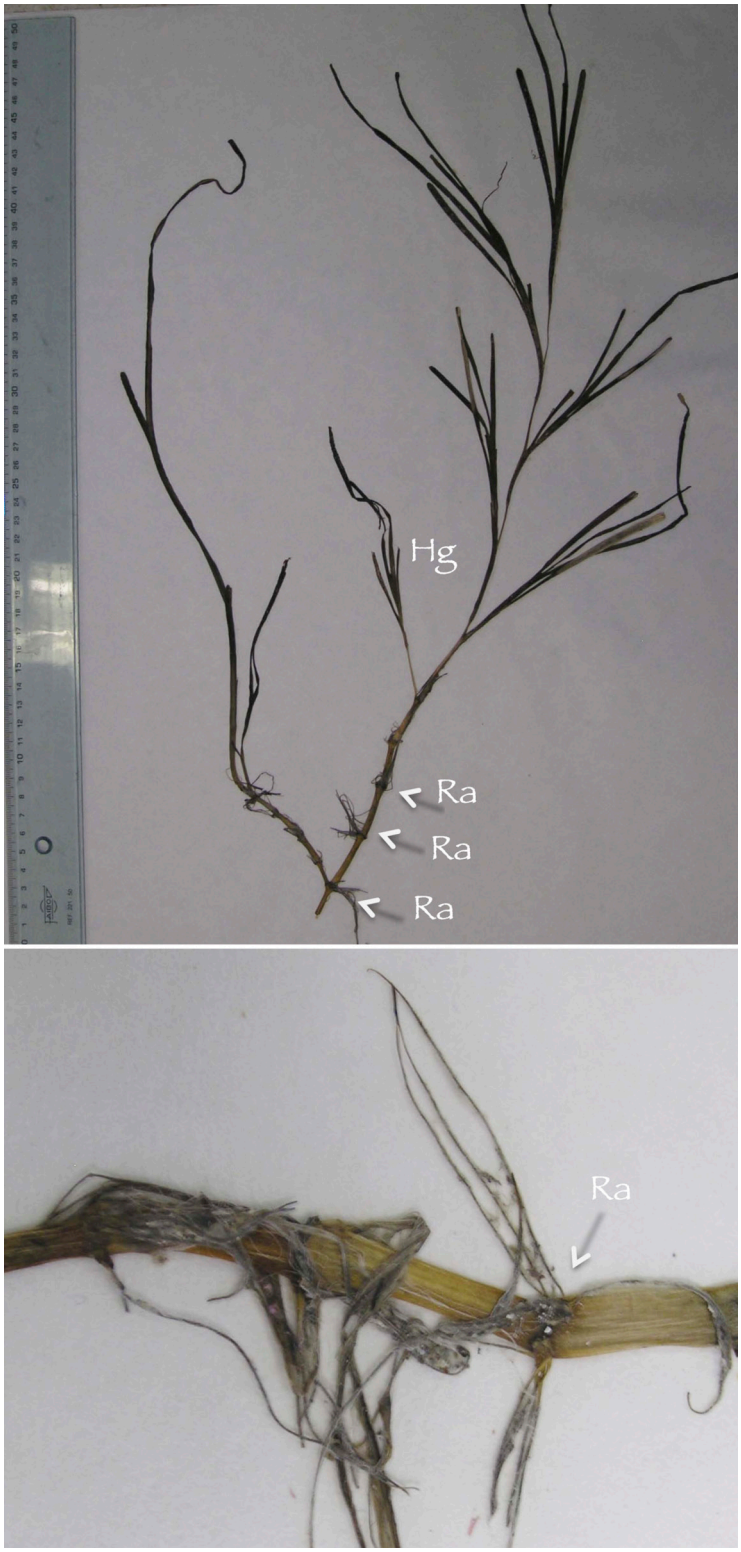


Lámina 1. Especímenes de *Zostera marina* descubiertos en 2006 y enviados para ser conservadas al CedocBiv (Centro de Documentación de Biodiversidad Vegetal) de la Universidad de Barcelona. Este espécimen posee un haz generativo (Hg) y muestra las características agrupaciones de raicillas (Ra) en los nudos, además de ausencia de haces verticales y bordes de hojas aserrados.

Los pliegos del herbario del Museo Nacional de Historia Natural de París (Bourgeau, 1849), mostraron que los especímenes preservados coinciden con las características descritas para *Zostera marina* (ápice foliar ovalado, márgenes lisos, nudos rizomáticos con múltiples raicillas; lámina 2), mientras que los pliegos procedentes del CedocBic (Seoane-Camba, 1959) mostraron que las plantas preservadas coincidían con las características de *Cymodocea nodosa* (rizomas ortotrópicos, raíces únicas en los nudos rizomáticos), pero en ningún caso con *Z. marina* (lámina 3). Por tanto, la identificación inicial realizada por Seoane-Camba (1959) fue inexacta.

Lámina 2. Detalle del pliego 857a de Bourgeau (1849) procedente del Museo Nacional de Historia Natural de París, donde se observa un espécimen de *Zostera marina* recogido en la bahía de Cádiz, con las características agrupaciones de raíces en los nudos (Ra) y los ápices ovalados (AH) y márgenes lisos.

Artículos

Lámina 3. Detalle del pliego de Seoane-Camba (1959), procedente del CedocBiv (Centro de Documentación de Biodiversidad Vegetal) de la Universidad de Barcelona, donde puede observarse la identificación errónea de este espécimen como *Zostera marina* en la bahía de Cádiz (zona del Chato). Se observan claramente los característicos rizomas de crecimiento vertical (RV), las raíces únicas en los nudos (Ra) y los márgenes aserrados en las hojas propios de *Cymodocea nodosa*.

El tamaño de las poblaciones fue demasiado reducido (< 1m^2) y disperso para poder estimar correctamente la densidad de haces, si bien la densidad media estimada estuvo en torno a 23 ± 5 haces m^{-2}, e incluso se encontraron haces reproductivos en primavera-verano durante el seguimiento (lámina 4). Las principales poblaciones de *Zostera marina se* localizaron en la zona sureste del saco interno dela bahía de Cádiz, en la área denominada como Santibañez, tanto en zonas intermareales como en las zonas adyacentes submareales someras (figura 2).

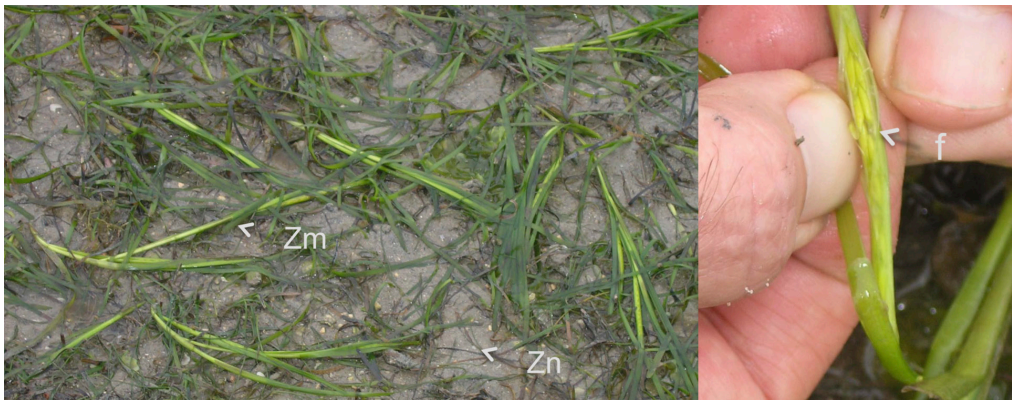


Lámina 4. Detalle de poblaciones dispersas de *Zostera marina* (Zm), junto a poblaciones de *Z. noltei* (Zn) en zonas intermareales del saco interno de la bahía de Cádiz (zona de Santibañez). Muchas de las plantas de *Z. marina* presentaban haces generativos con inflorescencias (f).

También se localizaron otras poblaciones en la zona suroeste más cercana a la ciudad de Cádiz, principalmente en la zona submareal más somera (figura 2). Las plantas de *Z. marina* presentaron una variación estacional en las características morfológicas, alcanzando mayores longitudes, anchuras y grosores foliares en verano y mínimos en invierno (tabla I).

Figura 2. Mapa del saco interno de la bahía de Cádiz donde se marcan las zonas en que se localizan las pequeñas poblaciones de *Zostera marina*.

Tabla I. Biometría de *Zostera marina* en la bahía de Cádiz . Los datos representan la media ± desviación estándar (n = 3-10).

ESTACIÓN	Nº HOJAS	LONGITUD MÁX. (CM)	GROSOR (MM)	P (MM)
Verano	4,5 ± 0,6	29,2 ± 7,7	0,34 ± 0,06	4,85±0,83
Otoño	4,8 ± 0,4	22,1 ± 2,3	0,29 ± 0,01	4,17 ± 0,36
Invierno	5,0 ± 0,8	22,3 ± 1,5	0,24 ± 0,04	3,84 ± 0,21
Primavera	4,5 ± 0,6	27,7 ± 3,6	0,23 ± 0,04	4,30 ± 0,69

DISCUSIÓN

La presencia de *Zostera marina* en la provincia de Cádiz fue ya citada en el siglo XIX (Bourgeau, 1849), mientras que Seoane-Camba (1965) la citó en la bahía de Cádiz en su extenso catálogo de macrófitos marinos de dicha provincia. Esta cita, ha sido usada ampliamente en múltiples publicaciones posteriores para indicar su presencia en una gran parte de los fondos sumergidos de la bahía de Cádiz (Muñoz y Sánchez de LaMadrid, 1994), e incluyendo el PORN del Parque Natural Bahía de Cádiz (Pinilla, 2006). Sin embargo, la revisión de los especímenes presentes en los herbarios tanto del museo de París como del CedocBic, mostraron que mientras que la identificación hecha por Bourgeau en 1849 fue correcta, la que hizo Seoane-Camba en 1959 no lo fue, ya que se correspondía con plantas de *Cymodocea nodosa* y no de *Z. marina*. Esto da idea de la importanciade mantener especímenes preservados en colecciones, lo que permite contrastar las identificaciones hechas inicialmente para cualquier especie. En segundo lugar, y teniendo en cuenta que en la actualidad los fondos del saco interno de la bahía de Cádiz se encuentran colonizados fundamentalmente por praderas de *C. nodosa*, *Z. noltei* y la macroalga enraizante *Caulerpa prolifera* (Morris *et al.*, 2009), surge la duda de si ha ocurrido un cambio en las poblaciones de angiospermas marinas de la bahía de Cádiz desde el siglo XIX hasta la actualidad, o si *Z. marina* ha ido desapareciendo paulatinamente en este enclave geográfico.En la década de 1930 se registró una epidemia que asoló las poblaciones atlánticas de *Z. marina* a nivel global y que se sugiere que fue debido al patógeno *Labyrinthula zosterae* (Renn, 1936; Muehlstein*et al.*, 1991). Esta epidemia, conocida como "wasting disease" hizo desaparecer muchas poblaciones tanto de las costas atlánticas del norte de América como europeas (Short *et al.*, 1986; Den Hartog y Polderman, 1975; Jacobs, 1979), lo que pudo también afectar a las poblaciones de la bahía de Cádiz. Sin embargo, y a diferencia de otros países europeos como Francia (Jacobs, 1979), Holanda (Den Hartog y Polderman, 1975) o Dinamarca (Frederiksen *et al.*, 2004) donde si existían registros anteriores a dichas fechas sobre las poblaciones de *Z. marina*, lo que ha permitido determinar el alcance que tuvo dicha epidemia, en el caso de la bahía de Cádiz no existen datos que nos permitan determinar si dicha epidemia asoló también estas poblaciones y si fue el responsable del cambio en las comunidades de angiospermas marinas de la bahía de Cádiz.

En el pliego perteneciente a Bourgeau, 1849 (pliego 457a), sólo se indica que el espécimen había sido recogido en la bahía de Cádiz, sin indicaciones adicionales sobre la localización exacta de recogida, de si era material de arribazón, o datos sobre la abundancia de dicha especie en el área. Por tal motivo, no se puede afirmar que haya existido un cambio en las comunidades que habitan el saco interno de la bahía de Cádiz, pero sí que pudo haber tenido lugar, ya que la fecha de la epidemia global (la década de 1930) se encuentra entre las fechas de las dos fuentes estudiadas (Bourgeau, 1849 y Seoane-Camba, 1959). En el caso del pliego procedente del CedocBic, la incorrecta identificación llevada a cabo por Seoane-Camba (1959) se ha ido trasladando posteriormente a diversas publicaciones más recientes y consideradas de referencia para la bahía de Cádiz (p.e. Muñoz y Sánchez de LaMadrid, 1994). De cualquier modo, lo que demuestra la clasificación errónea llevada a cabo por Seoane-Camba (1959), o la posibilidad de que haya existido un cambio en la distribución de las poblaciones del saco interno de la bahía de Cádiz (y que no ha sido descrito), es que estas especies poseen un menor carisma comparado con otros ecosistemas y especies marinas (Duarte *et al.*, 2008). Ello se refleja en la poca atención que despertaron en los naturalistas, investigadores o gestores de las comunidades bentónicas en la bahía de Cádiz, y ha propiciado que no existan más pruebas documentales que apoyen una u otra hipótesis.

El redescubrimiento de una nueva especie de angiosperma marina en el saco interno de la bahía de Cádiz, hace de esta zona un punto singular de diversidad para estas especies en las costas europeas, ya que tres de las cuatro especies que habitan las costas

continentales europeas se encuentran en la bahía de Cádiz (excluyéndola mediterránea *Posidonia oceanica*). Esto supone una importante singularidad, ya que la mayor parte de las angiospermas marinas dan lugar a praderas monoespecíficas, y más específicamente en las zonas templadas (Hemminga y Duarte, 2000). Además, el valor medio de riqueza específica para angiospermas marinas en latitudes entre 250 y 500 es menor a 2 (Duarte, 2000), lo que hace que la riqueza de angiospermas marinas en la bahía de Cádiz sea extraordinaria, aunque no tan alta como la registrada en la bahía de Cala Jonquet (Costa Brava), donde coexisten las 4 especies de angiospermas marinas (Cebrian *et al.*, 1996; Marbá *et al.*, 1996). La presencia de las tres especies de angiospermas marinas en los fondos de la bahía de Cádiz contribuye a incrementar localmente la biodiversidad (González-Ortiz, 2014; González-Ortiz *et al.*, 2014), la sedimentación y retención de partículas (Peralta *et al.*, 2008a) y los valores de producción primaria en este ecosistema. La biomasa de *Zostera noltei* alcanza valores medios de unos 120 g de peso seco m^{-2}, con una producción anual (epigea e hipogea) de aproximadamente unos 3,3 Kg de peso seco m^{-2} $año^{-1}$ y una densidad media de 5.000 haces m^{-2} (Brun *et al.*, 2003, 2006; García-Marín, 2013). En el caso de *Cymodocea nodosa*, la biomasa media anual se encuentra en torno a 350 g peso seco m^{-2}, con una producción cercana a los 1,4 Kg de peso seco m^{-2} $año^{-1}$ (sólo epigea; Brun *et al.*, 2006; Peralta *et al.*, 2008b) y una densidad de haces medio en torno a 550 haces m^{-2} (Brun *et al.*, 2006). Si tenemos en cuenta la superficie ocupada por cada una de estas comunidades (900 y 800 ha para *Z. noltei* y *C. nodosa* respectivamente; Morris *et al.*, 2009) y usamos los datos de producción mostrados anteriormente, se obtiene que las angiospermas marinas del saco interno de la bahía de Cádiz son capaces de producir anualmente como mínimo en torno a 41.000 toneladas de tejido seco, lo que se corresponde con una incorporación anual de unas 45.000 toneladas de CO_2 atmosférico. Esto está en consonancia con el importante papel que se ha descrito para las angiospermas marinas en el enterramiento de carbono a largo plazo (carbono azul *sensu* Nellemann *et al.*, 2009), y con el gran valor económico de las funciones y servicios que prestan al ser humano (Costanza *et al.*, 1997; Barbier *et al.*, 2011).

En conclusión, los especímenes de *Zostera marina* fueron ya descritos en el siglo XIX en la bahía de Cádiz, si bien en el siglo XX las descripciones realizadas fueron erróneas. Esto puede indicar que bien *Cymodocea nodosa* ha ido desplazando a *Z. marina* en estos años o que *Z. marina* ha ido desapareciendo paulatinamente de la bahía de Cádiz. A pesar de que la ausencia de registros o datos anteriores no permite aceptar ninguna de estas hipótesis, también es importante remarcar como el incremento en el número de estudios llevados a cabo sobre las angiospermas marinas en la bahía de Cádiz a partir del año 1999, y el nacimiento del programa de voluntariado y educación ambiental FAMAR en 2004, han propiciado un mayor conocimiento sobre estas especies en este entorno, y tener establecido un sistema de seguimiento ambiental sobre las mismas desde hace una década (año 2004), lo que permitirá tener referencias claras en un futuro.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido subvencionado por los proyectos de investigación del Plan Nacional del Ministerio de Ciencia e Innovación:. Sea-Live (CTM2011-24482) eImacHydro (CTM2008-00012/MAR). Los autores quieren agradecer al Prof. J.A. Seoane-Camba por proporcionarnos la información sobre la localización de los especímenes de los herbarios. También expresamos nuestra gratitud al Centre de Documentació de Biodiversitat Vegetal (CeDocBiv)y al Muséum National d'Histoire Naturelle de París por proporcionarnos acceso a los pliegos.

REFERENCIAS

– ALBERTO, F., GOUVEIA, L., ARNAUD-HAOND, S., PÉREZ-LLORÉNS, J.L., DUARTE, C.M., SERRAO E. 2005. Within-population spatial genetic structure, neighbourhood size and clonal subrange in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Mol. Ecol. 14*: 2669-2681.

– BARBIER, E.B., HACKER, S.D.,KOCH E.W., STIER, A.C., BRIAN S.R. 2011. Thevalue of estuarine and coastalecosystemservices. *Ecol. Monogr. 81*(2): 169-193.

– BARRAJÓN, A., MORENO, D., PÉREZ-LLORÉNS J.L. 2004. Las praderas marinas de *Zostera marina*: distribución en Andalucía. In: A.A. Luque and J. Templado (coords). *Praderas y bosques marinos en Andalucía*, pp. 157-158. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 334 pp.

– BRUN, F.G., PÉREZ-LLORÉNS, J.L, VERGARA, J.J., HERNÁNDEZ I. 2003. Patch distribution and within-patch dynamics of the seagrass *Zostera noltii Hornem* at Los Toruños salt-marsh (Cádiz Bay, Natural Park, Spain). *Bot. Mar* 46: 513-524.

– BRUN, F.G., VERGARA, J.J., PERALTA, G., GARCÍA-SÁNCHEZ, M.P., HERNÁNDEZ, I., PÉREZ-LLORÉNS, J.L. 2006. Clonal build¬ing, simple growth rules and phylloclimate as keysteps to develop functional-structural seagrass models. *Mar. Ecol. Prog.* Ser 323: 1-16.

– CEBRIAN, J., DUARTE, C.M., MARBÀ, N., ENRIQUEZ S. 1996. Magnitude and fate of the production of fourco-ocurring Western Mediterranean seagrass species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 155: 29-44.

– COSTANZA, R., D'ÀRGE, R., GROOT, RD., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DER BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

– DEN HARTOG, C., POLDERMAN, P.J.G. 1975. Changes in the seagrass populations of the Dutsch Wadenzee. *Aquat. Bot.* 1: 141-147.

– DEN HARTOG, C., KUO, J. 2006. Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. En: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM (eds). Seagrasses: Biology, ecology and conservation. Springer. Dordrecht. 691 pp.

– DRAKE, P., ARIAS A.M. 1991. Ichthyoplankton of a shallow coastal inlet in south-west Spain: Factors contributing to colonization and retention. *Est. Coast. ShelfSci*. 32: 347-364.

– DUARTE, C.M. 2000. Benthic esosystems: seagrasses. In Encyclopedia of Biodiversity ed. SL Levin. Academic Press.

– DUARTE, C.M., WILLIAM C.D., ORTH, R.J. W., CARRUTHERS, T.J.B. 2008. The Charisma of Coastal Ecosystems: Addressing the Imbalance. *Estuar. Coast.* 31:233–238.

– FREDERIKSEN, M., KRAUSE-JENSEN, D., HOLMER, M., LAURSEN, J.S. 2004. Long term changes in area distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Danish coastal waters. *Aquat. Bot.* 78: 167-181.

– FREITAS, R., RODRIGUES, A.M., MORRIS, E.P., PEREZ-LLORENS, J.L., QUINTINO, V. 2008 Single-beam acoustic ground discrimination of shallow water habitats: 50 kHz or 200 kHz frequency survey? *Estuar. Coast. Shelf. Sci 78*:613–622.

– GARCÍA-MARÍN, P. 2013. Desarrollo de herramientas basadas en angiospermas marinas para la evaluación del estado ecológico de masas de agua del sur de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz. 142 pp.

– GONZÁLEZ-ORTIZ, V., ALCAZAR, P., VERGARA, J.J., PÉREZ-LLORÉNS, J.L., BRUN, F.G. 2014. Effects of two antagonistic eco-system engineers on infaunal diversity. *Est. Coast. Shelf. Sci 139*: 20–26.

– GONZÁLEZ-ORTIZ, V. 2014. Angiospermas marinas y diversidad: importancia de la complejidad estructural de las praderas en la fauna bentónica. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz. 181 pp.

– HEMMINGA, M.A., DUARTE, C.M. 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 298 pp.

– JACOBS, R.P.W.M. 1979. Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass, *Zostera marina* L., at Roscoff, France. *Aquat. Bot.* 7: 151-172.

– MUEHLSTEIN, L.K., PORTER, D., SHORT, F.T. 1991. *Labyrinthula zosterae* sp. nov., the causative agent of wasting disease of eelgrass, *Zostera marina*. *Mycologia*. 83(2): 180-191.

– MARBÀ, N., CEBRIÁN, J., ENRÍQUEZ, S., DUARTE, C.M. 1996. Growth patterns of western Mediterranean seagrasses: species-specific responses to seasonal orcing. *Mar. Ecol Prog. Ser* 133: 203–215.

– MASERO, J.A., PÉREZ-GONZÁLEZ, M., BASADRE, M., OTERO-SAAVEDRA, M. 1999. Food supply forwaders (Aves: Charadrii) in an estuarine area in the Bay of Cádiz (SW Iberian Peninsula). *Acta Oecol.* 20: 429-434.

– MORRIS, E.P., PERALTA, G., BENAVENTE, J., FREITAS, R., RODRIGUES, A.M., QUINTINO, V., ÁLVAREZ, O., VALCÁRCEL-PÉREZ, V., VERGARA, J.J., HERNÁNDEZ, I., PÉREZ-LLORÉNS, J.L. 2009. *Caulerpa prolifera* stable isotope ratios reveal anthropogenic nutrients within a tidal lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser*. 390: 117-128.

– MUÑOZ J.L., Sánchez de LaMadrid, A. 1994. *El medio físico y biológico en la bahía de Cádiz: saco interior.* Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.

– NELLEMANN. C., CORCORAN, E., DUARTE, C.M., VALDES, L., DEYOUNG, C., FONSECA, L., GRIMSDITCH, G. (Eds) 2009. Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, www.g rida. no. 80 pp.

– PERALTA, G., VAN DUREN, L.A., MORRIS, E.P., BOUMA, T.J. 2008a. Consequences of shoot density and stiffness for ecosystem engineering by benthic macrophytes in flow dominated areas: a hydrodynamic flume study. *Mar. Ecol. Prog. Ser. 368*: 103-115.

– PERALTA, G., GARCÍA-SÁNCHEZ, M.P., DE LOS SANTOS, C.B., LARA, M., OLIVÉ, I., MORRIS, E.P., BRUN, F.G., VERGARA, J.J., HERNÁNDEZ, I., PÉREZ-LLORÉNS, J.L. 2008b. Four years of seasonal monitoring of *Cymodocea nodosa* in Cadiz Bay Natural Park. 8th International Seagrass BiologyWorkshop ISBW8. Vancouver, Canada. Book of abstract 55.

– PINILLA, R. 2006. (Coord.). PORN/PRUG del Parque Natural Bahía de Cádiz. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

– RENN, C.E. 1936. The Wasting Disease of *Zostera marina*. I. A Phytological Investigation of the Diseased Plant. *Biol. Bull. 70*(1): 148-158.

– RUEDA, J.L., FERNÁNDEZ-CASADO, M., SALAS, C., GOFAS, S. 2001. Seasonality in a taxocoenosis of mollusks from soft bottoms in the Bay of Cádiz (southernSpain). J. *Mar. Biol. Ass. U.K. 81*: 903-912.

– SEOANE-CAMBA, J. 1965. Estudios sobre las algas bentónicas en la costa sur de la Península Ibérica (litoral de Cádiz). *Inv. Pesq. 29*: 3-216.

– SHORT, F.T., MATHIESON, A.C., NELSON, J.I. 1986. Recurrence of the eelgrass wasting disease at the border of New Hampshire and Maine, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser. 29*: 89-92.

– SHORT, F.T., POLIDORO, B., LIVINGSTONE, S.R., CARPENTER, K.E., BANDEIRA, S., BUJANG, J.S., CALUPONG, H.P., CARRUTHERS, T.J.B., COLES, R.G., DENNISON, W.C., ERFTEMEIJER, P.L.A., FORTES, M.D., FREEMAN, A.S., JAGTAP, T.G., KAMAL, A.H.M., KENDRICK, G.A., KENWORTHY, W.J., LA NAFIE, Y.A., NASUTION, I.M., ORTH, R.J., PRATHEP, A., SANCIANGCO, J.C., VAN TUSSENBROEK, B., VERGARA, S.G., WAYCOTT, M., ZIEMAN, J.C. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biol. Conserv. 144*: 1961-1971.

– WAYCOTT, M., DUARTE, C.M., CARRUTHERS, T.J.B., ORTH, R.J., DENNISON, W.C., OLYARNIK, A.C., FOURQUREAN, J.W., HECK JR., K.L., HUGHES, A.R., KENDRICK, G.A., KENWORTHY, W.J., SHORT, F.T., WILLIAMS, S.L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci 106*: 12377-12381.

Artículos

Las balsas agrícolas en Andalucía: una oportunidad para enlazar desarrollo y conservación en climas mediterráneos.

Peñalver, P.[*,1], León, D.[1], Casas, J.[2], Fuentes-Rodríguez, F.[2], Gallego, I.[2], Juan, M.[2], Pérez, C.[3], Sánchez, P.[3] y Toja, J.[1].

[1] Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla.

[2] Departamento de Biología y Geología. Facultad de Biología. Universidad de Almería.

[3] Departamento de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

***patriciopd@us.es**

RESUMEN

Se presenta el resumen de un extenso y fructífero trabajo de levantamiento de información, investigación y gestión llevado a cabo durante los años 2003-2011 entre la Administración de medio ambiente andaluza, Universidades Públicas de Sevilla, Almería y Granada y propietarios de fincas privadas en Andalucía, para estudiar la importancia, el reservorio, la localización y potencial uso de las balsas agrícolas en esta Comunidad Autónoma. Los resultados del trabajo de campo asociado continúan ofreciendo resultados muy llamativos acerca de su biodiversidad asociada así como del extraordinario poder como canalizadores y reservorios para muchas especies asociadas a los humedales naturales que, en muchos casos, han visto disminuida su distribución y posibles zonas de asentamiento, cría, refugio, debido en parte a la actividad humana.

Palabras clave: Balsas agrícolas, Andalucía, biodiversidad, paisaje, conservación.

INTRODUCCIÓN

Los cambios históricos en las técnicas de cultivo que se han instaurado en pro del funcionamiento de los modelos de desarrollo económico en los países occidentales han traído consigo procesos de desnaturalización del paisaje, que demanda nuevas políticas de gestión que incluyan todos y cada uno de los elementos implicados. Los procesos de modernización agrícola han tenido como principal motor el uso intensivo de los recursos disponibles, principalmente el agua, estableciéndose cambios drásticos y en muchos casos irreversibles, en los usos del suelo y los sistemas acuáticos continentales, tanto superficiales como subterráneos. En regiones de clima mediterráneo, caracterizados por periodos de sequía de distinta frecuencia e intensidad, el incremento de la producción agrícola ha conducido a los agricultores a sobrepasar los límites naturales establecidos por la litología, orografía y climatología de su región. Para ello, se han establecido planes de gestión cuyo resultado más llamativo (desde el punto de vista de la conservación de los ecosistemas), ha sido la construcción de numerosas infraestructuras hidráulicas. Las más clásicas son los embalses, además de sus correspondientes canales de distribución. Pero, en zonas de agricultura y/o ganadería intensivas (como ocurre en buena parte de Andalucía), este tipo de infraestructuras no es suficiente, por lo que en las últimas décadas ha proliferado la construcción de pequeños reservorios en fincas privadas, que reciben el nombre de balsas

agrícolas o agropecuarias, para optimizar el aprovechamiento del agua tanto para riego como para abrevadero (o ambas actividades a la vez). El papel en el paisaje y las repercusiones en la diversidad biológica de estos sistemas es el tema central de la presente comunicación.

Una de las principales consecuencias negativas en el paisaje del agua generado por las nuevas técnicas de cultivo es la degradación de las zonas de drenaje inundables, como son los humedales naturales, por sobreexplotación de acuíferos e invasión de zonas húmedas (Barbier et al, 1997, Beja et al, 2003). Esta situación, que se viene constatando desde hace tiempo en Europa, está llevando a las Administraciones y entidades competentes a elaborar políticas y normativas específicas que establezcan las pautas para mejorar el estado de estos hábitats naturales y su influencia en la diversidad natural y paisajística. En Andalucía, esta situación es particularmente preocupante. Los datos obtenidos de la Red de Seguimiento de Humedales y de los inventarios de usos de suelo de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (CMA), indican que en los últimos cincuenta años, ha desaparecido el 46 % de los humedales de gran tamaño, superando ese porcentaje el 65 % si se incluye también a pequeños humedales. En España, se estima que en un periodo comprendido entre los años 1948-90 se destruyó el 60 % de los humedales del país. (CMA, 2002, CMA, 2007, CMA, 2009, Reques *et al.*, 2006).

Sin embargo, lejos de toda política de protección ambiental y creada con un objetivo eminentemente productivo, se han ido construyendo las mencionadas balsas agrícolas que, aunque en muchos casos puedan constituir un impacto negativo, en otros pueden ser positivas para la conservación de la biodiversidad. En muchas ocasiones, éstas pueden haberse convertido en un complemento de los humedades que ya parece imprescindible para la conservación de muchas especies, tanto vegetales como animales (Davies *et al.*, 2008, Echegaray *et al.*, 2006, Hazell *et al.*, 2004, León *et al.*, 2010, Reques y Tejedo, 2008). Por lo tanto es preciso incorporar, de algún u otro modo, y así tenerlos en cuenta, a estos sistemas en los planes de gestión, intentando compaginar el uso para el que fueron construidos con su papel en la conservación.

Los procesos de fragmentación del hábitat son una de las principales causas de pérdida global de biodiversidad. En regiones donde predominan terrenos cultivados y urbanizados, la permeabilidad del terreno para permitir el desplazamiento de organismos y la conectividad paisajística disminuye y la capacidad para establecer metapoblaciones bien estructuradas desaparece (Gurrutxaga *et al.*, 2007). Como se comentaba previamente, uno de los elementos que está sufriendo más el crecimiento en la producción agrícola y el desarrollo urbano es la red de humedales naturales, en claro proceso de degradación (desecación, salinización, etc.). Es en este caso donde, en ciertas regiones, estos nuevos sistemas podrían entrar a formar parte de una teórica red ecológica.

La cantidad de balsas agrícolas que se han construido en las últimas décadas en Andalucía sobrepasa en número y densidad a la de cualquier otra región Mediterránea. Por esto, en 2007, la CMA, puso en marcha un estudio a través de las Universidades de Sevilla, Almería y Granada: "Plan de potenciación ambiental de pequeñas masas de agua artificiales de Andalucía". El proyecto se inició tras hacer un inventario mediante fotointerpretación de casi 17.000 balsas agropecuarias, llegando en algunos casos a densidades extremas como en el caso de zonas áridas con cultivos intensivos bajo plástico al este de la región (figura 2) (Casas *et al.*, 2003).

Los objetivos principales del proyecto fueron: conocer el potencial ambiental de las balsas agrícolas; conocer la diversidad biológica y el funcionamiento limnológico de las balsas; -estudiar la relación de estos cuerpos de agua artificiales con los humedales naturales; -crear un manual de buenas prácticas para instar a los propietarios de estas balsas a conseguir la mejor calidad ambiental posible de éstas, respetando siempre el uso para el que fueron construidas.

Artículos

METODOLOGÍA.

ÁREA DE ESTUDIO

Andalucía (Sur de España) es una región con una extensión de 8.759.000 Ha, localizada en el extremo más meridional de Europa (Figura 1). La composición litológica de esta región es diversa y puede ser dividida, *groso modo*, en dos dominios principales, separados por el eje del río Guadalquivir. El clima general es de tipo mediterráneo, con inviernos suaves y veranos calurosos, con relativamente poca lluvia (mayormente entre 300 y 500 mm anuales) distribuidas principalmente en primavera y otoño. Las particularidades de la localización geográfica, la transición entre climas templados y tropicales y entre el océano Atlántico y el mar Mediterráneo, unido a la alta heterogeneidad del relieve, determinan una cierta diversidad climática. (Figura 1)

METODOLOGÍA DE ESTUDIO

La primera aproximación consistió en localizar y describir las balsas, usando fotointerpretación. Primero se estudiaron imágenes multiespectrales de baja resolución (30 m); Landsat TM: 2003) para detectar cuerpos de agua de origen artificial. Después de este barrido inicial, se estudiaron varias características de las balsas usando interpretación de orto-imágenes (B/W 1:20.000; años 2001-2002). Debido al gran número de balsas, en principio el estudio se centró en aquellas con más de 700 m^2 de superficie, con la excepción de las zonas de invernaderos de Almería, donde se tuvieron también en cuenta las balsas con superficie superior a 150 m^2, dada la extraordinaria concentración de pequeñas balsas en esta área (Figura 2).

Las características estudiadas usando orto-imágenes fueron: área superficial y tipo de vaso: 1) Artificial si la balsa presenta un contorno regular (rectangular o redondeado) con impermeabilización bien con polietileno (balsas PET), bien con cemento (balsas CON); 2) Natural, si presenta un contorno irregular y sustrato natural, represando escorrentías (balsas EMB) o excavando depresiones naturales (balsas EXC) y con una evidente conexión con la red natural de drenaje de los sistemas terrestres que las rodean (Figura 3).

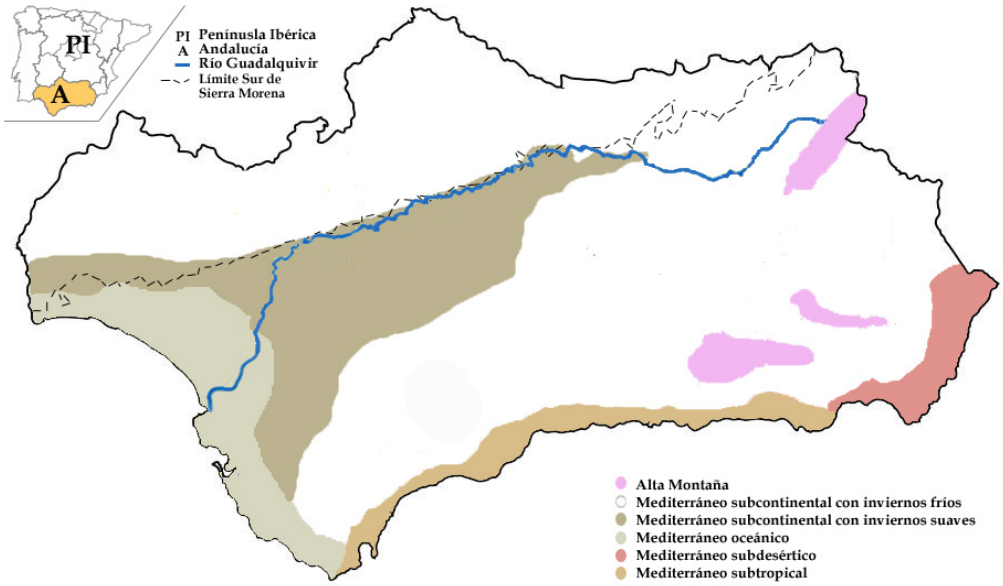


Figura 1. Situación de Andalucía y división de la misma en regiones climatológicas.

En base a los datos obtenidos se programó la segunda fase de recogida de datos de campo. En primer lugar se organizaron visitas para inspeccionar *in situ l*a apariencia y la accesibilidad de las balsas (la mayoría de ellas en fincas privadas), para seleccionar al final una muestra representativa de ellas y monitorizar sus características físicas, químicas y biológicas. Se procuró la representación de un amplio rango de características, utilizando los siguientes criterios básicos para esta prospección: 1) localización geográfica; 2) condiciones litológicas y climáticas; 3) área superficial; 4) tipo de construcción; 5) origen del agua; 6) grado de naturalización y 7) manejo de la balsa. Se inspeccionaron en el campo alrededor de 250 balsas y, finalmente, se seleccionaron 139 para su caracterización morfométrica y estructural. 90 de ellas se muestrearon para una caracterización limnológica completa durante mayo y junio de 2007.

Posteriormente se seleccionaron 30 de estas balsas para realizar un estudio que informara de los cambios en el tiempo, realizando 4 muestreos más en invierno, primavera, verano y otoño de 2008. Para hacer esta selección se utilizaron diversos criterios semicuantitativos sobre la estructura de las balsas, procurando recoger toda la casuística.

Además, en primavera de 2009, se realizó un muestreo especialmente dirigido al estudio de los vertebrados acuáticos (peces, anfibios y reptiles). Para este estudio se muestrearon 45 balsas, que incluían las 30 seleccionadas para el estudio intensivo, añadiendo 15 más de las del estudio extensivo, que parecían interesantes para este grupo de organismos.

Los datos fisicoquímicos y biológicos obtenidos han sido objeto de múltiples análisis estadísticos con el fin de llegar a conclusiones válidas que refrenden nuestras hipótesis y objetivos (Gallego *et al.*, 2014, 2012, Fuentes-Rodríguez *et al.*, 2012, Casas, *et al.*, 2012, 2010, León *et al.*, 2011, 2010, Peñalver *et al.*, 2010). Se realizó un estudio paisajístico preliminar mediante herramientas SIG, cuyos resultados se presentan en este artículo.

Paralelamente a las campañas de prospección, se realizaron encuestas a los encargados de las fincas con el fin de cotejar nuestros datos y de obtener información relativa al manejo de las balsas (Juan *et al.*, 2012.).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

INVENTARIO DE BALSAS

Utilizando la metodología explicada en el apartado anterior, se inventarió en Andalucía un total de 16.543 balsas, incluyendo aquéllas que tenían un área superior a 150 m^2 (Figura 2; Tabla 1).

Aparecieron 4 áreas con especial acumulación de balsas (Figura 2):

» El área litoral semiárida de Almería, dedicada a cultivos en invernadero (alrededor de 20.000 Ha, donde apareció casi la mitad de las balsas inventariadas, la mayoría de ellas con tamaño muy pequeño (Tabla 1). En este sistema agrícola, cada agricultor tiene una balsa privada y es propietario de una parcela pequeña (área media por propiedad de 1,5 Ha) dedicada a cultivos tempranos. Como era de esperar, el riego es el uso dominante de estas balsas que estaban y están escasamente naturalizadas (Tabla 2).

» Las zonas del oeste y sur de Huelva, donde predominan los cultivos de fresas y de cítricos. Es una zona de crecimiento de áreas irrigadas (se espera llegar a 70.000 Ha en el futuro). También hay muchas balsas en el norte de la provincia, básicamente dedicadas a abrevadero, la mayoría son balsas de represa de escorrentía superficial relativamente naturalizadas (Tabla 2).

Artículos

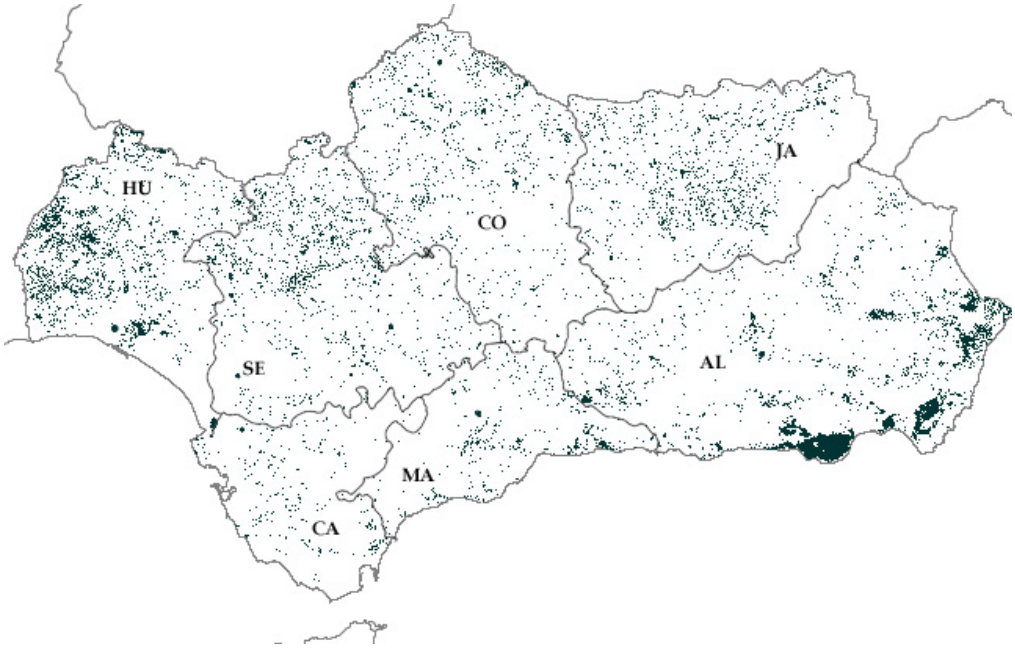


Figura 2. Distribución geográfica de las 16.543 balsas inventariadas por imagen satelitaria en Andalucía y límites provinciales: AL: Almería; CA: Cádiz; CO: Córdoba; HU: Huelva; JA: Jaén; MA: Málaga; SE: Sevilla.

Tabla 2. Distribución geográfica, por provincias y tamaño de las balsas inventariadas dentro de Andalucía, usando imágenes Landsat y fotointerpretación de ortoimágenes.

PROVINCIA	Nº DE BALSAS >150 M²	Nº DE BALSAS >700 M²	ÁREA TOTAL OCUPADA POR BALSAS (HA)	ÁREA MEDIA POR BALSA (HA)
Almería (AL)	8.730	1.714	617	0,071
Cádiz (CA)	587	325	398	0,678
Córdoba (CO)	1.057	1.057	805	0,761
Granada (GR)	930	930	254	0,273
Huelva (HU)	1.952	1.952	1.054	0,540
Jaén (JA)	1.256	1.256	783	0,623
Málaga (MA)	640	413	201	0,314
Sevilla (SE)	1.391	1.391	1.632	1,173
Total	16.543	9.038	5.744	0,347

Tabla 1. Porcentajes, por provincia, de los diferentes tipos de balsas, deducidos a partir de la interpretación de las ortoimágenes Tipo de uso: IR riego; IR+LS riego y abrevadero; LS abrevadero; IN industria, MI minas; OT otros usos o usos desconocido. Tupo de vaso: ART artificial; NAT natural, tanto represa en escorrentía como excavación de depresiones naturales. Vegetación marginal: ABS Ausente; PRE presente.

PROVINCIA	TIPO DE USO						TIPO DE VASO		VEGETACIÓN MARGINAL	
	IR	IR + LS	LS	IN	MI	OT	ART	NAT	ABS	PRE
Almería (AL)	100	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	100	< 1	100	< 1
Cádiz (CA)	68	9	9	3	3	8	69	31	84	16
Córdoba (CO)	22	11	51	13	3	< 1	29	71	87	13
Granada (GR)	90	2	2	5	1	< 1	97	3	95	5
Huelva (HU)	25	9	64	< 1	2	< 1	21	79	91	9
Jaén (JA)	57	4	19	18	2	< 1	74	26	96	4
Málaga (MA)	76	2	1	11	1	9	91	9	94	6
Sevilla (SE)	61	12	20	3	4	< 1	46	54	92	8
Total	60	6	25	6	3	< 1	62	38	82	8

» Igualmente, la zona norte de Sevilla y Córdoba, en la Sierra Morena está caracterizada por las dehesas, y las más abundantes son las balsas de represa de escorrentía superficial. La parte central de estas dos provincias, en el centro del Valle del Guadalquivir, está dominada por cítricos y olivares de regadío. En esta última zona, la mayoría de las balsas son más artificiales que las de la Sierra (Tabla 2).

» En la provincia de Jaén (lo mismo que en parte de Córdoba) es notable el número de balsas con uso industrial, la mayoría de ellas son balsas de tratamiento de alpechines.

Por término medio, las balsas más grandes se encontraron en las zonas agrarias del valle del Guadalquivir (Sevilla, Córdoba y Jaén; Tabla 1), posiblemente debido a la mayor extensión de las propiedades junto con el uso de algunas balsas por varios propietarios.

TIPOS DE CONSTRUCCIÓN Y GRADO DE NATURALIZACIÓN.

Se prospectaron directamente 139 balsas que, según el tipo de construcción, podían clasificarse en 4 tipologías básicas (figura 3, tabla 3). 1) dique en escorrentía natural (EMB); 2) excavación con sustrato natural (EXC); 3) Balsa artificial con impermeabilización con polietileno (PET) y 4) Balsa artificial con impermeabilización con cemento (CON). Otras características consideradas, para estimar la mayor o menor naturalización, fueron la presencia/ausencia de vegetación marginal y el uso de la balsa por deducción a partir de los principales usos del territorio que las rodeaba (Tabla 2).

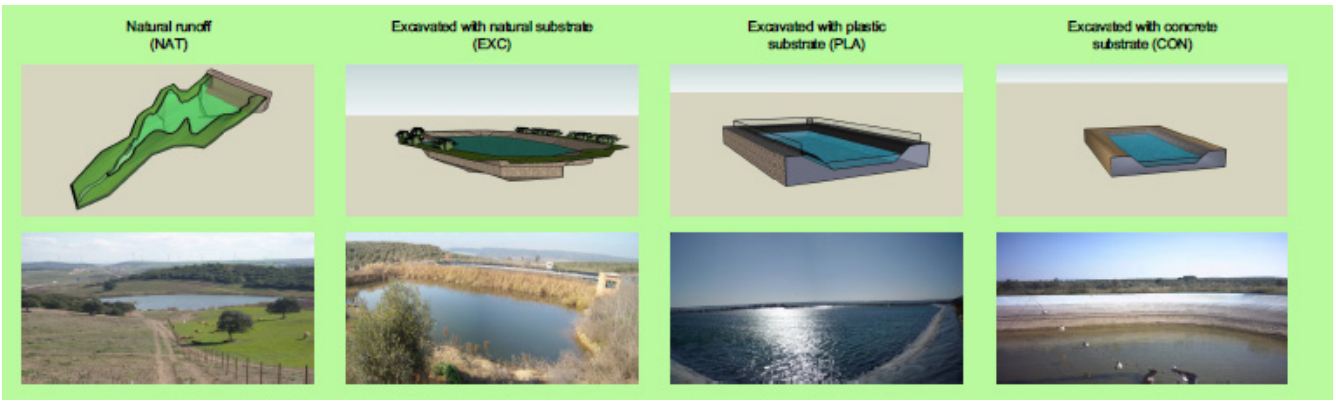


Figura 3. Tipologías principales de balsas. Esquema general (figuras de arriba) y fotos de algunos ejemplos (figuras de abajo). NAT: dique en escorrentía natural; EXC: excavación con sustrato natural; PET impermeabilización con polietileno y CON: impermeabilización con cemento.

Tabla 3. Distribución por provincias de 139 balsas estudiadas en campo, agrupadas por el tipo de construcción: EMB embalse en escorrentía natural; EXC excavación en depresiones naturales; PET balsa artificial impermeabilizada con polietileno y CON balsa artificial impermeabilizada con cemento.

PROVINCIA	Nº DE BALSAS ESTUDIADAS	TIPO DE CONSTRUCCIÓN			
		EMB	EXC	PET	CON
Almería	59	0	0	23	36
Cádiz	10	7	3	0	0
Córdoba	14	11	3	0	0
Granada	8	3	1	2	2
Huelva	11	7	1	3	0
Jaén	10	3	0	7	0
Málaga	9	2	2	4	1
Sevilla	18	15	3	0	0

Los dos tipos de balsas muy artificiales (PET y CON), generalmente, tienen una pobre naturalización, sólo hay una cierta acumulación de sedimentos finos en las zonas deposicionales. Sin embargo, el 33% de las balsas PET estudiadas tienen un sustrato de gravas sobre el plástico. Estas gravas se usan para proteger la impermeabilización cuando el polietileno utilizado es de baja densidad. Recientemente este material está siendo sustituido por el más resistente polietileno de alta densidad, por lo que no se añade grava para proteger la superficie del plástico. Esto redunda en una menor potencialidad para la implantación de vegetación tanto litoral como sumergida (VAS) lo que, a la larga, determina una menor capacidad para acoger una alta biodiversidad.

La pendiente de las orillas de los 4 tipos de construcción es significativamente diferente, siendo la menor en las balsas EMB y la mayor en las CON (llegándose en algunas de ellas a 90°). Tanto el sustrato natural como la escasa pendiente de la orilla en EMB y EXC, se opone a las balsas PET y CON, lo que determina mayor desarrollo de la vegetación litoral en los 2 primeros tipos.

Estos resultados tienen una gran importancia en el diseño de las balsas encaminado a promover una heterogeneidad de hábitat y una integridad del ecosistema, especialmente en relación con la naturalidad del sustrato. De hecho, todas las PET cubiertas de grava presentan vegetación litoral. Incluso, aunque estas balsas sufren fuertes fluctuaciones de nivel, puede presentar vegetación litoral, a pesar de la simplicidad de este sustrato.. Esta permanencia de la vegetación puede deberse a que las fluctuaciones, sobre todo en las balsas de pequeño tamaño, son de corta duración, por lo que algunas especies las pueden soportar. Una de ellas es el carrizo (*Phragmites australis*). De hecho, el carrizo es la única especie que coloniza las márgenes de las balsas PET con grava, con un notable perímetro cubierto que oscila entre el 10 y el 45% del perímetro. En EMB y EXC la vegetación marginal puede ser más rica siendo frecuentes otras especies: anea (*Typha spp.*), juncos (*Juncus spp., Scirpus holoschoenus*), caña (*Arundo donax*), zarzas (*Rubus spp.*), adelfa (*Nerium oleander*), taraje (*Tamarix spp.*) y álamo (*Populus alba*)

BIODIVERSIDAD ASOCIADA

La vegetación, tanto litoral como sumergida es de gran importancia para el asentamiento de una alta diversidad de la mayoría de los grupos de organismos acuáticos, ya que actúan como refugio y hábitat para ellos. Así, se han encontrado un alto número de especies en todos los grupos estudiados (algas, micro y macroinvertebrados, anfibios…). Riqueza que, en muchos casos (en las balsas más naturalizadas), es comparable a la que se encuentra en los humedales naturales. (Gallego *et al.*, 2014, 2012, Fuentes-Rodríguez *et al.*, 2012, Casas, *et al.*, 2012, 2010, León *et al.*, 2011, 2010, Peñalver *et al.*, 2010)

Hyla meridionalis. Una de las especies de anfibio inventariadas en las balsas de riego en Andalucía.

Por ejemplo, en el caso de los anfibios se ha detectado la presencia de 12 de las 17 especies presentes en Andalucía y, teniendo en cuenta este grupo sólo se ha estudiado en 46 de las 16.547 balsas inventariadas, no es aventurado pensar que alberguen la totalidad de las especies que existen en Andalucía (Peñalver *et al.*, 2010).

Esta riqueza asociada a estos cuerpos de agua hace necesario dar a conocer a la sociedad y las entidades competentes la importancia que pueden tener en el futuro de la conservación del patrimonio natural de las regiones agropecuarias.

EL PAPEL DEL AGRICULTOR

Los datos de campo y las encuestas realizadas a los propietarios para conocer su postura ante los distintos aspectos de la gestión de sus balsas arrojaron datos interesantes (Juan *et al.* 2012):

La diferencia en cuanto a la tipología de la balsa y uso marca, lógicamente, una diferencia importante en cuanto a los protocolos de gestión. Aquellas balsas que presentan un mayor grado de naturalización tienen un mayor potencial para albergar diversidad (NAT y EXC).

Las balsas de sustrato natural presentan vegetación acuática sumergida (VAS) en muchos casos y los propietarios no suelen ejecutar ninguna acción de limpieza ni mecánica ni química, pues no asocian la presencia de VAS a problemas en los sistemas de riego, ect. Incluso les parece en ocasiones que la acción de la VAS es positiva en la calidad del agua.

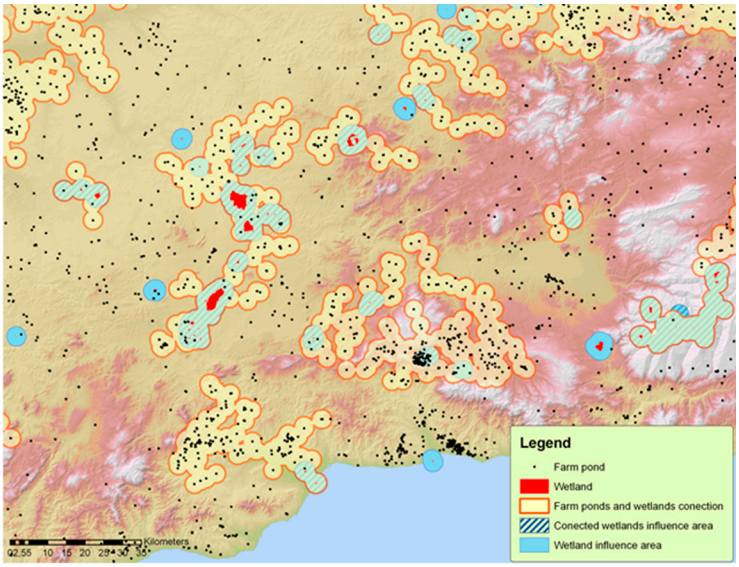
Sin embargo, en áreas de cultivo intensivo (invernadero) en los que predominan balsas de sustrato artificial y de menor tamaño, los propietarios utilizan en muchos casos sustancias químicas como el sulfato de cobre, sin conocer el resultado negativo que esto pueda tener sobre la futura eutrofización y episodios de desarrollo de fitoplancton al acumularse restos de materia orgánica (VAS muerta) en el fondo de la balsa.

En todo caso se hace necesaria la cooperación con los colectivos de agricultores para hacerles saber las mejores líneas de actuación a seguir para mantener la mejor calidad posible de agua en sus balsas, tanto para su mejor gestión económica, como para conseguir un mejor estado ecológico que haga de estos cuerpos artificiales unos elementos importantes para albergar biodiversidad.

LAS BALSAS AGRÍCOLAS Y SU PAPEL COMO ELEMENTOS CONECTORES DEL PAISAJE

Haciendo análisis de conectividad paisajística mediante herramientas de SIG, se muestran dos casos en los que las balsas agrícolas podrían tener un papel importante. Tomando como referencia a los humedales naturales y estableciendo áreas de influencia de 5 km se obtiene una serie de polígonos que contienen más de un humedal pero que presentan escasa conexión entre sí (áreas azules rayadas en figura 4, arriba). Si se incluye a las balsas agrícolas y su teórica zona de influencia (polígonos en amarillo), la conectividad aumenta considerablemente (León *et al.*, 2011).

Como se comentaba, existen diferencias en los tipos de construcción y el consecuente grado de naturalización que puedan tener las balsas agrícolas y este es un elemento a tener en cuenta, ya que la importancia del papel como elementos interconectores entre nodos (humedales) no será el mismo en el caso de las balsas con sustrato artificial y gestión más intensiva, que en aquellas que tengan unas características más similares a un cuerpo de agua natural.



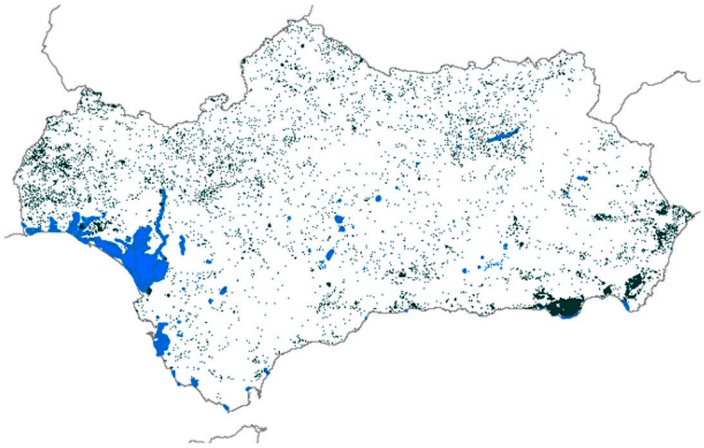


Figura 4. Representación del cálculo realizado para los casos A y B, en los que una teórica red de balsas agrícolas podría posibilitar la generación de metapoblaciones cercanas a los humedales naturales (arriba). Representación de las capas de los humedales inventariados en la Red de Control de Humedales de la CMA (azul) y balsas agrícolas en Andalucía (verde). (abajo). Caso A: Polígonos de humedales conectados mediante balsas: 6; Área conectada: 114.553 ha; Perímetro: 442 km; Nº de balsas agrícolas en el área: 133. Caso B: Polígonos de humedales conectados mediante balsas: 4; Área conectada: 123.412 ha; Perímetro: 487 km; Nº de balsas agrícolas en el área: 297.

Por ello, parece interesante considerar estos sistemas agrícolas en políticas de conservación, ya que cobran un papel muy importante en el paisaje por su densidad, estableciendo líneas de actuación similares a las recogidas en los objetivos de la Política Agraria Común (PAC) entre los que está la protección del medio ambiente y la generación de zonas agrícolas que puedan servir como nexos en la Red Natura 2000, incentivándose económicamente la Producción Integrada, generando con estos métodos de cultivo menos impacto en los suelos y en la fragmentación del paisaje. Una línea interesante sería el incentivar de alguna forma la naturalización de las balsas agrícolas como elementos clave en la conectividad entre humedales y la permeabilidad del paisaje.

AGRADECIMIENTOS

A todo el personal becario y estudiante de la Universidad de Almería, Granada y Sevilla que colaboró en este amplio estudio. A todos los guardas y propietarios de las fincas por su buena disposición. A la Agencia de Medio Ambiente y Agua y a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía por financiar este proyecto.

BIBLIOGRAFÍA

– BARBIER, E., ACREMAN, M., KNOWLER, D. (1997). *Valoración económica de los humedales. Guía para decisores y planificadores*: Oficina de la Convención RAMSAR.

– BEJA, P., R. Alcazar. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114: 317-326.

– CASAS, J., CALVACHE, F., DELGADO, S., GARCÍA-MAYORAL, J., VIVAS, S., BAYO, M.M., LÓPEZ, D., ORTEGA, M., (2003). Inventario abierto de los humedales de la región semiárida almeriense: consideraciones sobre su tipificación. In: Paracuellos, M. (Ed.), *Ecología, Manejo y Conservación de Humedales*. Instituto de Estudios Almerienses, Diputación de Almería, Almería, Spain, pp. 171–186.

– CASAS, J., TOJA, J., BONACHELA, S., FUENTES, F., GALLEGO, I., JUAN, M., LEÓN, D., PEÑALVER, P., PÉREZ, C. AND SÁNCHEZ, P. (2010). Artificial ponds in a Mediterranean region (Andalusia, southern Spain): agricultural and environmental issues. *Water and Environment Journal. 25* (3): 308-317.

– CASAS, J., TOJA, J. PEÑALVER, P., JUAN, M., LEÓN, D. FUENTES-RODRÍGUEZ, F., GALLEGO, I. FENOY, E., PÉREZ-MERTÍNEZ, C. SÁNCHEZ, P., BONACHELA, S., ELORRIETA, M.A. (2012). Farm ponds as potential complementary habitats to natural wetlands in a Mediterranean region. *Wetlands*, 32 (1): 161-174.

– Consejería de Medio Ambiente. (2002). *Plan Andaluz de Humedales*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

– Consejería de Medio Ambiente. (2007) *Memoria de actuaciones en materia de Humedales. Año 2007*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

– Consejería de Medio Ambiente (2009). *Memoria de actuaciones en materia de humedales 2008*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

– Consejería de Medio Ambiente (2011). *Manual práctico de balsas agrícolas*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

– DAVIES, B. R., BIGGS, J., WILLIAMS, P., WHITFIELD, M., NICOLET, P., SEAR, D, BRAY, S., S. Maund. (2008). Comparative biodiversity of aquatic habitats in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125: 1-8.

– ECHEGARAY, J, PANIAGUA, D., ILLANA, A. (2006). Balsas de riego en Álava y fauna silvestre en Álava. *Quercus*. 246: 34-41.

– FUENTES-RODRIGUEZ, F., M. JUAN, I. GALLEGO, M. LUSI, E. FENOY, D. LEÓN, P. PEÑALVER, J. TOJA AND J. J. CASAS, (2012). Diversity in Mediterranean farm ponds: trade-offs and synergies between irrigation modernisation and biodiversity conservation. *Freshwater Biology*. 58 (1): 63-78.

– GALLEGO, I., T.A. DAVIDSON, E. JEPPESEN, C. PÉREZ-MARTÍNEZ, P. SÁNCHEZ-CASTILLO, M. JUAN, F. FUENTES-RODRÍGUEZ, D. LEÓN, P. PEÑALVER, J. TOJA, J.J. CASAS, (2012). Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators* 18: 575–585.

Artículos

– GALLEGO, I., DAVIDSON, T.A., JEPPESEN, E. , PÉREZ-MARTÍNEZ, C., FUENTES-RODRÍGUEZ, F., JUAN, M, CASAS, J. (2014). Disturbance from pond management obscures local and regional drivers of assemblages of primary producers. *Freshwater Biology. 59* (7): 1406–1422.

– GURRUTXAGA M., LOZANO P. (2007). Criterios para contemplar la conectividad del paisaje en la planificación territorial y sectorial. *Investigaciones geográficas.* 44: 75-88.

– HAZELL, D., J. M. HERO, D. LINDENMAYER, R. CUNNINGHAM. (2004). A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. *Biological Conservation*, 119: 61-71.

– JUAN, M., CASAS, J., BONACHELA, S., FUENTES-RODRÍGUEZ, F., GALLEGO, I., ELORRIETA, M. A. (2012). Construction characteristics and management practices of in-farm irrigation ponds in intensive agricultural systems — agronomic and environmental implications. *Irrigation and Drainage,* 61: 657–665.

– LEÓN, D., PEÑALVER, P., CASAS, J., JUAN, M., FUENTES,F., GALLEGO, I., AND TOJA, J. (2010). Zooplankton richness in farm ponds of andalusia (south of spain). *A comparison with natural wetlands. Limnetica* 29 (1): 153-162.

– LEÓN, D., PEÑALVER, P., CASAS, J., JUAN, M., FUENTES,F., GALLEGO, I., AND TOJA, J. (2010)..Zooplankton list from farm ponds of Andalusia (South of Spain) during 2007-2009. *Limnetica Internet* 2:1-6. www.limnetica.org

– LEÓN, D. (2011). Las balsas agrícolas en Andalucía como nuevos hábitats complementarios de los humedales naturales el caso de los rotíferos y microcrustáceos. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

– PEÑALVER, P., LEÓN, D., CASAS, J., JUAN, M., FUENTES,F., GALLEGO, I., PRIETO, E., TOJA, J. (2010). Anfibios en balsas de Riego. *Quercus* 291:32-39.

– REQUES, R. (2005). *Conservación de la biodiversidad en los humedales de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.

– REQUES, R., TEJEDO, M. (2008). Crear charcas para anfibios: una herramienta eficaz de conservación. *Quercus.* 273: 14-20.

Proyectos de investigación-conservación

La población de meros *Epinephelus marginatus* en el litoral andaluz (España).

María Angeles Bruzón Gallego, Oscar Mansilla Reyes.

IFAPA Centro El Toruño C/Tiro Pichón s/n Pto Sta María. Cádiz

mariaa.bruzon@juntadeandalucia.es

osecar@hotmail.com

RESUMEN

*El mero (*Epinephelus marginatus*) está en la lista Roja de la UICN como "especie amenazada de extinción a nivel regional debido, principalmente, a la pesca excesiva". En el informe de UICN también se incluye que "se debe garantizar esta fuente de alimento en el futuro a la vez que se protege y valora la diversidad biológica". En 2012, y financiado por Fundación Biodiversidad, el IFAPA participó en un proyecto en el que, por primera vez en España, se evaluó la situación del mero en el litoral español, siendo en Andalucía, con 1.101 km de costa y tres zonas claramente diferenciadas, atlántica, estrecho de Gibraltar y mediterránea, donde este estudio tuvo mayor relevancia. La evaluación de la situación del mero, en el litoral andaluz, se ha realizado mediante estudios en Lonjas, encuestas a pescadores profesionales, deportivos y buceadores y se ha realizado un censo de las poblaciones de meros mediante inmersiones. Los resultados reflejan mayor presencia de meros en las zonas protegidas que en las zonas no protegidas y el descenso de las capturas a lo largo de los años, en las lonjas andaluzas. En el estudio se han encontrado tres poblaciones diferenciadas que pudieran estar interconectadas entre sí.*

Palabras clave: *Epinephelus*, mero, evaluación, zonas protegidas, censo, Andalucía.

INTRODUCCIÓN

El mero (*Epinephelus marginatus*) es una especie perteneciente a la familia de los serránidos, grupo de peces habitantes de aguas costeras tropicales y subtropicales asociados a fondos rocosos (Fotografía 1). Se caracterizan por poseer una única aleta dorsal, compuesta por una parte espinosa y otra blanda, tres espinas distintivas en el preopérculo posterior, y una línea lateral que termina en la base de la aleta caudal. Esta familia cuenta con 450 especies, muchas de ellas de gran importancia económica. La UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) ha estudiado un total de 193 especies de serránidos durante los últimos diez años, situando a 20 especies en peligro de extinción si la sobrepesca de estas continúa y 22 especies presentan su población dañada. Lamentablemente el mero del Mediterráneo (*Epinephelus marginatus*) es una de las especies incluida en la lista roja de la UICN, estimándose una disminución de su pesca desde 1990 hasta el año 2000 en un 80% en al menos siete países.

Proyectos de investigación-conservación

Existen otros documentos como el anexo 3 del protocolo para la biodiversidad del Mediterráneo, o el anexo 3 de la convención de Berna que respaldan esta amenaza. Una excesiva sobrepesca por la exquisitez de su carne, una técnica reproductiva hermafrodita basada en cambios de género tardíos y el aprovechamiento por parte de los pescadores de la concentración de ejemplares cuando llega el momento de su reproducción ha llevado a esta especie a un estado preocupante, llegando casi a desaparecer de muchos puntos de nuestras costas. Afortunadamente, en otros puntos del litoral mediterráneo, la creación de reservas ha contribuido muy positivamente a la recuperación de la especie.

La costa de Andalucía se caracteriza fundamentalmente por estar bañada por un océano, el Atlántico y un mar, el Mediterráneo, encontrándose ambos separados por el Estrecho de Gibraltar. Estas tres regiones geográficas confieren características intrínsecas a sus aguas, diferenciándolas entre sí.

La costa atlántica andaluza está formada por extensas playas de arena blanca y fina, las cuales se adentran en el océano varias decenas de kilómetros hasta llegar al talud continental. La batimetría presenta pendientes muy suaves hasta alcanzar los 100 metros de profundidad, con fondos de arena, donde aparecen puntualmente algunos escollos rocosos. En sus aguas desembocan ríos de gran longitud, como es el caso del Guadiana, Guadalquivir y Guadalete, produciendo en la época de lluvias una bajada de los niveles de salinidad considerables (Mapas 1 y 2).

El Estrecho de Gibraltar abarca el área comprendida entre la línea imaginaria resultante de la unión de el Cabo de Trafalgar y Cabo Espartel, y la conformada por la unión de el Peñón de Gibraltar con Ceuta, contando con una separación mínima de 14,1 km entre ambos continentes. La orografía del Estrecho es muy diferente a la del golfo de Cádiz, con fondos marinos de pendiente mucho más brusca, contando con una profundidad cercana a los mil metros en su parte más profunda. La forma de embudo de la costa del Estrecho de Gibraltar es la responsable de los fuertes vientos, muy frecuentes en la zona. Las corrientes de gran intensidad son constantes también en sus aguas, siendo fundamentalmente provocadas por las mareas, aunque también existen corrientes de viento. El Estrecho de Gibraltar comunica un mar marginal, que pierde agua por evaporación con un océano abierto, existiendo un constante desequilibrio entre ambos. Existe una diferencia notable entre las mareas del mar Mediterráneo y las del Océano Atlántico, así mientras las aguas del Mediterráneo conservan el nivel, las del Atlántico pueden variar hasta 3,6 metros durante las mareas vivas. En la costa del Estrecho, al encontrarse en una zona de transición, el recorrido de marea oscila entre 1,7 y 1,8 metros.

Por último, la zona del mar de Alborán, el área más occidental del mar Mediterráneo, partiendo desde el Estrecho de Gibraltar abarca toda la costa mediterránea andaluza hasta llegar a la línea imaginaria existente entre cabo de Gata y cabo Fegalo, al oeste de la ciudad de Orán. El mar de Alborán tiene una profundidad media de 1100 metros, con máximos de 2200 metros, aunque existen varias islas de origen volcánico, siendo la más conocida la isla de Alborán. Estas tres zonas bien diferenciadas, el golfo de Cádiz, con las provincias de Huelva y Cádiz, el estrecho de Gibraltar, en Cádiz y el mar de Alborán, que integra las provincias de Cádiz, Málaga, Granada y Almería, van a servir de herramientas para el estudio más focalizado de los serránidos en la costa andaluza, al poder estudiar como se comporta el mero en los distintos biotopos ofrecidos por cada lugar.

El área de estudio del presente trabajo posee espacios protegidos que resultan transcendentales para el análisis de la población del mero. En la zona mediterránea encontramos el mayor espacio marino protegido en la costa continental europea, el parque natural de Cabo de Gata-Níjar. Creado en el año 1987 (Decreto 314/1987 de 23 de diciembre) posee 63 kilómetros de costa en las que se incluyen 6 reservas marinas integrales, donde está totalmente prohibida la pesca y unas zonas de amortiguación, en las que se permite el aprovechamiento de recursos pesqueros compatibles con la conservación del ecosistema. La pesca tanto del mero como del abadejo está totalmente prohibida en el interior del parque en cualquier modalidad de pesca de recreo. Sin abandonar esta provincia, a 48 millas náuticas al sur de Adra encontramos la isla de Alborán, un islote volcánico declarada desde el año 1997 reserva marina y reserva de pesca por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, la cual contiene tres figuras de protección en su área, una reserva marina, otra de pesca y una integral.

Dentro del Mediterráneo, pero situado entre las poblaciones de Almuñécar (Granada) y Nerja (Málaga), se localiza el paraje natural de Maro-Cerro Gordo, declarado el 28 de julio de 1989, está considerado como zona LIC (Lugar de importancia comunitaria) en el marco de Directiva de hábitats (92/43 CEE) dentro de la Red Natura 2000 y nombrado por las Naciones Unidas zona ZEPIM (Zona Específica Protegida de Importancia Mediterránea). Dentro de este paraje, está totalmente prohibida la pesca profesional y el marisqueo, desde el acantilado hasta una milla mar adentro, la pesca recreativa en todas sus modalidades e incluso está prohibido el acceso a la zona con embarcaciones a motor sin permiso.

Ya en aguas del Estrecho de Gibraltar, el parque natural del Estrecho, se localiza en el punto más al sur de la Península Ibérica, protegiendo el espacio marítimo terrestre del litoral comprendido entre la ensenada de Getares (Algeciras) hasta el Cabo de Gracia

(Tarifa) y forma parte de la recientemente declarada zona LIC Estrecho Oriental. Fue declarada parque natural en el año 2003 con una extensión de 9247 hectáreas en ámbito marino. (Decreto 57/2003 de 4 de marzo). Esta amplia extensión de costa posee amplias zonas donde está totalmente prohibida tanto la pesca recreativa como la profesional.

En aguas del océano Atlántico encontramos el parque natural la Breña y Marismas de Barbate, el parque natural más pequeño de Andalucía, declarado el 28 de julio de 1989 cuenta con un ecosistema marino de 1.152 hectáreas. El área marítima protegida se adentra una milla náutica en el océano y dentro del parque la única pesca profesional permitida es la de artes menores. La pesca marítima submarina en aguas interiores está prohibida y es necesario permiso para la práctica del buceo autónomo dentro del parque. El objetivo fundamental de este trabajo ha sido evaluar el mero en zona protegidas y no protegidas del litoral andaluz.

METODOLOGÍA

Este estudio se realizó desde los meses de mayo de 2012 a octubre de 2013 y para la consecución de los objetivos planteados se desarrollaron los siguientes trabajos: recogida de información mediante encuestas y censos subacuáticos. En primer lugar se identificó a los sectores poblacionales que aportaban más información respecto al estado de estos serránidos, seleccionándose a pescadores profesionales, pescadores submarinos y a buceadores con escafandra autónoma. En lo referente a los pescadores profesionales se escogieron las cofradías de Cádiz, Almería y Granada por ser las que más meros capturan, entrevistando a pescadores que utilizaban artes eficaces para la pesca de esta especie.

Al tener constancia de la descarga de gran cantidad de ejemplares de esta especie provenientes de Marruecos hasta el año 1987, se ha decidido trabajar con los datos estadísticos desde el año 2000, con el fin de seleccionar los puntos donde realizar la encuesta.

Las entrevistas dirigidas a los pescadores submarinos fueron de especial importancia al ser una modalidad que siempre ha capturado muchos ejemplares, teniendo además la ventaja de proporcionar información de los meros que se han visto y no se lograron pescar. Respecto a los buceadores, se ha contactado a través de correos electrónicos y visitas directas a los centros de buceo, obteniendo información muy útil al ser los únicos que pueden sumergirse en espacios protegidos.

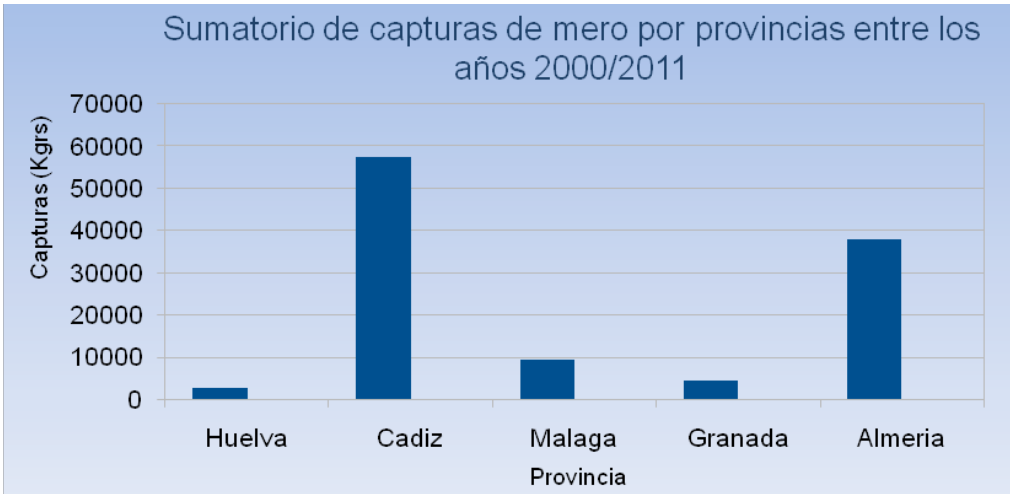
Para la realización de los censos, las inmersiones se realizaron fundamentalmente desde embarcación, en una profundidad máxima de 40 metros. Una vez en el fondo se han recorrido los cantiles o lajas en su límite de tierra con arena, buscando la presencia de meros con linterna, se ha tomado nota de la profundidad y tiempo de la inmersión, el número de ejemplares encontrados y sus tamaños.

RESULTADOS

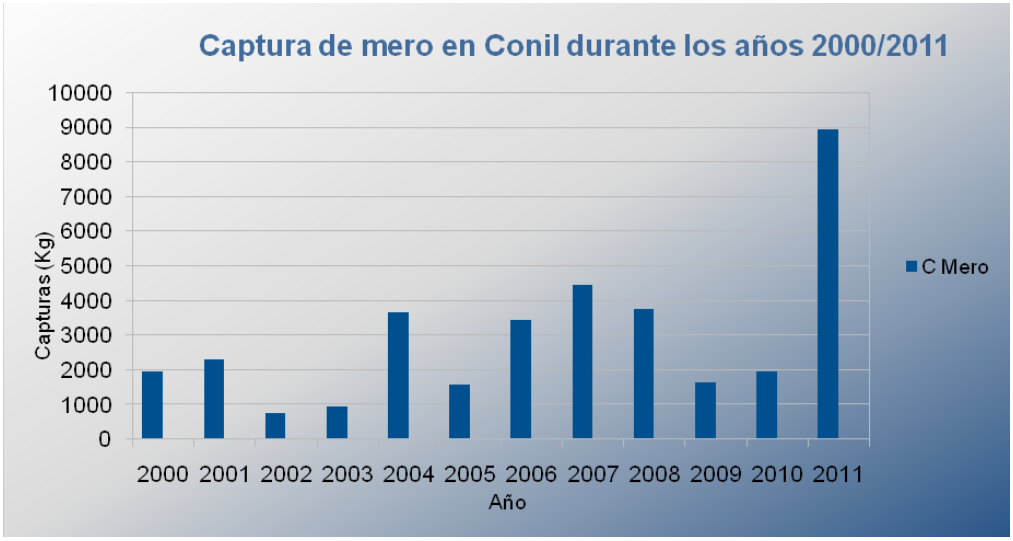
El estudio realizado ha dado lugar a la obtención de una valiosa información en cuanto al estado de la población de meros, alcanzando una visión global de su situación actual en Andalucía.

1. ANÁLISIS DE LOS DATOS APORTADOS POR EL SECTOR PESQUERO PROFESIONAL EN ANDALUCÍA.

Las descargas de mero en estos últimos años son especialmente importantes en las provincias de Cádiz, con más de 50 toneladas, y Almería con algo menos de 40 toneladas, seguidas, con un volumen de capturas bastante menor, por el resto (Fig. 1).



En la costa de Huelva y el área comprendida entre entre la desembocadura del Guadalquivir y la ciudad de Cádiz, el estudio de datos pesqueros y las encuestas puntuales realizadas han revelado la existencia de muy pocos ejemplares de mero en estas aguas. Sin embargo, el resto de la costa gaditana se presenta como el **último gran bastión de la población salvaje de meros en la península Ibérica fuera de áreas protegidas**. Analizando los datos obtenidos por las distintas lonjas, desde el año 2000 se encuentra destacada la de Conil, con unas capturas de 35 toneladas en mero. Esta cofradía, especializada en la pesca artesanal de palangre y red, llegó a capturar casi nueve toneladas de mero en el año 2011, cifra que duplicó las capturas de 2007, siguiente mejor año de pesca obtenido en Conil en los últimos 10 años. El histórico de capturas de esta lonja no reflejaba valores tan altos desde el año 1997, con capturas que superaron las diez toneladas, año en los que todavía estaba permitida la pesca con nasa por su cofradía de pescadores, prohibida en el año 2002 y en cuya modalidad se solían pescar bastantes especímenes



(Fig. 2).

De las conversaciones mantenidas con los pescadores de esta localidad se desprende que la gran mayoría de las capturas proceden de la pesca con palangre de fondo, seguida de la pesca al vivo y muy puntualmente de la pesca con trasmallo. Sostienen algunos profesionales que los años buenos de capturas de meros son coincidentes con entradas de pulpos (*Octopus vulgaris*), del cual se alimenta. Los pescadores piensan que en el año 2011 se produjo una entrada de meros en Conil. Esta llegada fue aprovechada por algunos barcos artesanales, los cuales perfeccionaron sus utensilios pesqueros para la captura de esta especie, realizando palangres con madres más gruesas para pescar en la piedra, calando los palangres de un día a otro y utilizando carnadas específicas para esta especie. Todo esto provocó la focalización en la pesca del mero en Conil en el año 2011 de muchos pescadores, existiendo días en los que se llegaron a capturar 22 ejemplares por un mismo barco. El cebo consistente en despojos del procesado del pulpo pasó de carecer de valor a ser un artículo por el que todos los palangreros tenían muchísimo interés, lo que disparó su precio.

Los exitosos resultados pesqueros obtenidos por los palangreros dispararon la alarma entre los pescadores submarinos, vaticinando el futuro colapso de una población, según ellos, estable hasta la fecha. Sin embargo, la disminución del número de capturas en la temporada del año 2012 ha provocado el abandono de la técnica de pesca de palangre de fondo especializado en este serránido, al no ser rentable con un reducido número de capturas por los altos costos que lleva la compra de la carnada específica para mero y la pérdida de dos días de pesca. Es importante citar que los barcos de Conil han llegado a desplazarse hasta caladeros del Estrecho de Gibraltar buscando la captura selectiva de estos peces.

En el estudio de los resultados de capturas de mero por el sector pesquero profesional del Estrecho de Gibraltar se ha detectado un descenso gradual desde el comienzo de la toma de datos estadísticos pesqueros en los años ochenta. En nuestros días las ventas en Algeciras, Tarifa y Barbate son prácticamente inexistentes, especialmente desde el año 2012, fecha en la que se produce la interrupción del acuerdo pesquero con Marruecos. En el puerto de Tarifa prácticamente la totalidad de su flota se dedica a la pesca del voraz (*Pagellus bogaraveo*) a profundidad y el atún rojo (*Thunnus thynnus*), lugares donde no se encuentra el mero. Antaño si se recuerdan numerosas capturas por la pesca de palangre de pargo (*Pagrus pagrus*), capturándose hasta 3 o 4 meros por barco.

En el mar de Alborán los resultados de ventas en las lonjas destacan las capturas de meros descargados en la capital almeriense, con casi 6.000 kilogramos, aunque en el desglose anual se ha apreciado una bajada desde el año 2005 con 1.378 kg. a los 250 kg. anuales capturados en 2009, 2010 y 2011. Las ventas en Almería capital proceden tanto de capturas en la costa, como de las zonas de pesca alrededor de la isla de Alborán. La segunda lonja en importancia ha sido la de Motril, con un total de 4.400 kg. de mero, pero con un año especialmente bueno, el 2002 en el que se capturaron más de 2.000 kg, aunque en los últimos cinco años ha experimentado un descenso acusado en su pesca, con una media anual de 148 kg.

Se han encuestado a pescadores artesanales de red en la lonja de Carboneras y en Almería capital. Los profesionales de Carboneras que capturan meros son los pescadores artesanales con red y el palangre para pargo bocinegro (*Pagrus pagrus*). Los barcos artesanales pescan los meros en dos fechas, en los meses de febrero y marzo, fecha en la cual salen de su cobijo y caen en sus redes caladas sobre fondos de arena, realizando pescas de al menos un mero al día, y desde la segunda quincena de julio a la segunda quincena de agosto, con capturas de 1 mero al mes. Los pescadores justifican la caída de las capturas a la prohibición a los barcos de pequeño tonelaje de salir a pescar el pez espada (*Xiphias gladius*), por lo que se ha aumentado el esfuerzo pesquero en la pesca de red, no dejando

descansar al caladero en ninguna época del año. Los barcos que utilizaban el palangre de bocinegro lo han usado tan sólo un mes en el año 2012, debido a su baja rentabilidad. Según algunos pescadores profesionales de Carboneras, la pesca deportiva con caña está afectando especialmente a la población de meros, culpando principalmente a los pescadores de modalidad de pesca al vivo y *jigging*, a pesar de estar ambas modalidades prohibidas en el parque natural de Cabo de Gata.

En el caso de la lonja de Almería, existen pescadores artesanales que se dedican a la pesca del trasmallo en la zona comprendida entre Roquetas y Almerimar durante los doce meses del año, habiendo observado una disminución en los últimos 4 años de la especie. El año pasado capturaron entre 15 a 30 meros por barco y año, con pesos comprendidos entre 3 y 8 kg., en una profundidad comprendida entre 4 y 15 brazas.

En lo referente a la provincia de Granada, debemos destacar la pesquería de arrastre como la más importante en sus aguas, con capturas muy puntuales de mero. Las descargas de mero en la lonja de Motril, nuevamente parece ser que corresponden a barcos que faenan en las cercanías de la isla de Alborán.

2. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS POR SECTORES RELACIONADOS CON LOS MEROS

2.1. Datos aportados por clubes y centros de buceo

De la toma de contacto mantenida con los submarinistas se desprende la dificultad de ver meros fuera de las reservas marinas en Andalucía, con un valor medio de 8 inmersiones para poder ver un ejemplar en zonas donde se sabe que existen poblaciones de estos peces. En las áreas de reserva, por lo contrario, el mero, acostumbrado a convivir con submarinistas, es más fácil de ver, al volverse mucho más confiado. Cabe destacar, en las encuestas realizadas a los submarinistas, que un 81,8% creen que la población de meros en Andalucía está en peligro.

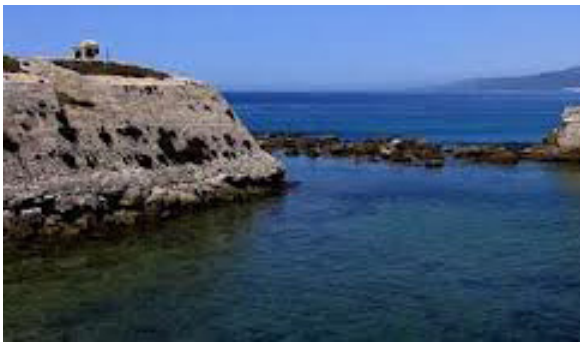
Las entrevistas a centros de buceo del Golfo de Cádiz han reflejado la dificultad de la práctica del buceo en las aguas atlánticas, debido que la riqueza en nutrientes de esta agua limita la visibilidad. Es en la zona más cercana al Cabo Trafalgar donde existe la posibilidad de ver más meros gracias a la mejora de la visibilidad. Por lo general, los clubes de submarinismo no se suelen alejar más de cinco millas del puerto base, por lo que los contactos con este pez son poco frecuentes en nuestros días. De esta manera, las entrevistas realizadas coinciden en que son necesarias hasta 10 inmersiones en los bajos rocosos situados entre la isla de Sancti Petri y Cabo Trafalgar para poder ver algún ejemplar.

Los centros de buceo del Estrecho de Gibraltar se concentran en dos zonas bien definidas, la Bahía de Algeciras y Tarifa. En Tarifa funcionan hasta 5 centros dedicados profesionalmente a realizar inmersiones en la isla de Las Palomas, mientras en la Bahía de Algeciras, los clubes se reparten entre las ciudades de la Línea y Algeciras, realizando la gran mayoría de sus inmersiones en el parque natural del Estrecho. De los resultados del cuestionario se desprenden pocos encuentros con meros en los fondos próximos a la Bahía de Algeciras, siendo necesarias 15 inmersiones de media para poder ver algún ejemplar, mientras en la isla de las Palomas (Tarifa) la frecuencia aumenta a 6 inmersiones.

Por último, por las encuestas a centros de buceo del mar de Alborán se observa que es donde hay mayor presencia de mero de todo el litoral. En las provincias de Málaga y Granada son necesarias 10 inmersiones para poder ver algún ejemplar fuera de espacios protegidos, mientras que en la costa almeriense se consiguen ver con más frecuencia

pero casi siempre sin llegar a alcanzar el tamaño comercial (45 cm). La reserva del parque natural de Cabo de Gata-Níjar es un ejemplo del efecto beneficioso de una reserva sobre las poblaciones de mero, resultando de las inmersiones en sus aguas una probabilidad de poder ver hasta 3 ejemplares por buceo de media.

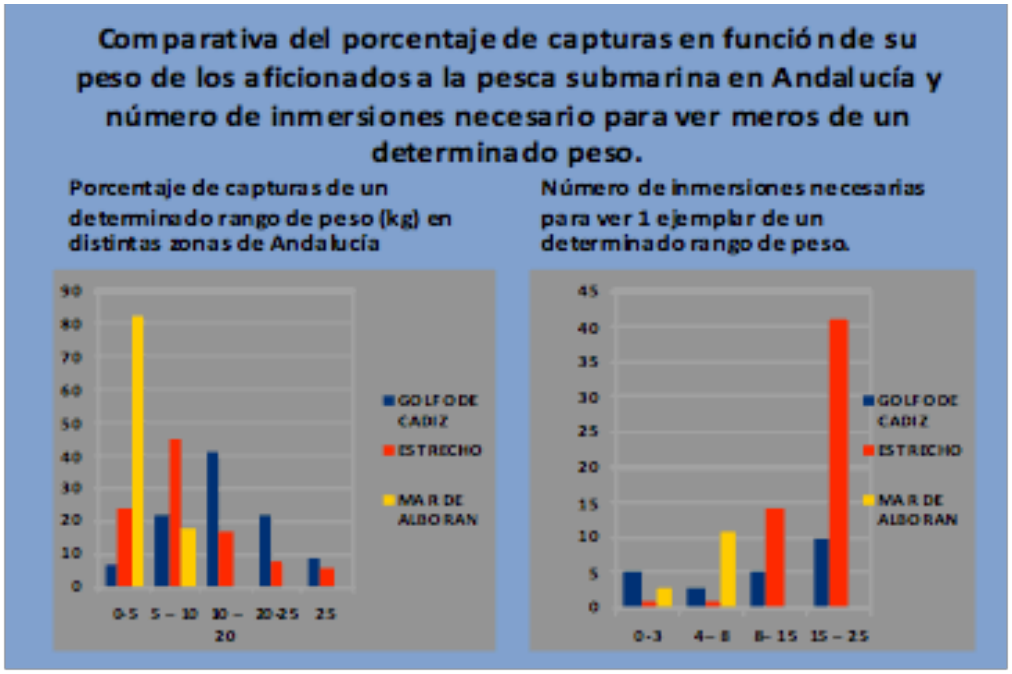
2.2. Datos aportados por los pescadores deportivos



La actual Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural de la Junta de Andalucía expidió en el año 2011 un total de 4.282 licencias de pesca submarina, siendo la provincia de Cádiz, con un total de 1341, la provincia con más aficionados. Las entrevistas realizadas revelan, por regla general, muchos más avistamientos de meros por pescadores submarinos que por buceadores con escafandra autónoma. Las salidas de pesca en las tres zonas el océano atlántico, el mar mediterráneo y el golfo de Cádiz se encuentran en torno a las 50 al año en profundidades comprendidas entre los 15 y los 35 metros (Fotografía 2).

De las entrevistas realizadas a aficionados del Golfo de Cádiz se confirmó que la gran mayoría de los pescadores se sumergían entre el Cabo de Trafalgar y la isla de Sancti Petri (Chiclana).

Los encuestados capturaron una media de un mero cada 3 salidas, con un peso mínimo de 5,8 kg. Fue destacable el hecho que el 70% de los meros capturados tuvo más de 10 kg y que tan sólo el 6 % pesó menos de 5 kg. (Fig. 3). Estos valores fueron muy diferentes a los obtenidos en la zona del Estrecho de Gibraltar, a pesar de estar colindantes. Aquí las capturas de peces de más de 10 kg supusieron tan sólo el 30 %, mientras el 24% son capturas de meros menores de 5 kilos. Este hecho no es un fenómeno reciente y los pescadores submarinos más veteranos relataron que ya desde antaño en esta zona los meros de más de 13 kg han sido muy difíciles de ver, justificando que la temperatura del



agua más baja y una posible migración cuando se desarrollan como machos al Golfo de Cádiz podrían ser las causas. La media de las capturas en el Estrecho fue de un mero cada 2 salidas, siendo 3,8 kg el peso medio mínimo para capturar un ejemplar. En referencia a los meros que se avistaron en esta parte, pero que no se lograron capturar, los pescadores submarinos manifestaron ver muchísimos más meros aquí que en el golfo de Cádiz, con dos meros aproximadamente por salida, con un peso aparente comprendido entre 0 a 3 kg y un mero por salida de entre 4 y 8 kg. Sin embargo, fueron necesarias más de 40 salidas para ver meros que aparentaran tener entre 15 y 25 kg.

Los pescadores submarinos del mar de Alborán comentaron la enorme dificultad de ver un mero de buen tamaño fuera de espacios protegidos. Prueba de ello fueron los resultados obtenidos en el campeonato de Andalucía de pesca submarina celebrado en la zona conocida como Almerimar. En otra época, esta zona estaba considerada como una de las más ricas en esta especie, sin embargo, en el 2012, en una jornada de competición entre los clasificados como 16 mejores pescadores submarinos de Andalucía se pescaron 5 meros de pesos comprendidos entre tres y seis kilos, siendo capturados la gran mayoría a más de 30 metros de profundidad. Las capturas medias en el mar de Alborán fueron de tres a cuatro meros al año, siendo necesarias unas 6 salidas para obtener la captura de algún ejemplar. El 82% de los meros capturados tenían un peso menor de 5 kg y el 18 % restante correspondió a meros entre 5 y 10 kg (Fotografía 3).

En cuanto a los meros observados, el número de jornadas para ver un mero cuando se practicaba la pesca submarina en aguas de Alborán es de dos, siendo el 86 % de un peso aproximado de 0 a 3 kg y el 14% de 4 a 8 kg. Fueron necesarias entre 1 y 2 salidas para poder ver un mero pequeño, pero sin embargo fueron necesarias 11 salidas para poder observar un mero de 4 a 8 kg. El peso mínimo del ejemplar a capturar en aguas de Alborán fue de 3 kg (Fig. 3).

En lo referente a los resultados de los aficionados a la pesca submarina en el cómputo total de Andalucía, la opinión general de estos pescadores estuvo muy dividida en lo referente a si ha variado la población de meros en los últimos años. Parte de los encuestados opinan que ha aumentado (el 46,6 % de los encuestados), mientras que el 38% pensó que ha disminuido. Esta creencia se ha repetido en las tres zonas geográficas muestreadas. Sin embargo, a la pregunta de si creían que la población de meros estaba en peligro más de un 50 % de los encuestados respondieron afirmativamente, mientras un 30 % no lo creyeron. Cabe destacar que el 62,5% de los encuestados en el Golfo de Cádiz pensó que la especie está en peligro. Esto puede ser debido a la inexistencia de una reserva de pesca en su zona y a la disminución experimentada por su caladero en general en los últimos años. Cuando se comparó por zonas las opiniones de los pescadores submarinos acerca de los mayores peligros que tienen la población de meros en su litoral, destaca como en el mar Alborán, donde existe mucha costa protegida, el mayor peligro se centró en la pesca ilegal, es decir el no respetar dichos parques y el uso de materiales ilegales principalmente scooter submarino y equipos de buceo autónomo.

3. Resultados de los censos poblacionales.

Se realizaron un total de 46 inmersiones, 34 de ellas en el Golfo de Cádiz, entre el Cabo de Trafalgar y la isla de Sancti Petri, a profundidades comprendidas entre 6 y 33 metros, y a una distancia máxima de 6 millas de la costa. En el cómputo total, se lograron tan sólo ver 4 meros. Estos resultados se pueden considerar como bajos para el gran número de inmersiones realizadas. Una de los factores a considerar fue la baja visibilidad media de las inmersiones en la zona, aproximadamente 5 metros, lo cual dificultó el avistamiento de estos peces. Es interesante citar como casi todos los pescadores deportivos, actualmente están buscando a estos serránidos en zonas donde los submarinistas no se sumergen, bien por su lejanía de la costa, bien por las fortísimas corrientes existentes.

En el Estrecho de Gibraltar se realizaron 6 inmersiones en el parque natural, 2 de ellas en zonas correspondientes a la reserva integral, y 4 dentro del parque en lugares donde la pesca está permitida. Tan sólo en las inmersiones más complicadas y profundas, en pecios alejados de la costa, se pudieron avistar ejemplares de mero. Lamentablemente, durante la realización de los censos se observaron en varias ocasiones a pescadores submarinos dentro de la zona integral, por lo cual parece ser que la pesca ilegal puede estar afectando a la recuperación de esta especie. Las inmersiones en los pecios, realizadas en una profundidad cercana a los 30 metros, dieron como balance el avistamiento de 3 meros, de pesos comprendidos entre 6 y 10 kg aproximadamente (Fotografía 4).

En el caso del mar de Alborán, también se han realizado 4 inmersiones, 2 en Almería, dentro del parque natural de Cabo de Gata-Níjar y dos fuera de parque en la Punta de la Mona, en Almuñecar (Granada).

Las inmersiones de Cabo de Gata tuvieron lugar fuera de la zona integral siendo los resultados de los censos muy distintos en las distintas inmersiones realizadas. Así, a pesar de no poder ver ningún ejemplar desde la orilla, en la inmersión realizada desde embarcación se pudieron contabilizar un total de 12 meros. Es importante destacar el comportamiento de los peces dentro de la reserva, atentos a los submarinistas pero sin presentar muestras de temor, es muy diferente al que presentan fuera de las zonas de reserva. En las inmersiones en Punta de la Mona desde orilla se pudo encontrar un ejemplar juvenil de unos 20 centímetros a unos 6 metros de profundidad, mientras la inmersión desde embarcación permitió observar un ejemplar de más de 10 kg en 43 metros de profundidad con un comportamiento totalmente huidizo y desconfiado. Estos resultados coinciden con las entrevistas mantenidas con clubes de buceo de la zona, los cuales manifestaron que era necesario bajar más de 50 metros para garantizar el avistamiento de ejemplares (Mapa 3).

	Censos	Encuestas a submarinistas
	(Nº Meros/Nº Inm)*10	(Nº Meros/Nº Inm)*10
1. Zona Golfo de Cádiz	(4/ 34) *10 =1,17 (Trafalgar- Isla de Sancti Petri)	(1/10)*10= 1
2. Zona del Estrecho	(3/6) *10 =5	(1/10)*10= 1
3. Zona mar de Alborán	(2/2)*10= 10 (Punta de la mona)	(1/10)*10= 1
4. Zona Parque Cabo de Gata	(12/2)*10=60	(3/1)*10= 30

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Tras hacer un análisis exhaustivo de toda la información recopilada durante la realización de este trabajo se desprenden las siguientes conclusiones:

En Andalucía el estado de la población de meros de la zona mediterránea ha mejorado en puntos concretos del litoral, gracias al efecto beneficioso que tienen las zonas cerradas a la pesca. En concreto, en las aguas de las reservas de Cabo de Gata- Níjar, el grupo de meros encontrado en los buceos realizados fuera de la reserva integral y las entrevistas a los centros de buceo de la zona así lo atestiguan. La comunidad de serránidos dentro del parque es óptima, los más de 25 años de antigüedad del parque han dado sus frutos y aunque la recuperación de este tipo de reservas suele ser lenta y los ecosistemas asociados

necesitan algunos más para llegar a su máxima capacidad de carga, en la actualidad están soportando altos niveles tróficos y cadenas tróficas bastante complejas, lo que demuestra su estado de salud.

En cuanto a las población de meros residente fuera de zonas protegidas en el Mediterráneo, funcionan bien como lugar de reclutamiento de alevines y juveniles, pero es dificilísimo encontrar ejemplares de tamaño comercial a menos de 25 metros de profundidad por la persecución a la que se ven sometida estos peces, en especial, por los pescadores deportivos.

Además de la reserva de Cabo de Gata, existen puntos de la costa mediterránea, como es el caso del paraje natural de Maro-Cerro Gordo donde se ha protegido su litoral con el fin de erradicar el riesgo de destrucción de los ecosistemas submarinos asociados, con el consiguiente beneficio para la población de meros. Incluso se están tomando medidas adicionales para la recuperación de este serránido en sus aguas, como es la repoblación de ejemplares procedentes de la cría en cautividad.

La zona del Estrecho de Gibraltar también está dotada de amplias áreas con figuras de protección adecuadas para la conservación del mero, con 5 áreas de reserva integral, donde está prohibida la pesca en cualquiera de sus modalidades. Por ello, a pesar de haberse visto en los últimos años una ligera mejoría en las zonas de reserva integral, la población de meros es todavía reducida allí. Fuera de la reserva integral la población está mucho más saneada que en el Mediterráneo, posiblemente gracias a las duras condiciones del Estrecho donde las fuertes corrientes y vientos, habituales en esta región, funcionan como vedas naturales.

La zona del Golfo de Cádiz, en concreto en el área comprendida desde Trafalgar hasta la isla de Sancti Petri es actualmente la única región de Andalucía donde se pueden capturar ejemplares de más de 15 kilogramos con relativa frecuencia. La extensa área rocosa existente, que se adentra hasta 20 millas océano adentro, las fuertes corrientes y la turbidez de las aguas ha favorecido la conservación de un stock importante de ejemplares adultos. Sin embargo, la presión es cada vez mayor, habiendo casi desaparecido ya de los bajos más cercanos, siendo necesario cada vez desplazarse a mayor distancia de tierra y bajar más profundo para conseguir capturas. El número de pescadores submarinos aficionados que superan los 30 metros en sus cotas de pesca, algo impensable para esta zona años atrás, se ha multiplicado en nuestros días. La enorme afición a la pesca submarina en esta zona, unida al sobreesfuerzo del sector profesional de la pesca de palangre cuando se ha detectado un aumento de mero, han actuado negativamente sobre su stock, hace necesario la creación de medidas de protección para este caladero.

La distribución de los meros en el litoral andaluz parece indicar que la mayor zona de alevinaje está en el mar Mediterráneo. En el Estrecho se encuentra una población importante, de mayor tamaño, con pesos comprendidos entre los 2 y 13 kg. Por último en la zona de Trafalgar la población de alevines y juveniles es prácticamente inexistente, habitan meros de gran tamaño durante todo el año y durante el verano se producen concentraciones, asociadas al parecer a la reproducción.

Viendo está distribución se cree que las fuertes corrientes superficiales que se adentran en el mar de Alborán procedentes del Golfo de Cádiz ayudan en gran medida a distribuir por todo el Mediterráneo los huevos producidos. Estudios realizados con flotadores sobre las corrientes de entrante en el Estrecho en las mismas fechas de desove de los meros, han demostrado que objetos flotantes pueden alcanzar la costa almeriense y de Granada en menos de tres semanas. Las concentraciones de meros con el fin de reproducirse en las inmediaciones del banco de Trafalgar pueden tener un importante efecto en toda la población mediterránea de este serránido.

Se mantiene la hipótesis del regreso de una parte de estos peces al lugar de reproducción de sus padres con el paso de los años, existiendo por tanto una migración de peces desde el Mediterráneo hasta el Atlántico (Mapa 5).

Migraciones de esta especie de mayor envergadura han sido propuestas por otros autores, que sugieren desplazamientos desde el norte de África a las costas del Noroeste mediterráneo de jóvenes meros.

La última repoblación realizada con meros marcados en el Paraje Natural de Maro–Cerro Gordo dio como resultado la recaptura de dos ejemplares en el Golfo de Cádiz, lo que avala la teoría anteriormente expuesta. Por el comportamiento de cortejo que hemos filmado en algunos meros, durante la realización de censos a finales del mes de junio en cabo de Gata, se cree la existencia de concentraciones con fines reproductivos en estas aguas.

La vulnerabilidad de esta especie, especialmente en época reproductiva hace recomendable emitir una serie de recomendaciones que se citan a continuación: Es importante, el establecimiento de medidas de gestión en esta especie durante el final de la primavera y todo el verano, ya que es conocida la concentración de ejemplares de esta especie en esas fechas evitándose la pesca de numerosos individuos, favoreciendo enormemente su reproducción. Esta medida sería especialmente interesante de aplicar en las cercanías del cabo Trafalgar.

Recientes estudios realizados en Baleares por el Instituto Español de Oceanografía, el CSIC y la Dirección General de Pesca del Gobierno de Baleares citan en 49 centímetros de longitud y 6 años de edad, el tamaño y fecha a partir del cual esta especie comienza su madurez sexual como hembras, para posteriormente sufrir una conversión a machos a partir de los 52 cm y los 7 años. Otros autores, como es el caso de Marino que describen la madurez sexual de las hembras a los 5 años de edad, cuando alcanzan una talla de en torno a los 38 y 43.8 cm, y la conversión sexual entre los 9 y 16 años de edad, cuando los meros alcanzan tallas de 81.3 cm. Esto lleva a plantear un incremento en el tamaño mínimo de captura de por lo menos 10 centímetros, para así garantizar el proceso reproductor en más ejemplares y asegurar la existencia de ambos géneros.

AGRADECIMIENTOS

Desde aquí, queremos darles las gracias a todos los pescadores profesionales y deportivos y buceadores por la colaboración prestada para la realización de este estudio.

Proyectos de investigación-conservación

El monzón del índico en el origen de las civilizaciones humanas.

Antonio Pulido Pastor.

Sociedad Ibérica para el Estudio y Conservación de los Ecosistemas (SIECE).

bahri@telefonica.net

RESUMEN

El origen de la civilización humana está estrechamente relacionado con la permisividad climática que surge tras la finalización del último período glaciar. Ello posibilita la práctica de la agricultura y el aprovechamiento pastoral del territorio a medida que se van domesticando animales, generando con ello el proceso de la sedentarización. No por casualidad, estas acciones se llevan a cabo en la zona de influencia de dos grandes ríos, el Nilo y el Yang-Tsé, geográficamente muy alejadas entre sí y aparentemente sin relación alguna entre ellas. Sin embargo, una ligera atención a sus orígenes nos muestra una coincidencia que pocos hasta ahora han llegado a señalar. El monzón del océano Índico y el efecto Foëhn en dos barreras montañosas es la conexión.

Palabras clave: Nilo, Egipto, China, monzón, Índico.

INTRODUCCIÓN

Nos hemos acostumbrado a observar la naturaleza desde el documental televisivo de la sobremesa y a veces ya, ni siquiera desde una ventana, con lo cual se nos olvida en numerosas ocasiones nuestro origen y las ancestrales relaciones del hombre con su medio natural en tiempos donde las circunstancias ambientales no eran gobernables con el botón de un mando a distancia y que han resultado determinantes tanto en la configuración de la biosfera como de las distintas civilizaciones o expresiones sociales del hombre y la forma de relacionarse entre sus diversas manifestaciones.

En un principio, el género *Homo* entendido en sentido amplio no dejaba de ser un elemento más de la biosfera, del ecosistema en que se encontraba y como tal, vinculado al mismo a un nivel mucho más cercano al de las distintas especies con las que era compartido, si bien con la ventaja que le iba suponiendo la capacidad inteligente de elaborar artilugios que ya se detecta y define al *Homo habilis.* El Cuaternario (2,5 millones de años) es la época de la especie humana, con la aparición del *Homo erectus* en torno a 1,8 millones de años y se caracteriza por ser una época de gran alternancia de cambios climáticos que dan lugar a sucesivas glaciaciones y períodos de suavidad interglaciar. Ante las mismas, es de suponer un proceso de variabilidad genética importante y notorio como respuesta adaptativa de la naturaleza ante la imprevisibilidad, dado que la misión principal de la plasticidad cromosómica es garantizar la supervivencia de lo que va resultando (no se puede hablar de especie *sensu stricto*, en tanto que cambia incluso su carga genética). De hecho, la alta diversidad específica o evolutiva es una de las consecuencias del Cuaternario a todos los niveles de la biosfera.

En este orden de cosas y para el fin que nos interesa, nos centramos en el *Homo sapiens*, emigrado de las llanuras africanas del valle del Rift en un movimiento que comenzó hace unos 70.000 años y desde donde se extendió al resto del mundo con excepción de la Antártida, aprovechando los puentes de conexión que conformaban las tierras emergidas por la retracción marina; lo que le lleva a competir en la contigua Europa con su contemporáneo *Homo neardenthalensis* al que acabará sucediendo. Y a pesar de las últimas investigaciones y convenios, asumimos también la división tradicional en cuatro grandes etapas glaciares cuyo final tuvo hace aproximadamente 12.000 años dejándonos en una situación climática muy similar a la actual.

Al estudiar la ecología humana, suele ser clásico diferenciar una etapa de cazador-recolector nómada previa a la de pastor sedentario estableciéndose entre ambas la línea divisoria que separa el Paleolítico del Neolítico. La forma normal en la que hemos aprendido la Historia, la Prehistoria y todas las cuestiones generales que abarcan grandes períodos tiende a simplificar las cosas a veces en demasía de modo que finalmente las procesamos en un modo de grandes bloques entre los que solemos obviar el hilo de lo invisible, de la continuidad, de la lógica que, en cuestiones de vida y de ecología tiene más que ver con asuntos de eficiencia energética que con otras cuestiones. Los procesos no han dejado de ser, en cierto modo, iguales a como lo son hoy en día, al menos en lo básico y esencial, es decir cambian las formas y los plazos, pero no el fondo. Y este hecho, que es bastante asumido en la ciencia Geológica, por ejemplo, no se respeta del mismo modo en la Historiografía tradicional, que en ocasiones, no es capaz de aplicar la lógica más sencilla y el sentido común a los procesos, que muchas veces aparece reñido con los conjuntos de legajos y compendios documentales.

Viene esto al caso en tanto que la acción de cazador-recolector debió estar más impuesta por razones climáticas que por aquellas de otro tipo. El hombre de las cavernas es el mero uso cotidiano del recurso que mejor le permitió sobrevivir épocas de grandes fríos a los que ninguno de sus alcances tecnológicos del momento lograba superar. La tecnología surge como respuesta adaptativa a la solución de conflictos o problemas. Que la demás flora y fauna del entorno funcionasen así, es algo que nadie parece cuestionar.

En época glaciar, la extensión del casquete helado ocupaba aproximadamente el 30% de las tierras emergidas, unas tres veces más de la cifra actual, con un cinturón periglaciar donde las temperaturas bajas fueron sensibles incluso en la orilla del Mediterráneo, de hecho, estas son las responsables de los fenómenos del modelado por gelifracción en las montañas circunmediterráneas tan meridionales como las sierras malagueñas donde aparecen canchales de ladera o el famoso tableado rítmico de las calizas en los macizos de estratigrafía horizontal (Torcal de Antequera, Sierra Hidalga, Riscos de Cartajima, Sierra de la Utrera) (Pezzi, 1977) o en el macizo del Rif (Parque nacional del Talasemtane) ya en continente africano. En estas condiciones, la agricultura fue imposible por razones obvias tanto de suelo helado, permafrost, como de inviabilidad de una posible cosecha por unos ciclos anuales que a buen seguro debieron ser insuficientemente prolongados. No hay más que establecer una somera comparación entre la agricultura tradicional extensiva de la meseta castellana y de la baja Andalucía para hacerse una ligera idea de las diferencias, por no hablar de Europa Central en años de extremado frío.

EGIPTO

El Neolítico, que recibe su nombre de la tecnología aplicada a los útiles pétreos, tal vez debiera haber recibido su nombre a partir de los fenómenos de sedentarización que propició un notorio cambio climático hacia condiciones mesógenas porque supone una profunda transformación en los hábitos de conducta humana en tal medida que son las que propician la estabilidad social que ha llevado hasta el punto de civilización actual. El

impulso de la ganadería y de la agricultura son la base para el desarrollo de asentamientos estables que con el tiempo darán lugar a la civilización, fase de *urbs* o *civitas*. De este tiempo, 10-12.000 años, parecen ser las migraciones humanas que poblaron Europa y el norte de África a un nivel similar al actual y cuyo genoma, que muestra un origen caucásico, se mantiene prácticamente inalterado (Bosch et al., 2003), y de en torno a los 7-9.000 años, el desarrollo de la Agricultura, siendo la zona de los grandes ríos mesorientales (Mesopotamia, Egipto) la cuna de la misma en el entorno mediterráneo y posiblemente en el Mundo. Esto permitió un crecimiento poblacional inusitado hasta entonces dando lugar a las primeras manifestaciones urbanas de la Historia, las ciudades-estado mesopotámicas y el primer Estado centralizado que se conoce, Egipto (5.000 años a.C.). *"Mesopotamia, contaba con una tremenda desventaja. Es cierto que se encontraba flanqueada por dos ríos y que éstos tenían inundaciones; mas no eran como las egipcias, se trataba de aguas violentas e impredecibles, que podían arrasarlo todo a su paso. Por otra parte, el agua que aportaban era ligeramente salina y eso tuvo unas consecuencias nefastas para el suelo agrícola. Cuando las aguas se evaporaban iba quedando una inapreciable capa de sales, que se fue acumulando durante siglos y siglos. Como además, al contrario que en Egipto, las crecidas del año siguiente no tenían la fuerza ni el material en suspensión suficiente como para lavar el terreno, cada año que pasaba éste perdía parte de su capacidad germinadora."*(Parra, 2011).

Frente a ello, el Nilo, daba nombre al país del río que se orientaba según su eje y que ha sido la cuna de la civilización occidental basada en la riqueza agrícola que aquel, y su particular régimen de inundaciones le propiciaba. *"Nace en el Lago Victoria (Uganda), del que saldrá como río Kagera (Burundi) para transformarse después en el Nilo Blanco y formar la base hídrica a la que se suman y restan las demás. Aquél mantiene un flujo constante de agua merced a las continuas lluvias tropicales de la región ecuatorial donde se encuentran sus fuentes. En Sudán, justo en la ciudad de Jartum, se le incorporan las aguas del Nilo Azul, que son las verdaderas responsables de su inmenso aumento de caudal a finales de junio. Este río nace en las montañas de Amarna (lago Tana) y colecta las abundantes lluvias del monzón haciéndolas desaguar en el Nilo Blanco, junto a una inmensa cantidad de limo en suspensión, que recoge durante todo su recorrido hacia el sur. Se trata de un afluente que incrementa en un 68 por ciento el caudal del Nilo durante la crecida. Otro 22 por ciento de aumento se debe al Atbara. Si durante la mayor parte del año el Nilo Blanco supone el 80 por ciento del total del caudal, durante la crecida se queda en un paupérrimo 10 por ciento. Unas cifras que dejan muy claro el poder de la inundación anual y el motivo por el que se convirtió en el alma de la ideología y la vida en el Egipto faraónico. Sobre todo porque no se trataba nunca de una llegada sorpresiva y caudalosa de aguas descontroladas sino de un proceso que se producía con parsimonia; pues una vez que empezaba a apreciarse en Elefantina tardaba entre cuatro y seis semanas en ser visible en Menfis, la capital. Durante ese tiempo, las aguas se iban desbordando por las orillas hasta que en septiembre alcanzaban su máximo. Entonces su altura permanecía estable durante unas pocas semanas, antes de comenzar a descender lentamente hasta mayo-junio del año siguiente, cuando todo el proceso se repetía de nuevo con inefable regularidad. La inmensa cantidad de materia en suspensión que transportaba la crecida en forma de limo y baro, amén del perfil convexo de la llanura de inundación del Nilo en Egipto, son los responsables de la facilidad agrícola con que habla Heródoto. Al irse retirando las aguas, el limo de la crecida se acumula en forma de montículos longitudinales aproximadamente paralelos al río y de entre 1 y 3 metros de altura. Los habitantes del valle del Nilo no tardaron en dase cuenta de que si acompañaban estos diques naturales con otros perpendiculares a ellos, conseguían crear pequeñas parcelas de llenado y fertilizado automático: el propio río se encargaba de ello al desbordarse cada año. Heródoto se admira de que los egipcios no tuvieran que roturar la tierra para cultivar, lo cual es cierto, pues apenas necesitaban preparar el terreno someramente para airearlo un poco, pero se olvidó del arduo trabajo que suponía mantener en forma los diques."* (Parra, 2011).

Proyectos de investigación-conservación

El Nilo Blanco ha servido pues, de corredor para el desplazamiento hacia el norte de las poblaciones humanas que se dispersaron desde las sabanas centroafricanas y es motivo por el cual la etnografía de sus poblaciones es tan mezclada. El Nilo Azul, por su parte, contribuye aproximadamente entre el 80 y el 90% del caudal del río Nilo. (Figura 1). El flujo de éste varía bastante sobre el ciclo anual total y es la contribución principal de la crecida anual. Durante la estación húmeda, el flujo máximo de Nilo Azul a menudo excede los 5.663 m^3/s a finales de agosto. Antes de la creación de las presas, los flujos máximos eran de más de 8.212 m^3/s y ocurrían del final de agosto a principios de septiembre. Los flujos mínimos eran de aproximadamente 552 m^3/s y tenían lugar a finales de abril y a comienzos de mayo. Así pues, es justo reconocer que la civilización y cultura de Occidente, que nace en Egipto en torno al año 4.000 a.C., como Estado centralizado, y cuyos fundamentos y progresos (arquitectura, astronomía, escritura, mitología...) se transmitirán a Occidente a través de persas, griegos, romanos, bizantinos y musulmanes, se debe en esencia a un fenómeno climático lejano como es el monzón tropical del Océano Indico, cuya génesis tiene lugar a más de cuatro mil kilómetros de la cuenca mediterránea a la cual termina por beneficiar. Hoy en día, la presa de Asuán ha supuesto el fin de esta sucesión cíclica de crecidas fluviales y aportes sedimentarios a lo largo del cauce.

La base principal del estatus de riqueza del país del Nilo constituyó la producción de trigo. Y el control y fiscalización de la misma será el fundamento para la aparición del primer Estado centralizado que se conoce, al menos en Occidente.

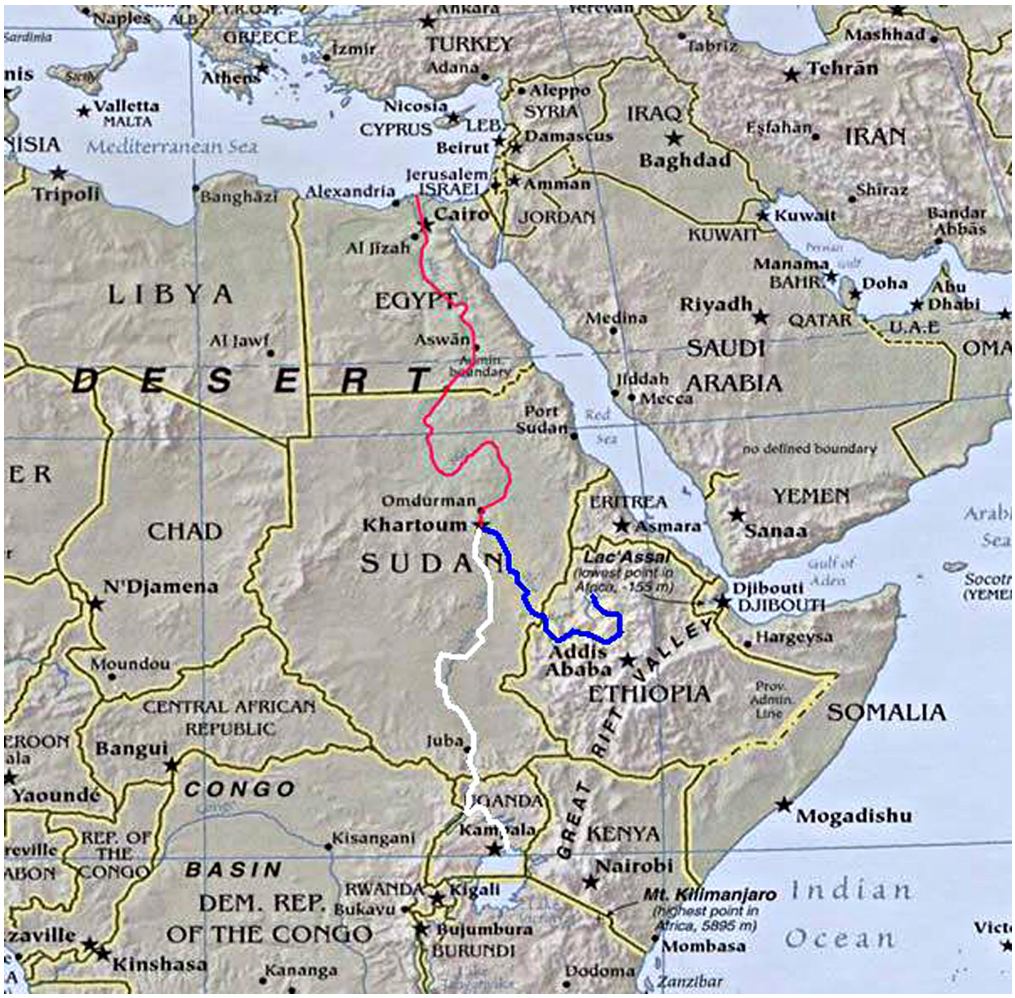


Fig.1. Nilo Azul y Nilo Blanco. Fuente Wikipedia.

La astronomía occidental, nace igualmente en el antiguo Egipto y es consecuencia a su vez derivada de la climatología. La riqueza generada, quedaba en gran parte en manos del soberano y en otro porcentaje elevado en poder de los templos (templo de Amón en Karnak dueño de 2.400 km^2 de tierra, templo de Ra en Heliópolis dueño de 450 km2 de superficie agrícola...) donde sus sacerdotes emplearon su tiempo en el desarrollo de la ciencia matemática y astronómica. Además del tiempo libre de ocupaciones ligadas a la producción de la tierra, fue fundamental en aquella época un cielo despejado de nubes durante la mayor parte del año y unas temperaturas suaves que permitían la observación nocturna, cosa que, por ejemplo en Europa no fue posible lograr hasta milenios después.

"La altura de la crecida no era una cuestión baladí. Una inundación escasa significaba que los terrenos más alejados de la orilla quedaban sin cubrir de agua, con lo cual la producción menguaba consecuentemente: sería un año de hambre. Por lo mismo, una crecida demasiado alta implicaba la destrucción de propiedades, casas y animales, pero lo que es peor, también la desaparición de muchos diques transversales, con lo cual los terrenos no retendrían el agua y no se podrían cultivar: sería asimismo un año de hambre. Además, el Estado utilizaba la crecida para calcular una producción teórica que sería la base de los impuestos a pagar por los campesinos. La altura se medía mediante nilómetros, escalas graduadas en forma de escalones excavados en un terreno cercano al río." (Parra, 2011). Es pues, el primer caso conocido en la historia de fiscalidad sobre el suelo o la tierra agrícola, antes de que la cultura griega instaurase el termino ἔδαφος, edafos, "suelos", -λογία, *logía*, "estudio", "tratado", allá por el s.V a.C, calculado de manera metódica por un Estado central, encargado de recaudar los gravámenes sobre la cosecha a través de funcionarios especializados. Toda esta riqueza generó un estado de prosperidad que se reflejó en la arquitectura, la ciencia y técnica y el poder militar del país durante varios milenios, hasta que llegado su declive político fue ocupado por sus vecinos, interesados en aprovechar esta capacidad como granero con el que abastecerse. Así Persia invadirá el país en el s. III a.C., Grecia lo desplaza hasta la llegada del imperio Romano en el 30 a.C. aprox. donde pone fin a la dinastía ptolemaica. Es bien conocido el papel abastecedor de grano que Egipto proporcionó al imperio Romano, donde en ciertos momentos de su historia se instauró el reparto gratuito del pan a sus ciudadanos en la metrópoli. Esto se prolongará en el imperio romano de Oriente o Nueva Roma (Bizancio) hasta que perdiera su control unos quinientos años después (s. VIII). *"Constantino I insistió en mantener el subsidio del pan para todos los que se construyeran nuevas residencias en Constantinopla. La organización de una importación suficiente de cereales desde Egipto constituía una de las principales empresas del Estado, que servía para dar trabajo a los propietarios de los barcos de transporte del grano, a los marineros y capitanes de la marina que realizaban el viaje anual a Alejandría, y a los estibadores que desembarcaban la carga en la isla de Téndos, a la entrada de los Dardanelos, donde se almacenaba en inmensos silos hasta que los vientos favorables permitían que se transportara hasta la capital. Allí se distribuía a los gremios de molineros y panaderos, que se aseguraban de que hubiera pan cada día."* (Herrin, 2010). Y muy posiblemente, el interés napoleónico por ocupar aquel país también pudiese estar relacionado con su histórica capacidad y regularidad agrícola, además de su posición geográfica como pivote en el contexto de las relaciones Asia-Europa. No era de utilidad aplicada aún la riqueza mineral de los desiertos que posteriormente diseñara la geopolítica internacional a partir del s. XX.

Es fácil entender así el sentido mágico y sagrado que los egipcios atribuyeron a este río, y la influencia que tuvo en la conformación de su mitología y la forma de entender el mundo, lo que se ha trasladado hasta nosotros a día de hoy en muchos de sus aspectos. Frente a la estacional climatología local, propia del Mediterráneo con ciclos alternantes entre primavera-otoño y eventuales procesos de torrencialidad, el aporte anual de las crecidas, de origen no explicado, debió parecer poco menos que un regalo de la provisión celestial.

Grecia y Roma, las dos civilizaciones más florecientes del Mediterráneo antiguo que relevaron el papel dominante de Egipto, son dos penínsulas montañosas de suelos duros donde la agricultura por ese motivo no pudo generar una gran superficie. Es por ello que, debieron volcarse hacia el exterior para lo cual debieron potenciar su marina de guerra. Ambas se sucedieron y si bien Grecia, por razones de localización geográfica de su metrópoli se abrió más hacia Asia Menor, cuando pudo superar su confrontación con los aqueménidas persas, ambas se suceden sobre el país del Nilo y lo usan como proveedor de grano, y fibras, uno de los alimentos básicos de la época. Roma a su vez, hace lo mismo con su antagonista norteafricano al que, una vez derrotado sustituye en las provincias de África e Hispania de donde se proveerá a su vez de aceite, grano, salazón y caballos. El uso de Egipto por Roma tiene continuación en su sucesor, el Imperio Romano de Oriente asentado en Constantinopla y después llamado Bizancio hasta que, en el siglo IX pierde su influencia sobre él, desplazado por la nueva civilización árabe que empuja desde el Medio Oriente. Al perder su orilla sur, la pujanza de Bizancio empieza a decaer debiendo volcarse más sobre los territorios al otro lado del Bósforo y entrando en un proceso de declive que se hará más patente a partir del s. XI hasta prácticamente quedar en manos del ya pujante occidente dominado por el apogeo de los pueblos germánicos

CHINA

La civilización china se ha desarrollado teniendo como entorno geográfico las llanuras aluviales del este asiático que conforman dos grandes sistemas fluviales: el rio Amarillo al norte y el Yangtsé en el centro. El rio Amarillo nace en las lejanas tierras altas occidentales, discurre de modo zigzagueante por los desiertos del norte y desciende de norte a sur entre colinas de loess, una tierra amarilla y fina arrastrada por el viento, fértil y fácil de labrar incluso con aperos primitivos. En el extremo sur de las tierras altas de loess vira abruptamente hacia el este y se abre, amarillo por el limo, alcanzando más de 1.5 km. de ancho. Finalmente atraviesa la totalidad de la llanura fluvial y desemboca en el mar al que da nombre mar Amarillo. El Yangtsé por su parte, nace en la morada de la nieve, el Himalaya, por lo que, favorecido por el monzón porta un caudal mucho mayor. Es el tercer río más largo del mundo tras el Amazonas y el Nilo vertiendo diariamente en el Pacífico una media de 2 km^3 de agua.

Fig. 2 Mapa Físico General de China. Fuente Wikipedia.

Las regiones que alimentan estos dos ríos difieren en suelo, topografía, temperatura y precipitaciones. El norte es más frío, más llano y más árido; su estación fértil es más corta y su suelo más alcalino, y en consecuencia más apto para el cultivo del trigo y el mijo. Al norte del río Amarillo, las precipitaciones son demasiado escasas para la agricultura de sena. Las inundaciones y las sequías son mucho más frecuentes que en el sur. El río Amarillo tiene tendencia a desbordarse porque, cuando atraviesa las regiones de loess del noreste, acumula limo que va soltando al disminuir su velocidad después de girar al este.

La región que alimenta al rio Yangtsé es más cálida y húmeda. En casi toda su extensión, permanece verde la mayor parte del año y recibe más de 1.500 mm. de precipitación anual lo que la hace apta para el cultivo del arroz y obtener dos cosechas al año. Este río y gran parte de su red, es navegable, por lo que desde antiguo se ha usado como vía de transporte.

"Grandes extensiones de tierra poco cultivable separaban a China de Mesopotamia y el valle del Indo, los núcleos de civilización primitiva más cercanos. Por el norte, quedaban la estepa o las praderas de Asia Central, aún más fría y árida que el norte de China y donde la ganadería resultaba más productiva que la agricultura. Allí habitaban pastores nómadas como los xiongnu (hunos) y los mongoles, los enemigos tradicionales de China. Al sur, se eleva el Tíbet, el techo del mundo". (Buckley Ebrey, 2009).

Este río también es alimentado en su mayor parte por el monzón de verano que procede del sur, choca contra la altísima barrera del Himalaya, la morada de la nieve, y se transforma en un extenso manto de hielo y glaciares que aseguran un suministro constante de aguas ladera abajo. A lo largo de sus 6.300 km de recorrido descarga un caudal promedio de 31.900 m^3/s y drena una cuenca de 1.800 millones de km^2. Provee de agua al 40% del territorio chino y es el encargado de regar el 70% de la producción de arroz en el país.

La historia china viene a ser coetánea prácticamente de la del Antiguo Egipto, unos 5-7.000 años a.C. apareciendo en muchos valles culturas neolíticas con agricultura, alfarería, poblados y tejidos. En el valle del Yangtsé el arroz se cultivaba ya desde el año 5.000 a.C. con un nivel tecnológico superior al de las tribus de Norteamérica en el siglo XVII. Al norte, el frío y la falta de humedad dieron protagonismo al mijo frente al arroz como cereal base de la agricultura.

Del mismo modo, y coincidente en ambas culturas, la escritura surge como una derivación de la producción agraria, ante la necesidad de contabilizar la reserva de grano, su fiscalización y las transacciones comerciales derivadas. Con respecto a Egipto, China destaca por su manejo tecnológico de la cerámica y por consecuencia, de la metalurgia, lo que le confirió un poderío militar que raramente ha sacado nunca más allá de sus fronteras, a diferencia de lo acaecido en las distintas civilizaciones de Occidente. Su extensión, en torno a los 9.000.000 de km^2 equivale a la alcanzada por el Imperio Romano en su máximo nivel de expansión y su provisión de recursos siempre la hicieron autosuficiente, aunque supo sacar partido comercial a algunas de sus novedades tecnológicas como es el caso de la seda.

Este floreciente imperio agrícola, también tuvo su codicioso norte representado por las tribus nómadas de las estepas mongolas y siberianas. *"La estepa de Asia Central es una inmensa región de praderas, montañas y desiertos en la que sólo una población poco densa podía hallar sustento. En los mejores prados, como los de la actual Mongolia, llueve demasiado poco para cultivar cereales, pero se puede criar ganado. Los nómadas de la estepa cercana a China cuidaban ovejas, cabras, camellos y caballos, y trasladaban sus campamentos al norte en verano y al sur en invierno. Su destreza en la equitación y la caza, y especialmente la habilidad de disparar con arco cabalgando, hacían de ellos una poderosa fuerza ofensiva. La primera gran confederación de tribus nómadas de Asia Central la constituyeron los xiongnu (hunos) a finales del s. III a.C. El Primer emperador Quing envió 100.000 soldados contra ellos en el*

213 a.C. y construyo la Gran Muralla con el objetivo de contenerlos. En el 166 a.c. 140.000 jinetes hicieron una importante incursión que llegó a menos de 160 kilómetros de la capital de China". (Buckley Ebrey, 2009).

Las necesidades militares de China ante estas amenazas esteparias son las que le hicieron adentrarse en Occidente en busca de caballos. Los equinos del Turkmenistán, de la raza Akhal Teké, son tal vez el prototipo de pura sangre y el origen racial de los mejores caballos del mundo (árabe, pura sangre inglés, marwari). *"En el 139 a.C., el emperador Wudi envió al oeste a uno de sus funcionarios, Zhang Qian, con la misión de buscar aliados contra los xiongnu y para mejorar el aprovisionamiento de caballos para el ejército. Después de un cautiverio de diez años, Zhang logró escapar y se dirigió a Bactria y a Fergana, y regresó en 126 a.C. Gracias a sus informes los chinos oyeron hablar por pirmera vez de otros estados civilizados comparables a China y que se habían desarrollado al margen. Fergana, por ejemplo, la situó a 10.000 li (unos 5.000 kilómetros) al oeste, un país de ciudades fortificadas y densa población donde se cultivaban trigo y uvas para vino y que poseía excelentes caballos que sudaban sangre. En 101 a.C. un ejército chino cruzó las montañas del Pamir, derrotó a Fergana, capturó gran número de sus excelentes caballos y logró el reconocimiento de la soberanía china con lo que obtuvo el control de las rutas comerciales que atravesaban Asia Central... Pronto los xiongnu se volvieron menos peligrosos al escindirse su cohesión tribal y aceptaron un régimen tributario de China a cambio de no guerrear contra ellos. Gran parte de estos tributos se pagaban con rollos de seda en bruto o tejida. Gran parte de la seda que recibían los xiongnu y otros tributarios del norte acababa en tierras mucho más occidentales. La seda china era célebre en Roma ya en tiempos de Julio César, año 50 a.C. y se importó en cantidades aún mayores en décadas posteriores. De regreso a China, las caravanas llevaban oro, caballos y en ocasiones, productos de lujo como copas y cuentas de vidrio".* (Buckley Ebrey, 2009).

En los siglos II y III, China había asentado dentro de sus fronteras a cientos de miles de xiongnu y miembros de otras tribus norteñas, para así no tener que defenderse de sus incursiones. A menudo reclutados como mercenarios en el ejército, no eran fáciles de gobernar ni de asimilar. En 304 un jefe xiongnu de nombre chino Liu Yuan se sublevó. Durante un período de más de un siglo (304-439) el norte de China fue un campo de batalla y su civilización estuvo seriamente amenazada.

Simultáneamente, en ese mismo periodo los xiongnu, conocidos en Occidente como hunos, invaden las estepas orientales europeas llegando hasta el Danubio de donde desplazan a germanos y eslavos hacia el sur, presionando a Roma y facilitando su caída a mediados del s. V. Atila y su tío Rugila son dos de sus jefes más famosos.

Las estepas centroasiáticas son consecuencia de su posición geográfica continental, situadas en el hemisferio norte, donde el sentido de circulación de las borrascas es antihorario, quedan lejos de la influencia oceánica del Atlántico y del Pacífico por distancia, y del Indico por la imponente barrera montañosa que supone la cordillera del Himalaya. Consecuencia de ello son también los desiertos que se sitúan en sus proximidades, siendo el Gobi el más importante en extensión, considerado el segundo más grande del mundo después del Sahara, cuyo origen es diferente al situarse sobre un anillo geográfico de altas presiones. *"Forman parte de la Región florística Póntico-austrosiberiana que incluye silvostepas, estepas y desiertos de clima continental y árido. Son un tipo de formación en que las gramíneas, las hierbas de tipo forbia y los camefitos forman una cubierta vegetal más o menos cerrada, junto a geófitos y terófitos. Las plantas graminoides atraviesan, con un sistema de raíces extremadamente denso y finamente distribuido, los horizontes superiores del suelo, que, por lo común, alcanzan varios decímetros de grosor, son poco compactos y están teñidos de negro oscuro por el humus saturado que se forma cada año en cantidad. Estas tierras negras (chernozem) están muy desarrolladas sobre loesss y son famosas como productoras de su gran fertilidad. El desarrollo de la vegetación esteparia se produce periódicamente. El invierno, frío, determina un reposo completo de la vegetación; la primavera y el comienzo del verano,*

en que se producen la mayoría de las precipitaciones (con un promedio de 250 mm. anuales) son el tiempo principal de vegetación. No está aún del todo claro en qué condiciones tales estepas de gramíneas sustituyen al bosque. El factor climático decisivo es, probablemente, la circunstancia de que en las zonas esteparias las precipitaciones, por su cantidad moderada y por su distribución temporaria, sólo alcanzan a humedecer los horizontes superiores del suelo, donde son consumidas por la densa maraña de raíces de plantas herbáceas. Como el tipo de suelo influye sobre la profundidad a que llega la humedad (los suelos de grano y poros finos como el loess retienen el agua en los horizontes superiores), el edafismo alcanza también gran importancia". (Strasburger, 1994).

Las praderas, por su alto nivel de productividad vegetal y tasa de renovación son lugar de prosperidad para los grandes ungulados. En el caso de las estepas asiáticas hay que destacar su importancia por ser el centro origen y difusión del caballo actual, el tarpán de las estepas, patrón de la mayor parte de las razas domésticas. Vinculado por su utilidad al tipo de vida nómada ha estado estrechamente unido a la cultura de los pueblos esteparios y a la capacidad guerrera de éstos hasta que el uso militar de la pólvora fue deshaciendo la importancia estratégica de la caballería. El uso del estribo por estos pueblos les permitía dormir sobre el caballo y cabalgar con las manos libres lo que resultó una ventaja en el manejo de las armas, sobre todo el arco, lo que unido a su movilidad poblacional les hizo temibles en aquellas épocas en que lograban cohesionar su tradicional independencia tribal en torno a algún carismático líder (Atila, Gengis Jan, Hulagu, Timur Lang). Así consiguieron extenderse hacia el Oeste llegando hasta Anatolia, conquistaron la mitad del subcontinente Indio y toda la China, configurando el imperio de mayor extensión superficial de todos los tiempos. *"A lo largo de cuatro siglos, los pueblos tribales de Asia Interior fueron conquistando extensiones cada vez más grandes de China propiamente dicha, proceso que culminó en 1276 con la rendición de los Song a los mongoles. La geografía había condicionado las características principales de las relaciones entre China propiamente dicha y Asia Interior. Ésta, aunque era igual de extensa que China, había estado siempre mucho menos poblada, porque su tierra no era apta para el cultivo. China tenía una población de quizás unos 80 millones de habitantes, mientras que, en toda Asia Interior, desde el Tíbet hasta las actuales Mongolia y Manchuria, apenas vivían unos 5 millones, más de los que habrían podido mantenerse si sus tribus no hubiesen tenido acceso a la sociedad agrícola sedentaria de China. Estos pastores tenían movilidad y habilidades militares para hacer incursiones y arrebatar lo que necesitaban. Esto en absoluto fomentaba las relaciones amistosas ni la solidaridad entre pastores y agricultores, que consideraban a los nómadas granujas que preferían robar a trabajar para mantenerse, mientras que a los nómadas, los chinos les parecían unos debiluchos."* (Buckley Ebrey, 2009). Los mongoles se mantuvieron en China durante cinco siglos (907-1368) y tras el período intermedio que suponen los chinos de la dinastía Ming (1368-1644) son reemplazados por otra tribu del noreste, los manchúes hasta la finalización del período imperial en 1912.

Parece un tema recurrente, los pueblos del norte, de ocupación eminentemente ganadera, son los que acaban invadiendo las tierras de climatología menos ruda que unidas a una litología más fértil producen mayores cosechas de cereal. En este sentido, China y Egipto, dos pueblos muy vinculados a los dos ríos más grandes del Mundo Antiguo, han recorrido, sin contacto alguno entre ellos, historias altamente paralelas.

CONCLUSIONES

Resulta curioso comprobar cómo dos lugares geográficamente tan distantes y desconectados como el valle del Nilo, en el Mediterráneo y el valle del Yangtsé en la costa este del Pacífico asiático generan civilizaciones de similar nivel de desarrollo y bienestar, ambas promovidas por las abundantes lluvias del monzón del océano Indico que se desarrolla durante los meses de verano en el hemisferio Norte. El caso egipcio es más singular por tratarse de una excepción en el ámbito del paisaje general de la región en que se inserta. Al nivel del dicho "una raya en el agua", el Nilo no deja de ser una línea fértil, un canal de floreciente vida que surca el gran desierto del Sáhara, una costura de tono negruzco sobre el tejido de las rojas tierras que la flanquean.

Estas sociedades florecientes en bienestar y cultura, han sido acosadas históricamente por otros pueblos circundantes, habitantes de lugares de notable inferioridad en la fertilidad de sus tierras y organizadas por lo general en comunidades tribales de alta movilidad dedicadas principalmente al pastoreo. Su proximidad a montañas de origen ígneo les llevó a un fácil contacto con los metales, que convertidos en armas, tuvieron un papel estratégico en la presión que finalmente ejercieron sobre aquellas. Egipto acabará sucumbiendo a persas, griegos y romanos en diferentes tiempos de su historia y China eminentemente a mongoles y manchúes, cuyo paso se acabará extendiendo hasta el lejano sureste asiático.

BIBLIOGRAFÍA

– BOSCH, E. *et al.* (2003). Genética e Historia de las poblaciones del norte de África y de la Península Ibérica. *Revista Investigación y Ciencia*, febrero 2003.

– BUCKLEY EBREY, P. (2009). Historia de China. *Editorial La Esfera de los libros.*

– HERRIN, J. (2010). Bizancio, El imperio que hizo posible una Europa moderna. *Editorial Debate.*

– HOBSON, J.M. (2006). Los orígenes orientales de la civilización de Occidente. *Editorial Crítica, serie Libros de Historia.*

– PARRA, J.M. (2011). La historia empieza en Egipto. *Editorial Crítica, serie Tiempo de Historia.* Barcelona.

– PEZZI, M. (1977). Morfología kárstica del sector central de la Cordillera Subbética. Tesis doctoral. Universidad de Granada.

– STRAHLER, A.N..; STRAHLER, A.H. (1989). Geografía Física. *Editorial Omega.* Barcelona.

– STRASBURGER, E. *et al.* (1994). Tratado de Botánica, 8ª edición. *Editorial Omega.* Barcelona.

Proyectos de investigación-conservación

La importancia de la tipificación en la conservación de las especies: el caso de la flora silvestre.

Pedro Pablo Ferrer-Gallego[1,2] y Emilio Laguna Lumbreras[1].

[1]Servicio de Vida Silvestre, Centro para la Investigación y Experimentación Forestal. Avda. Comarques del País Valencià, 114. 46930 Quart de Poblet, Valencia.

[2]VAERSA. Avda. Cortes Valencianas 20. 46015 Valencia, España

flora.cief@gva.es

RESUMEN

El correcto uso de las normas internacionales para clasificar a los seres vivos es imprescindible para el conocimiento detallado de las especies. En biología, existen diversos códigos de nomenclatura para los distintos grupos de organismos. Dentro de la nomenclatura, la tipificación constituye una herramienta de gran utilidad para la identificación correcta de las especies y en determinados casos es primordial para la resolución de conflictos relacionados con la biología de la conservación. En este trabajo se valora la utilidad del uso del tipo nomenclatural a través de la realidad física que supone la existencia de un material de herbario conservado o una ilustración para la interpretación correcta de los nombre de las plantas, mostrando al tiempo algunos ejemplos relevantes en el conservacionismo de la flora valenciana. Asimismo, se hace un breve repaso por las diferentes categorías de tipo que han sido propuestas a lo largo de la historia, con especial atención en aquellas vigentes en la actualidad y consideradas en el Código Internacional de Nomenclatura para algas, hongos y plantas.

Palabras clave: *Conservación vegetal, flora silvestre, nomenclatura botánica, tipificación.*

INTRODUCCIÓN

El avance de cualquier disciplina científica suele dar lugar a una progresiva especialización, en la que a menudo se pierden los nexos con los conocimientos de base que han permitido originarla y consolidarla, en particular cuando las nuevas áreas que se generan acaban enriqueciéndose de una tecnología cada vez más compleja. Probablemente algunos de los mejores expertos actuales en genética aplicada a la conservación de plantas amenazadas, apenas si reconocerían en el campo a cualquier otra especie que no sea aquella a la que han dedicado monográficamente su trabajo. Probablemente no serían necesarias muchas encuestas para revelar que especialistas en biología de la conservación no han llegado a leer 'El Origen de las Especies' de Charles Darwin. Asistimos a un proceso de hiperespecializadión y abandono paralelo del conocimiento básico e integrador, que aqueja a todas las disciplinas científicas, y se ha hecho cada vez más patente en el campo de la biología.

Los expertos en la búsqueda de soluciones para los problemas de las especies amenazadas raramente recurren a los conocimientos de base, incluyendo lo que podríamos

denominar la 'partida de bautismo' de la especie, o sea, su descripción o diagnosis (en adelante simplemente descripción) original y el tipo (*typus*), al que nos referiremos en esta reflexión, concentrándola en el caso de las plantas. En ocasiones las diferencias comportamentales (fenológicas, adaptación al hábitat, etc.) que condicionan la demografía de las especies y su viabilidad a largo plazo, no son sino el reflejo de otras causas mucho más intuitivas, las de carácter puramente taxonómico, que se olvidan por obviar la necesidad de un mínimo repaso de esa 'documentación de identidad' de la especie.

Es difícil conservar sin saber lo que se conserva, y tanto o más lo es sin saber si el nombre de ese objeto de conservación es el adecuado; esto es aún más importante cuando una parte sustancial del peso de las medidas legales para la preservación de las especies amenazadas, se basan en unas señas mínimas de identidad necesarias para reconocer la especie de la que hablemos. En biología, existen diversos códigos de nomenclatura para los distintos grupos de organismos. Los nombres de los vegetales y hongos se regulan por el Código Internacional de Nomenclatura para algas, hongos y plantas (ICN en sus siglas en inglés y abreviado del nombre completo: International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants), mientras que los grupos zoológicos son regulados por el Código Internacional de Nomenclatura Zoológica (ICZN en sus sigla en inglés: International Code of Zoologycal Nomenclature), la nomenclatura de otros grupos procarióticos se rige por el Código Internacional de Nomenclatura de Bacterias (International Code of Nomenclature of Bacteria, aunque fue renombrado en 1999 como International Code of Nomenclature of Prokaryotes, ICNP). Exiten asimismo otros códigos, como El Código Internacional de Nomenclatura para plantas cultivadas (International Code of Nomenclature for cultivated plants), que trata del uso y de la formación de los nombres de plantas que se usan en agricultura, silvicultura y horticultura, o para el caso de las comunidades vegetales el Código Internacional de Nomenclatura fitosociológica (ICPN: International Code of Phytosociological Nomenclature) que regula la formulación y uso de los sintáxones, es decir, la unidad abstracta de clasificación de la vegetación según la escuela sigmatista geobotánica o fitosociológica.

Cuando hablamos de especies protegidas, las limitaciones de derechos que establece la legislación para todos los ciudadanos a fin de preservarlas, se establecen en base a un principio básico, el de que la entidad biológica pueda ser suficientemente reconocible e identificable a simple vista; este es un principio implícito de las normativas de conservación en todos los países y culturas. Toda lista oficial de especies protegidas contiene cuando menos el nombre científico, entendiendo que éste debe ir seguido de la abreviatura estandarizada del autor o autores de la primera descripción válida, y en su caso de posteriores recombinaciones del nombre de la especie en nuevos táxones.

EL CARNET DE IDENTIDAD DE LAS ESPECIES BOTÁNICAS

Nuestro carnet de identidad incluye una amplia información, desde nuestro origen familiar al domicilio, y ante cualquier duda o necesidad de localización se recurre a él como información básica, absolutamente necesaria para diferenciarnos de otros semejantes; a cambio con las plantas, los animales u otros organismos biológicos parecemos conformarnos con el nombre, que curiosamente a veces ha sido mal aplicado durante siglos, como está demostrando a menudo la taxonomía moderna. Un caso merecedor de análisis, al que dedicamos este artículo, es el de las plantas, y especialmente el de las vasculares -pteridófitos y fanerógamas-, por poseer especial incidencia en las listas de especies protegidas tanto en España como en el resto de la Unión Europea.

Las plantas poseen un nombre científico, el binomen –nombre latino del género seguido de un restrictivo o epíteto específico-, que deriva de la primera descripción válida identificativa que se hizo para denominarla, a partir de la publicación en 1753 de la segunda

edición del *Species Plantarum* del sueco Carl von Linneo. Sin embargo, el binomen es un saco vacío, tiene poco sentido '*per se*', si no se entiende como un conjunto de 3 elementos: la grafía o nombre científico propiamente dicho, la primera descripción que se reconoce para el nombre actual válido –o su raíz por recombinación taxonómica posterior-, y el *typus* o tipo, elemento físico de referencia de esa primera descripción, un ejemplar de herbario o una ilustración. El tipo es usualmente un pliego de herbario conteniendo una o varias muestras de la planta que mantiene sus caracteres diferenciales -los que han de figurar en su descripción original-, o en su lugar el tipo de un nombre puede ser asimismo una ilustración. De este modo, ante la duda de si cualquier planta parecida corresponde realmente a esa especie, puede siempre compararse con ese elemento físico a través de la visita a herbarios o de la recepción de la imagen escaneada del pliego; en la actualidad, con los avances a los que hemos llegado en el campo de la biología molecular, muchos tipos podrían servir incluso de referencia básica para la obtención de muestras comparativas de ADN. Resulta importante mencionar aquí, que un tipo nomenclatural no es necesariamente el elemento más típico o representativo de un taxon. En este sentido, existen muchos ejemplos en los que el material utilizado para la descripción original de una planta muestra ciertas particularidades y diferencias respecto a la morfología más típica con la que se muestra en el resto de su área de distribución, y aún siendo identificada y clasificada como perteneciente a la misma entidad y por lo tanto sin reconocimiento taxonómico independiente, es necesario su consideración de tipo.

Existen y han existido numerosas categorías de *typus* nominales, algunas de ellas no consideradas o recomendadas por el propio código de nomenclatura de plantas en la actualidad, pero que han sido en ocasiones profusamente utilizadas en el pasado. No obstante, en la última versión del ICN (McNEILL et al., 2012), se recoge en el artículo 9 las diferentes categorías necesarias para ordenar y reglar la nomenclatura vegetal mundial y fijar los nombres de los táxones a un único tipo nominal de manera permanente. Es altamente aconsejable que esta actividad se realice bajo un exhaustivo conocimiento del grupo objeto de estudio y sobre todo de la manera de proceder del autor original de la descripción del taxon, y deben evitarse los métodos mecánicos o las tipificaciones automáticas o rutinarias sin un gran conocimiento de lo antedicho.

Independientemente de lo que pueda parecer, la tipificación es un ejercicio científico dinámico, bien es cierto que una correcta tipificación fija y vincula de manera permanente un ejemplar o ilustración seleccionada a un nombre correcto o un sinónimo. En este sentido, el dinamismo está impuesto por la propia evolución y avance científico, y en este punto resulta del todo imprescindible que el proceso de tipificación se realice siempre con un gran conocimiento de los denominados usos tradicionales y actuales de los nombres. Esto es debido a que a pesar de que el concepto tradicional puede haber quedado estático y congelado en el pasado a través de la bibliografía y determinaciones de plantas en los pliegos de herbario, el concepto actual del nombre de un taxon de cualquier rango o categoría está sujeto y resulta altamente dependiente de los avances de la ciencia, e inexorablemente unido al concepto prevaleciente de rango taxonómico y sobre todo de especie, algo todavía lejos de estar resuelto, y encuentro de constantes debates y sobre todo reto para la ciencia y los científicos del futuro.

Al tipo, la descripción y el nombre científico va además asociado conjuntamente un cuarto elemento que en ocasiones adquiere gran relevancia ante las dudas identificativas: se trata de la 'localidad clásica' o *locus classicus*, el sitio donde se recolectó la muestra que sirvió para la descripción original, que cuando se trata de plantas descritas sobre poblaciones naturales se convierte en una suerte de santuario de obligada visita para la recolección de nuevas muestras si es necesario discernir de modo fino entre táxones morfológicamente cercanos. La localidad clásica tiene especial relevancia, incluso a baja escala territorial, cuando se habla de especies endémicas, exclusivas de sitios concretos. No obstante, su valor se diluye cuando nos remontamos a las primeras especies descritas para la ciencia

desde 1753, ya que muchas de ellas se describieron a partir de muestras de colecciones de plantas vivas en jardines botánicos e incluso de *icones* o dibujos de las plantas; en otros casos, las primeras muestras llegaron a manos de Linneo u otros prohombres de la Botánica de los siglos XVIII y XIX de tierras lejanas no visitadas por ellos, con lo que las referencias al lugar de origen corresponden a países completos o regiones, lejos de la precisión que se necesitaría para discernir entre especies cercanas entre sí, como ocurre a menudo con las citadas plantas endémicas. Sin embargo, los otros 3 elementos ya antedichos –binomen, descripción y tipo- son el punto de referencia básico para identificar inequívocamente a una especie.

Como ya se ha avanzado, desgraciadamente la tecnología al servicio de la conservación solo suele ser exigente en el conocimiento del primero de los tres elementos citados, el nombre científico, sin recaer en que éste puede ser erróneo ¿Se imaginan que se hubiera desarrollado un completo trabajo de biología molecular al servicio de la conservación de una planta, y que desde el primer momento los autores se hubieran equivocado de especie? O aún más sencillo, ¿qué pensarían de un carnet de identidad que pusiera sólo el nombre y apellidos de la persona portadora, sin ningún otro dato acreditativo que permita realmente identificarla?

La necesidad de un punto de partida adecuado para hacer corresponder inequívocamente una especie a la entelequia de su nombre científico, ha dado lugar a un cuerpo de doctrina dentro de la taxonomía vegetal, resumido en el Código Internacional de Nomenclatura para algas, hongos y plantas. Este Código es un texto progresivamente depurado y ampliado en cada edición del Congreso Mundial de Botánica, y su última versión, el 'Código de Melbourne' -nacido del XVIII congreso celebrado en esa ciudad australiana en 2011- ha extendido a algas y hongos la positiva experiencia alcanzada con las sucesivas ediciones anteriores, para las que el título que recibía era Código Internacional de Nomenclatura Botánica, conocido por sus siglas en inglés como ICBN. Aunque el Código debe ser indicado a efectos bibliográficos usando su edición original en inglés (McNEILL *et al*., 2012), existe una traducción al español (GREUTER & RANKIN RODRÍGUEZ, 2013) que puede resultar de acceso más sencillo para quienes no estén acostumbrados aún a su terminología. Los problemas sobre nombres correctos de las plantas y otros en los que suelen intervenir los tipos de cada especie, se resuelven por el Comité de Nomenclatura, que emite sus dictámenes mediante artículos editados en la revista 'Taxon'.

LA TIPIFICACIÓN

El Código, desde sus primeras versiones, consagra la necesidad de que cada especie vegetal tenga adecuadamente reconocido un *typus*, que además cumpla si es posible la condición de ser 'material original', es decir, un elemento inequívocamente usado por el primer descriptor de la especie para darle el primer nombre científico válidamente reconocido, término aprobado en el Congreso de Tokio de 1993, momento en el que también se matizaba que este tipo de material puede incluir duplicados de las muestras utilizadas por el autor o citadas en las descripciones o diagnosis originales, incluso si no fueron vistas por el autor en la descripción. Lejos de lo que cabría esperar, hay un amplio conjunto de especies vegetales que aún no están tipificadas; traduciendo a la metáfora ya empleada, es como si muchos de nosotros no tuviéramos foto en el carnet de identidad. Ni la foto, ni siquiera el carnet haría falta cuando vivimos en una pequeña comunidad rural, donde todos se conocen por el nombre e incluso tradicionalmente por el mote o mal nombre familiar, pero esa falta de identificación precisa no es compatible cuando el número de individuos se incrementa, y menos aún en una sociedad global. Muchos son los estudios publicados que tratan el aspecto de la tipificación en la nomenclatura de plantas, entre los que es justo resaltar el monumental trabajo realizado por JARVIS

(2007) "*Order out the Chaos*", en el que se compila de manera exhaustiva los tipos de los nombres descritos por Linneo (Figura 1).

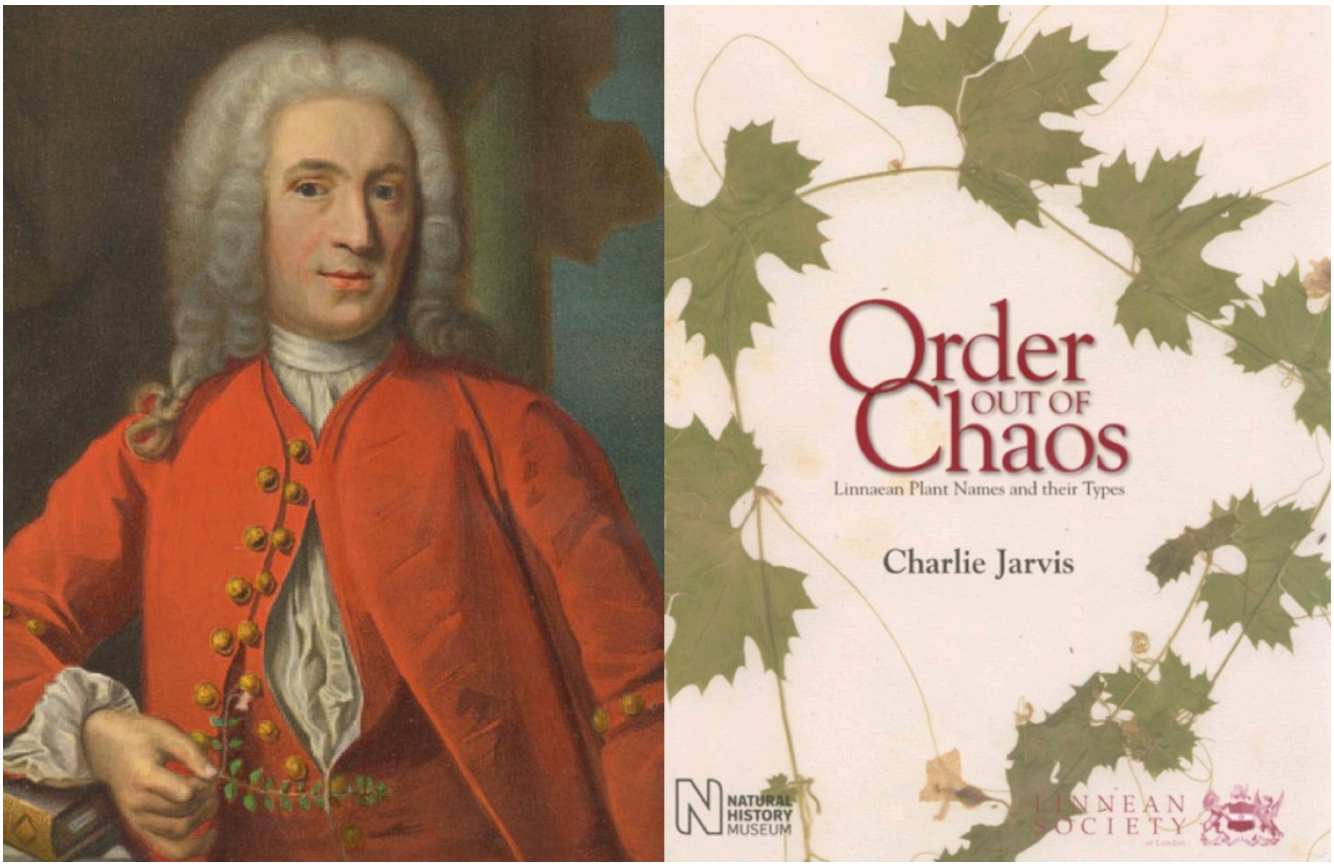


Figura 1. Retrato de Carl Linnaeus realizado por J. H. Scheffel en 1739 (extraído de TULLBERG, 1907) y portada de la obra "Order out of Chaos. Linnaean Plant Names and their Types" publicada por JARVIS (2007) donde se recogen los tipos de las especies vegetales descritas por Linneo

La tipificación conlleva un trabajo ingente -y por ende desagradable para la mayoría de botánicos-, ya que deben analizarse las descripciones originales de las especies y, sobre todo, buscar el material original, asociándolo inequívocamente al autor del taxon. Todos podemos conocer lo que es un chopo común (*Populus nigra* L.), pero la realidad es que bajo ese nombre probablemente lo que entienden los botánicos de unos países no es exactamente lo que tienen en la cabeza sus colegas de otros, entre otras cosas porque la especie tenga una amplia variación geográfica, o porque incluso deban reconocerse subespecies en su seno, pero… ¿cómo sabemos si estamos ante la genuina subespecie *nigra*, la subespecie típica? Si las descripciones de Linneo hubieran sido tan completas como las actuales, a veces de varias páginas de texto, no habría mucho que discutir, pero el sabio sueco encomendó su vida a intentar describir varios centenares de miles de especies, con la escasa tecnología de su época, y resolvió el problema con parquísimas descripciones de apenas un par de líneas en la mayoría de especies conocidas que se le atribuyen. En la descripción linneana del chopo podrían caber bastantes de las especies actuales de *Populus*, tanto *P. nigra* como unas cuantas suficientemente parecidas a ella, de diversas zonas del planeta.

La solución para este ejemplo del chopo común obliga a buscar el pliego o pliegos de los herbarios acumulados o usados por Linneo, eligiendo en caso necesario aquél -o incluso el fragmento concreto, cuando hay varios en el mismo pliego- que mejor se acomode a

la descripción que el mismo autor hizo de la planta. Este es un ejemplo sencillo, pero en no pocos casos Linneo sólo pudo consultar libros y manuscritos de otros autores previos con dibujos, que hasta el siglo XVIII no tenían en absoluto la precisión y calidad de los que se prodigaron a partir del siglo XIX. Sólo a partir de finales del XVIII, cuando se consolida la profesión de iconógrafo o dibujante botánico, la ilustración de las plantas adquiere tal perfeccionismo que lo dibujado permite diferenciar fácilmente entre subespecies o variedades de una misma especie, o entre especies dentro de un mismo género.

TIPIFICACIÓN Y TAXONOMÍA. ALGUNOS EJEMPLOS DE SU IMPORTANCIA APLICADA A LA CONSERVACIÓN

Una de las reglas básicas de la taxonomía moderna, es la de atribuir el nombre correcto de una especie a su primera descripción válida. Hasta bien entrado el siglo XX, cuando los botánicos de una zona concreta localizaban una especie que creían haber descubierto como nueva para la ciencia, revisaban los tratados a su alcance -a menudo pocos, al no tener acceso a obras escritas en países lejanos o en lenguas desconocidas para ellos-, y si no encontraban ninguna descripción convincente la nombraban como nueva para la ciencia, incluyéndola en los elencos de flora nativa de su territorio. Intentar comparar una especie así encontrada con otras parecidas de otros países y continentes ha sido hasta época reciente una tarea lenta y tediosa, ya que no había otro medio de contraste que la recepción de los pliegos originales -con riesgo de que se extraviaran, por lo que a menudo no eran prestados por las instituciones que los custodiaban-, o el viaje a esas tierras lejanas donde estaban los herbarios, a fin de consultar el material original. A lo sumo, botánicos de la segunda mitad del siglo XX podían solicitar fotografías de esos pliegos, que tardaban varios meses en llegar a los departamentos universitarios o centros de investigación. Esto dio lugar a que, en algunos casos, se describieran como nativas e incluso como endemismos, plantas que hoy en día consideramos exóticas invasoras; y lo que es peor, a menudo algunas de esas especies, al considerarse inicialmente raras, fueron a parar a listas de protección legal, de las que puede ser difícil extraerlas.

Figura 2. Aspecto general de *Marsilea azorica*

Marsilea azorica

Un ejemplo paradigmático puede ser el del pteridófito *Marsilea azorica* (Figura 2) descrito por LAUNERT & PAIVA (1983), teórico endemismo de las Azores descrito en 1983, justo cuando se elaboraban los borradores de las primeras listas de plantas protegidas que formarían parte de los anexos del Convenio de Berna para la protección de la vida silvestre en Europa, transfiriéndose directamente al anexo II y IV de la Directiva de Hábitats (Directiva 92/43/CEE). El estudio de este género ha demostrado recientemente que lo que se llamó *M. azorica*, cuya área mundial apenas superaba 1 km^2, son poblaciones invasoras del pteridófito australiano *Marsilea hirsuta* R.Br. (SHAEFER & CARINE, 2011).

Centaurea boissieri s.l.

En la reciente revisión de las listas españolas de protección de plantas silvestres, abordada con la aprobación del Listado Español de Especies en Régimen de Protección Especial (LESRPE), aprobado por el Real Decreto 139/2011 de 4 de febrero (BOE núm. 46, de 23.02.2011) se incluyó la especie *Centaurea boissieri* subsp. *spachii*, atendiendo sin duda a una interpretación errónea que podría haberse evitado con una consulta más detallada de la información taxonómica, que a su vez habría recurrido al estudio de los tipos y las localidades clásicas. La mayoría de especies vegetales del LESRPE son aquellas que aparecen en los anexos II y IV de la Directiva de Hábitats, donde se cita el endemismo español *Centaurea pinnata* Pau. Estas plantas se han confundido a menudo con otras del grupo de *C. boissieri* DC., donde se han descrito numerosas 'microespecies', táxones de restringido ámbito territorial que los autores más sintéticos prefieren englobar como variedades o manifestaciones locales de otras de mayor distribución. En la revisión más reciente del grupo, abordada por BLANCA & SUÁREZ-SANTIAGO (2011), se recuerda que *C. pinnata* es una especie muy localizada, exclusiva del SW de Zaragoza (MARTÍNEZ CABEZA, 1999), que ocasionalmente se hibrida con otras con las que coincide territorialmente como *C. boissieri* subsp. *pinae* (Pau) Dostál. La extraordinaria diversificación de este grupo y del formado por la especie *C. resupinata* Coss. en la Península Ibérica sólo se ha ido resolviendo recientemente, a medida que se recolectaba más material de sitios antes poco accesibles, y se revisaban tanto las descripciones originales como en su caso los tipos de cada taxon previamente, gracias a trabajos como el de BLANCA (1981). Previamente la revisión europea del grupo realizada por DOSTÁL (1976) fue necesariamente simplista e hipersintética, adscribiendo muchos de estas microespecies a lo que él denominó *C. boissieri* subsp. *spachii* (Schultz Bip. ex Willk.) Dostál. El detallado estudio de los tipos y las descripciones (BLANCA, op. cit.; BLANCA & SUÁREZ-SANTIAGO, op. cit.) ha aclarado que la especie *C. spachii,* inicialmente descrita por el botánico alemán M.H. WILLKOMM (1865) sobre material de Balazote (Albacete), corresponde a la revisión de estos autores se denomina *C. resupinata* subsp. *resupinata*; incluso una segunda interpretación de Willkomm (1893), correspondería a la subsp. *dufourii* (Dostál) Greuter de la misma *C. resupinata*. En términos botánicos, se podría indicar que uno de los sinónimos de *C. pinnata* por errores interpretativos [usualmente precedidos en la nomenclatura botánica por un guión (-) en vez del símbolo de inclusión (=) o el de identidad (≡)] sería *C. boissieri* subsp. *spachii* auct., non (Willk.) Dostál, descartando la identidad entre la rara y amenazada planta zaragozana *C. pinnata* y la inicialmente descrita como *C. spachii* Willk., ahora incluida entre los sinónimos de *C. resupinata*, de amplia distribución en el cuadrante sudoriental ibérico.

Odontites kaliformis / valentinus

En ocasiones la validez de los nombres científicos, con la consiguiente repercusión en la legislación si se trata de especies amenazadas, depende de la interpretación que se dé

a los artículos del Código que entran en conflicto, llevando siempre ventaja los táxones que hayan sido correctamente tipificados, y dentro de éstos, los que fueron descritos con mayor antelación. En 2008 se describió *Odontites valentinus* M.B. Crespo & Mateo, una planta hemiparásita exclusiva de los juncales salinos y comunidades vegetales próximas en los humedales costeros valencianos. No se trataba de una nueva especie de reciente descubrimiento, sino de la que había sido inicialmente descrita en 1809 como *Euphrasia kaliformis* Pourr. ex Willd., recombinada en 1907 por el botánico castellonense Carlos Pau como *Odontites kaliformis* (Pourr. ex Wild.) Pau. En el mismo trabajo, se proponía rechazar el uso de *O. kaliformis* porque, a partir de la recombinación de Pau y la interpretación hecha por aquél y otros autores coetáneos, se había generado una malinterpretación continuada de la identidad del taxon, denominando bajo ese nombre a una planta diferente, de amplia distribución en los matorrales secos de las montañas levantinas y del Sistema Ibérico. En el momento de formularse el nombre propuesto por CRESPO & MATEO (2008) se encontraba en prensa el volumen XIII de Flora iberica que incluía la revisión del género, abordada por RICO (2008), quien tras analizar las descripciones y los tipos de diferentes táxones morfológicamente próximos llegaba a la conclusión de que la planta de saladar debía denominarse *O. kaliformis*, mientras la de matorrales, que había recibido erróneamente ese nombre durante un siglo, correspondía inequívocamente a la especie *O. recordonii* Burnat & Barbey, correctamente descrita en 1882. Las interpretaciones en este caso eran conflictivas, ya que los tipos de ambas especies provienen de la Dehesa de la Albufera de Valencia, donde convivían, pero situándose una en saladares y otra en los matorrales dunares que rodean tales enclaves salinos. En esta zona natural cercana a Valencia capital sólo se ha podido localizar en las últimas décadas la planta de matorrales, dándose por presumiblemente extinta la de saladar, que sólo sobrevive en lagunas litorales salinas entre Sagunto (Valencia) y Torreblanca (Castellón). Dado que la especie de saladar estaba seriamente amenazada y merecía incluirse en listas oficiales de plantas protegidas, tanto en el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas (Decreto 70/2009, de 22 de mayo, Diario Oficial de la Comunidad Valenciana núm. 6.021 de 26.05.2009) como en el libro editado para su difusión por la Generalitat Valenciana (AGUILELLA et al., 2010) se refirieron a ella provisionalmente como *Odontites valentinus*, ya que dicho nombre no daba lugar a interpretaciones confusas. A cambio, en medios técnico-científicos se prefirió usar el nombre reivindicado para esa misma planta desde Flora iberica por RICO (2008), apareciendo como *Odontites kaliformis* en la Lista Roja Española de Flora Vascular (MORENO, 2008).

Para asentar su interpretación favorable al uso del nombre *Odontites valentinus*, CRESPO (2010) propuso que el nombre *O. kaliformis* se conservara, en base al uso consolidado ya indicado, para las plantas de matorral. Sin embargo, el Comité de Nomenclatura aceptó finalmente para la planta de saladar los argumentos en favor de la identidad del nombre más antiguo correctamente formulado y bien tipificado (APPLEQUIST, 2012), por lo que debe aceptarse como binomen válido *Euphrasia kaliformis*, actualmente reconocida en el género *Odontites* como *O. kaliformis*. La reciente revisión de la lista de especies protegidas de plantas valencianas (Orden 6/2013, de 25 de marzo, Diari Oficial de la Comunitat Valenciana núm. 6996, de 04.04.2013) incluye en consecuencia *Odontites kaliformis* en el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas, aunque indicando expresamente su sinonimia con *O. valentinus* para evitar cualquier error interpretativo.

Rhamnus valentina

Existen muchos ejemplos como los arriba mencionados, en los que la tipificación de los nombres es de gran relevancia para un mejor conocimiento de la especie, y como en este trabajo se reivindica, fundamental si se trata de plantas con interés para su conservación. El tratamiento taxonómico puede ser clave en algunas ocasiones para la posterior toma de decisiones a nivel legislativo y la inclusión o exclusión de especies en listados

Proyectos de investigación-conservación

de especies para su conservación. Este tratamiento puede dar escenarios de interpretaciones meridianamente opuestas para una misma especie, y así una misma planta puede pasar de ser considerada como un microendemismo puntual y exclusivamente conocido para un determinado territorio, algo que no en pocas ocasiones viene acompañado de cierto grado de amenaza, a ser considerado como una planta abundante y/o de amplia distribución y sin interés para su conservación. Un claro ejemplo de esta situación lo representa la especie *Rhamnus valentina*, que en estos momentos está siendo objeto de estudio en profundidad por parte de los autores de este trabajo. Esta planta fue propuesta por el eminente botánico alemán Carl Ludwig Willdenow (1765-1812) a partir del estudio de la obra de CAVANILLES (1793) y la interpretación que este último autor hizo de una planta descrita en 1764 como *Rhamnus pumila* ["*pumilus*"]. El estudio del material original que fue utilizado tanto por Willdenow como por Cavanilles para proponer esta especie y la correcta tipificación del nombre *Rhamnus valentina*, ha resultado imprescindible para una adecuada interpretación de esta especie; pues ha pasado de considerarse un microendemismo con escaso número de ejemplares silvestres, a representar un nombre sinónimo de *Rhamnus pumila*, taxon de amplia distribución y bastante frecuente en determinados ambientes de montaña.

Figura 3. Material tipo de *Silene hifacensis* conservado en el herbario de la Universidad Claude Bernard de Lyon (Francia). Fotografías reproducidas con permiso

Silene hifacensis

Un último ejemplo que queremos indicar lo constituye el endemismo íbero-balear *Silene hifacensis*. Planta emblemática y pionera del conservacionismo vegetal en la Comunidad Valenciana, considerada por la Directiva Hábitats como prioritaria para su conservación y en la actualidad en grave estado de amenaza para el territorio valenciano. Esta especie fue descubierta para la ciencia por el botánico francés Georges C. Ch. Rouy, quien utilizó para su estudio pliegos de herbario por él recolectados en el Peñón de Ifac de Calpe (Alicante), y pliegos recogidos por el botánico inglés Charles Lacaita en los

acantilados alicantinos del Cabo de San Antonio de Denia en 1884 (Figura 3). El primer pliego contiene 4 plantas de esta especie, mientras que el segundo contiene dos ejemplares. La diversidad morfológica de estas plantas no es muy grande, aunque se reconoce en la actualidad que existen dos morfos, básicamente diferenciados por el color de las flores; uno con flores rosadas y otro con flores totalmente blancas, además de algún otro carácter correlacionado. Ambas formas están presentes en las poblaciones alicantinas, y a menudo suelen aparecer conviviendo en una misma población. Una revisión realizada en este grupo vegetal entre 1983 y 1984 (JEANMONOD, 1984), reveló que el material que contiene estos pliegos pertenece a varias de las variedades descritas por el autor francés Rouy; var. *parviflora*, var. *pseudogibraltarica*, var. *pseudovelutina*, aunque en la actualidad se consideran de poco valor taxonómico y en consecuencia como sinónimos todos de *Silene hifacensis* en sentido amplio de la especie. No obstante, ante cualquier cambio de interpretación futura del criterio taxonómico de este grupo, sería necesario seleccionar de entre todos estos especímenes un único ejemplar para su designación como tipo nomenclatural. Por último, y como curiosidad, merece la pena comentar que a pesar del epiteto "*hifacensis*" y de que 2 de las 3 variedades proceden de Ifac, el material que eligió Jeanmonod en 1984 como tipo es precisamente el del Cap de Sant Antoni.

LECCIONES PARA EL FUTURO

Los ejemplos y otros razonamientos aquí indicados son una demostración de la necesidad de que las plantas se encuentren adecuadamente tipificadas, muy especialmente cuando se trata de especies cuya identificación correcta es necesaria por motivos legales –p.ej. la presencia en listas de especies protegidas-. La ausencia de tipos para las especies –o sea, de esa foto del carnet de identidad de la planta- aboca a riesgos importantes de confusión que no deberían aparecer cuando tratamos de la supervivencia de las especies más amenazadas.

Al igual que para las especies protegidas o a proteger, podrían exponerse igualmente casos de plantas de interés comercial, donde la identificación de las especies adquiere si cabe mayor peso por sus implicaciones económicas. Sin embargo, y resultando evidente la necesidad de que el máximo posible de especies vegetales estén correctamente tipificadas, son pocos los países en los que se ha apoyado esta tarea mediante proyectos de investigación de largo recorrido -p.ej., recientemente ha ocurrido en Italia, donde existe un proyecto nacional para la tipificación de los endemismos de aquel país- (DOMINA et al., 2012). En España, el desarrollo del proyecto *Flora iberica* ha ayudado a tipificar un amplio número de especies, pero no ha considerado esta actividad como un elemento sustancial, y de hecho si abrimos al azar cualquiera de sus volúmenes veremos que son muchas las plantas para las que no hay referencias a su tipo. Hemos avanzado mucho en la identificación de las especies vegetales, pero muchas de nuestras plantas vasculares siguen poseyendo un carnet de identidad al que falta la fotografía.

BOX

Desde la creación por parte de Linneo de los fundamentos básicos de la nomenclatura moderna para plantas, y a través de los sucesivos congresos internacionales de Botánica, se han visto modificados tanto las diferentes categorías de sinónimos como el número de categorías de *typus* y sus propios conceptos y definiciones desde que a finales del siglo XIX se comenzara e intensificara esta línea de investigación en biología (véase GILL, 1883; COOK, 1898, 1900; THOMAS, 1893; SCHUCHERT, 1897; SCHUCHERT & BUCKMAN, 1905; BURLING, 1912; KELLERMAN, 1912; SWINGLE, 1912, 1913). A continuación se hace un breve resumen de aquellos conceptos que han resultado y resultan en la actualidad de mayor relevancia para la nomenclatura moderna de las plantas:

Protólogo: Todo aquello que está asociado con un nombre y que acompaña a la descripción original de un taxon (descripciones, diagnosis, ilustraciones, referencias, sinonimia, datos geográficos, comentarios, etc.)

Material citado: Pliego/s de herbario y/o ilustraciones citadas en el protólogo y que acompañan a la descripción de un taxon.

Material original: Pliego/s de herbario y/o ilustraciones que son utilizados por el autor que describe un taxon. Este material puede estar citado o no en la descripción original (protólogo).

Holotypus: Schuchert en 1897 en su artículo publicado en Science definía esta categoría como un ejemplar único (o fragmento) sobre el cual está fundada una especie. Según el vigente código de nomenclatura, el holotipo de un nombre de especie o infraespecífico es el elemento singular, ejemplar o ilustración, usado por el autor, o designado por él como tipo nomenclatural. Recientemente, McNEILL (2014) ha publicado algunos aspectos de gran importancia sobre las normas que rigen el reconocimiento de esta categoría e importantes sugerencias para una mejor práctica de su uso. Cualquier duplicado de un holotipo es considerado como isotipo, pero bajo este concepto solo se consideran los ejemplares de herbario y nunca las ilustraciones. El término de isotipo fue publicado por GILL (1883) en origen como una de las dos o más formas comunes para diferentes países, pero con una connotación de tipo geográfico más bien que de nomenclatura.

Cotypus: La definición de este término fue publicada por THOMAS (1893), bajo el concepto de cotipo se engloba a uno de los dos o más ejemplares que juntos forman la base de una especie, no habiendo sido elegido ninguno como tipo. En este sentido, ningún nombre tendría a la vez tipo y cotipo, o bien un único tipo o dos o más cotipos. Esta categoría no es considerada en la actualidad por el Código, ya que el término queda incluido bien dentro de la categoría de sintipo, si el material ha sido citado en el protólogo, o bien dentro del concepto de material original del autor, es decir, conjunto de ejemplares e ilustraciones entre los cuales se puede designar un lectotipo, ya que en el momento de la descripción no se designó tipo alguno (holotipo).

Sintypus: En origen este término fue definido por BATHER (1894) para cualquier ejemplar del material original del autor cuando no fue designado ningún holotipo, o cualquiera de una serie de ejemplares descritos como cotipos de igual rango. Pero en la actualidad su definición ha evolucionado y ha sido matizada, y así se considera que un sintipo es cualquier ejemplar citado en el protólogo cuando no hay holotipo, o cualquiera de dos o más ejemplares designados conjuntamente como tipos en la descripción original del taxon o información asociada a ella, es decir, en el protólogo de un nombre.

Lectotypus: SCHUCHERT & BUCKMAN (1905) definieron este término como "Un sintipo elegido después de la descripción original para tomar el lugar que en otros casos es ocupado por un holotipo". El elemento lectotipo, ejemplar o ilustración, procede siempre del material original del autor y es designado como tipo nomenclatural si al publicarse el nombre de un taxon no se indicó el holotipo, o si el holotipo falta, o si se demuestra que corresponde a más de un taxon. El material duplicado de un lectotipo es siempre un isolectotipo (en ocasiones, se ha considerado a otros sintipos después de la designación de uno de entre ellos como lectotipo de un nombre como Paralectotipos o Lectoparatipos, pero estos términos no son reconocidos por el ICN).

Paratypus: Es cualquier ejemplar citado en el protólogo que no sea ni el holotipo ni un isotipo, ni tampoco uno de los sintipos cuando en el protólogo dos o más ejemplares fueron simultáneamente designados como tipos. Este término fue acuñado por

THOMAS (1893) en origen como un ejemplar que pertenece a la serie original, pero no es el tipo, en los casos donde el mismo autor ha seleccionado un tipo. Debe ser, sin embargo, uno de los ejemplares mencionados o enumerados en la descripción original. En este punto, consideramos importante comentar el término Alo*typus*, descrito por BURLING (1912), aunque propuesto para el material paleontológico, para referirse a cualquier paratipo que posea un órgano muy importante o característica distintiva que no está presente en el propio tipo (véase SWINGLE, 1913).

Neotypus: Es un ejemplar o una ilustración seleccionado para servir de tipo nomenclatural cuando no exista material original, o mientras falte. El material duplicado de un neotipo es siempre un isoneotipo.

Epitypus: Es un ejemplar o una ilustración seleccionado para servir de tipo interpretativo cuando se demuestre que el holotipo, o el lectotipo o neotipo designado previamente, o todo el material original asociado con un nombre válidamente publicado, es ambiguo y no puede ser identificado críticamente a efectos de la aplicación precisa del nombre a un determinado taxon. El material duplicado de un epitipo es siempre un isoepitipo.

Topotypus: Según THOMAS (1893) un topotipo es un ejemplar simplemente recolectado en la localidad exacta donde el tipo originario fue obtenido. El término neotopotipus ha sido utilizado en determinadas ocasiones, aunque es una palabra en desuso en la actualidad que define un material neotipo procedente de la localidad de donde procedía el holotipo o el lectotipo.

Tipotypus: Se considera como tipotipo a un ejemplar de herbario o espécimen que sirvió de modelo para una ilustración que es considerada como el tipo de un nombre.

Phototypus: Esta categoría apenas ha sido conocida e incluida en la bibliografía científica y en la actualidad carece de reconocimiento en el Código. Según KELLERMAN (1912) un fototipo es una fotografía del ejemplar tipo. Existen ejemplos de plantas para las que resulta muy complicado realizar pliegos de herbario (cactus u otro tipo de plantas crasas, de pequeño o gran tamaño, muy frágiles, etc.) y para las que los únicos materiales originales utilizados para su descripción son especímenes vivos, fotografías o ilustraciones, y cuyos tipos no son en ningún caso ejemplares de herbario. En este punto, puede existir una combinación de estos dos últimos conceptos, y así un Phototipo*typus* resulta una fotografía realizada a un ejemplar de herbario o espécimen vivo que fue utilizado como modelo para la ilustración que es considerada como el tipo nomenclatural. Y Phototopo*typus*, una fotografía realizada a un ejemplar recolectado en localidad exacta donde el tipo originario fue obtenido, pero este término carece de interés a efectos de tipificación.

Iconotypus: Este término define a una ilustración que es designada como el tipo de un nombre. Asimismo, las ilustraciones tipo pueden ser iconolectotipo, icononeotipo o iconoepitipo.

Clastotypus: SWINGLE (1912) acuñó este término a una parte o fragmento del ejemplar tipo de un nombre. Asimismo, en este trabajo citado se definieron los términos clono*typus* y spermo*typus*, para referirse a un ejemplar de herbario de multiplicación vegetativa o sexual (semilla, esporas) del mismo ejemplar tipo. Estos términos no son aceptados en el vigente Código, pues como se ha mencionado líneas arriba, cualquier duplicado de un tipo (holotipo, lectotipo, neotipo o epitipo) recibe el prefijo iso- (isotipo, isolectotipo, ioneotipo, isoepitipo). No obstante, por nuestra parte consideramos que la categoría muestra cierto interés si se matizan algunos aspectos de su definición. En concreto puede ser relevante en muestras que procedan, cuando sea posible, de la planta viva de donde fueron confeccionados los especímenes de herbario que constituyen el material tipo, siempre y cuando esta información esté disponible, a partir de una recolección diferente a la que dio origen al material designado previamente como tipo. Este término, por englobar un componente temporal (material de una recolección efectuada

posterior a la recolección origen del material designado previamente como tipo), consideramos que podría denominarse como clastocrono*typus*. Así, en ausencia por pérdida o destrucción del material tipo, y en ausencia de isotipos, sintipos, paratipos o cualquier material original, podría considerarse como tipo en sustitución al anterior, y con prevalencia sobre el neotipo. Este término resulta mucho más preciso que el de topotipo, pues necesariamente el material tiene que proceder del mismo ejemplar originario del que fue obtenido el tipo que previamente ha tenido que ser designado. Esta categoría puede quedar reflejada en la etiqueta del pliego de herbario para que, en caso de ser necesario, poder ser utilizado.

Clave de identificación de las diferentes clases básicas de tipo nomenclatural

1— El material tipo es designado en la descripción original(*)

2—Un solo ejemplar ha sido citado como tipo por el autor.
..... Holotipo (duplicados: Isotipo/s)

2'— Varios ejemplares han sido citados como tipo por el autor.
.....Sintipos (duplicados: Isosintipo/s)(**)

(**) Resto del material citado en el protólogo que no es holotipo ni un isotipo, ni tampoco sintipos (cuando dos o más ejemplares fueron simultáneamente designados como tipos)
.....Paratipo (duplicados: Isoparatipo/s)

1'— El material tipo designado es posterior a la descripción original(*)

3— Tipo designado a partir de material original del autor del taxon (citado y/o visto por el autor del taxon)
..... Lectotipo (duplicados: Isolectotipos)

3'— Tipo designado a partir de material no original del autor del taxon.
..... Neotipo (duplicados: Isoneotipo/s)

(*)Si se demuestra que todo el material original, o el holotipo, lectotipo o neotipo designado previamente, es ambiguo y no puede ser atribuido e identificado críticamente a efectos de la aplicación precisa del nombre, el ejemplar o ilustración seleccionado como tipo nomenclatural interpretativo es
..... Epitipo (duplicados: Isoepitipos)

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen sinceramente los comentarios y sugerencias de un revisor anónimo que han permitido mejorar el manuscrito original.

BIBLIOGRAFÍA

– AGUILELLA, A., E. LAGUNA & S. FOS 2010. *Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas*. Conselleria de Territorio y Vivienda. Generalitat Valenciana. Valencia.

– APPLEQUIST, W.L. 2012. Report of the Nomenclature Committee for Vascular Plants: 64. *Taxon* 61(5): 1108-1117.

– BATHER, F.A. 1894. Scientific Volupuk, Natural Science, IV, Jan., 1894, p. 57. *Revue Critique de Paleozoologie*, April, 1904, p. 74.

– BLANCA, G. 1981. Revisión del género Centaurea L. sect Willkommia G. Blanca nom. nov. *Lagascalia* 10: 131-205

– BLANCA, G. & V.N. SUÁREZ-SANTIAGO 2011. *Centaurea boissieri* DC. y C. *resupinata* Coss. (Asteraceae) en la Península Ibérica. Acta Botanica Malacitana 36: 89-105.

– BURLING, L.D. 1912. The nomenclature of Types. *Journ. Wash. Acad. Sci*. 2: 519-520.

– COOK, O.F. 1898. The Method of Type. *Science* 8: 513-516.

– COOK, O.F. 1900. The Method of Type in Botanical Nomenclature. *Science* 12: 475-481.

– CRESPO, M.B. 2010. Proposal to conserve the name *Euphrasia kaliformis* (*Odontites kaliformis*) (Orobanchaceae, Rhinantoideae) with a conserved type. Taxon 59(6): 1899-1900

– CRESPO, M.B. & G. MATEO 2008. *Odontites valentinus* sp. nov. (Scrophulariaceae), a new endemic taxon from Eastern Spain. *Flora Montiberica* 41: 62-66.

– DOMINA, G., GIUSSO DEL GALDO, G., GARGANO, D., LABRA, M., PECCENINI, S., PERUZZI, L. & RAIMONDO, F.M. 2012. The Italian Loci Classici Census. – *Taxon* 61(6): 1351-1353.

– DOSTÁL, J. 1976. *Centaurea*. In TUTIN, T.G. et al. (eds.): Flora Europaea vol. 4: 254-301. Cambridge University Press. Cambridge

– GILL, T.N. 1883. *Zoology*. Ann. Rept. Board Regents Smithsonian Institution for the year 1881.

– GREUTER, W. & R. RANKIN RODRÍGUEZ 2013. *Código Internacional de Nomenclatura para algas, hongos y plantas*. CSIC. Madrid.

– JARVIS, C. E. 2007. Order out of Chaos. *Linnaean plant names and their types*. Linnean Society of London with the Natural History Museum, London. London.

– JEANMONOD, D. (1984). Révision de la section *Siphonomorpha* Otth du genre *Silene* L. (Caryophyllaceae) en Méditerranée occidentale. III: aggrégat itálica et espèces affines. *Candollea* 39(2): 549-639.

– KELLERMAN, M. 1912. Phototypes, a means for wide distribution of the material. *Journ. Washington Acad. Sci*. 2: 346-348.

– LAUNERT, E. & J. PAIVA 1983. *Marsilea azorica*. Pp. 159–162 in Fernandes, A. & R. Fernandes Batarda (eds.): *Iconographia selecta Florae Azoricae* vol. 1(2). Conimbriga. Coimbra.

– MARTÍNEZ CABEZA, A. 1999. Sobre el área de distribución de *Centaurea pinnata* Pau. *Flora Montiberica* 11: 34-37.

– McNEILL, J. 2014. Holotype specimens and type citations: General issues. *Taxon* 63(5): 1112-1113.

– McNEILL, J., F.R. BARRIE, W.R. BUCK, V. DEMOULIN, W. GREUTER, D.L. HAWKSWORTH, P.S. HERENDEEN, S. KNAPP, K. MARHOLD, J. PRADO, W.F. PRUD'HOMME VAN REINE, G.F. SMITH, J.H. WIERSEMA & N.J. TURLAND 2012. *International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants (Melbourne Code)*. Regnum Vegetabile, nº 154. Koeltz Scientific Books. http://www.iapt-taxon.org/nomen/main.php

– MORENO, J.C. (coord.). 2008. *Lista roja de la flora vascular española amenazada 2008*. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid.

– RICO, E. 2009. *Odontites*. Pp. 473-495 in Castroviejo, S. (coord. edit.): *Flora iberica. Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*, vol. XIII. Real Jardín Botánico-CSIC. Madrid.

– SCHAEFER, H. & M.A. CARINE 2012. From European priority species to invasive weed: *Marsilea azorica* (Marsileaceae) is a misidentified alien. *Systematic Botany* 36(4): 845-853.

– SCHUCHERT, CH. 1897. What is a type natural history?. *Science* 5: 636-640.

– SCHUCHERT, CH. & S.S. BUCKMAN 1905. The nomenclature of type in natural history. *Ann. Mag. nat. Hist.* 16: 102-104.

– SIVARAJAN, V.1991. *Introduction to the principles of plant taxonomy*. 2nd edition.N.K.B. Robson ed. Cambridge University Press, Cambridge.

– SWINGLE, W.T. 1912. Clastotypes, clonotypes, and spermotypes, means for multiplying botanical name specimens. *Journ. Washington Acad. Scien*. 2: 344.

– SWINGLE, W.T. 1913. Types of species in botanical taxonomy. *Science* 37: 864-867.

– THOMAS, O. 1893. Suggestions for the more definite use of the word "Type" and its compounds, as denoting specimens of a greater or less degree of authenticity. *Proceeding of the Zoological Society of London* [1893]: 241-242.

– TULLBERG, T. 1907. *Linnéporträtt*. Ljus, Stockholm.

– WILLKOMM, M. 1865. Compositae. Pp. 24-273 in Willkomm, M. & H. Lange (eds.): *Prodromus Florae Hispanicae*, vol. 2. Schweizerbart. Stuttgart.

– WILLKOMM, M. 1893. *Supplementum Prodromus Florae Hispanicae*. Schweizerbart. Stuttgart.