núm. :03 2013

Chronica naturae

ISSN: 2253-6280
www.chronicanaturae.org

Revista de divulgación científica promovida y editada por HyT.

: *La divulgación científica; una especie en vías de desarrollo.* Editorial.

: *La burocracia: un factor limitante en la investigación.* José M. Guerra García.

: *Microalgas para biodiesel: desarrollo de un método de transformación genética para* Scenedesmus almeriensis*, una especie con potencial industrial.* Yasmeen Dautor, Tarik Chileh, Patricia Úbeda Mínguez, Aurora Mañas Fernández, Federico García-Maroto y Diego López Alonso.

: *Estudio de las redes tróficas europeas durante el Pleistoceno Temprano.* Guillermo Rodríguez-Gómez, Jesús Rodríguez y Ana Mateos.

: *Los murciélagos como vector de polinización del Pequi* (Caryocar brasiliense *Camb. Caryocaraceae), un recurso clave en las comunidades tradicionales brasileñas.* Christiano Peres Coelho, Paulo Eugênio Oliveira y José Ruiz Martín.

: *Estudio de la dispersión natal del cernícalo primilla* (Falco naumanni) *en primillares de la Comunidad de Madrid y aplicaciones para su conservación.* Sandra Goded Millán y Fernando Garcés Toledano.

: *Los helechos autóctonos de la flora valenciana.* Gonzalo Mateo Sanz.

: *El buitre negro en España: Una revisión de su biología y estado de conservación.* Emigdio Jordán Muñoz-Adalia y Ángel Hernández Lázaro.

: *El Banco de germoplasma de la flora silvestre valenciana: La colección CIEF (1990-2012).* P. Pablo Ferrer-Gallego, Inmaculada Ferrando, Mari C. Escribá, Francisco Albert, Albert Navarro, Víctor Martínez, Ana Hurtado y Emilio Laguna.

: *Repoblación y seguimiento con telemetría acústica del mero* (Epinephelus marginatus) *en el Paraje Natural de Acantilados de Maro-Cerro Gordo.* María Ángeles Bruzón Gallego, Oscar Mansilla Reyes, Alfonso Ismael Manzano Rodríguez, Elisa Martí Morales, Alejandro José Ibáñez-Yuste y Pilar Yamuza Clavijo.

: *Conectividad y biología de la conservación en el Mediterráneo. Una perspectiva genética basada en especies clave de invertebrados marinos bentónicos.* Pilar Casado-Amezúa.

Colaboran en este número:

ASOCIACIÓN HOMBRE Y TERRITORIO (HYT)

UNIVERSIDAD DE SEVILLA

UNIVERSIDAD DE ALMERÍA

CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN SOBRE LA EVOLUCIÓN HUMANA (CENIEH)

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

GREFA (GRUPO PARA LA RECUPERACIÓN DE LA FAUNA AUTÓCTONA Y SU HÁBITAT)

UNIVERSIDAD DE VALENCIA

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

SERVICIO DE ESPACIOS DE NATURALES Y BIODIVERSIDAD – CIEF (CENTRO PARA LA INVESTIGACIÓN Y EXPERIMENTACIÓN FORESTAL). GENERALITAT VALENCIANA.

IFAPA (CENTRO EL TORUÑO)

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Chronica naturae, 3 (2013). ISSN: 2253-6280.

abril 2013. 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

: La divulgación científica; una especie en vías de desarrollo.
Comité editorial de *Chronica naturae.*

El investigador invitado :7/10

: La burocracia: un factor limitante en la investigación.
José M. Guerra García. Profesor Titular de Universidad. Departamento de Zoología. Laboratorio de Biología Marina. Universidad de Sevilla.

Artículos :11/18

: Microalgas para biodiesel: desarrollo de un método de transformación genética para* Scenedesmus almeriensis*, una especie con potencial industrial.
Yasmeen Dautor, Tarik Chileh, Patricia Úbeda Mínguez, Aurora Mañas Fernández, Federico García-Maroto y Diego López Alonso. Grupo de investigación BIO-279 "Biotecnología de Productos Naturales". Universidad de Almería.

Artículos :19/37

: Estudio de las redes tróficas europeas durante el Pleistoceno Temprano.
Guillermo Rodríguez-Gómez, Jesús Rodríguez y Ana Mateos. Centro Nacional de Investigación sobre la Evolución Humana (CENIEH).

Artículos :38/48

: Los murciélagos como vector de polinización del Pequi (*Caryocar brasiliense *Camb. Caryocaraceae), un recurso clave en las comunidades tradicionales brasileñas.
Christiano Peres Coelho, Paulo Eugênio Oliveira y José Ruiz Martín. Universidade Federal de Uberlândia (Brazil) / Universidad de Sevilla (España) / Universidade Federal de Goiás (Brasil).

Artículos :49/57

: Estudio de la dispersión natal del cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en primillares de la Comunidad de Madrid y aplicaciones para su conservación.
Sandra Goded Millán y Fernando Garcés Toledano. GREFA (Grupo para la Recuperación de la Fauna Autóctona y su Hábitat).

Proyectos de investigación-conservación :58/65

: Los helechos autóctonos de la flora valenciana.
Gonzalo Mateo Sanz. Jardín Botánico e Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Universidad de Valencia.

Proyectos de investigación-conservación :66/75

: El buitre negro en España: Una revisión de su biología y estado de conservación.
Emigdio Jordán Muñoz-Adalia y Ángel Hernández Lázaro. Universidad de Valladolid. Dpto. de Ciencias Agroforestales (Área de Zoología).

Proyectos de investigación-conservación :76/82

: El Banco de germoplasma de la flora silvestre valenciana: La colección CIEF (1990-2012).
P. Pablo Ferrer-Gallego, Inmaculada Ferrando, Mari C. Escribá, Francisco Albert, Albert Navarro, Víctor Martínez, Ana Hurtado y Emilio Laguna. Servicio de Espacios de Naturales y Biodiversidad – CIEF (Centro para la Investigación y Experimentación Forestal), Generalitat Valenciana.

Índice.

Proyectos de investigación-conservación :83/91

: Repoblación y seguimiento con telemetría acústica del mero (*Epinephelus marginatus*) en el Paraje Natural de Acantilados de Maro-Cerro Gordo.

María Ángeles Bruzón Gallego, Oscar Mansilla Reyes, Alfonso Ismael Manzano Rodríguez, Elisa Martí Morales, Alejandro José Ibáñez-Yuste y Pilar Yamuza Clavijo. IFAPA, centro El Toruño / Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía.

Proyectos de investigación-conservación :92/100

: Conectividad y biología de la conservación en el Mediterráneo. Una perspectiva genética basada en especies clave de invertebrados marinos bentónicos.

Pilar Casado-Amezúa. Grupo de Biodiversidad Marina. Dpto. de Ciencias de la Vida. Universidad de Alcalá.

Editorial

La divulgación científica; una especie en vías de desarrollo.

El conocimiento es el único recurso que se incrementa con su uso. Al contrario de lo que sucede con los recursos físicos, los cuales se consumen y proporcionan rendimientos decrecientes con el tiempo, el conocimiento suministra rendimientos crecientes con su utilización. Cuanto más se usa, tanto más valioso es y más ventaja proporciona; este argumento ha sido recogido en recientes estudios económicos, estudios en los que también se señala que el no haber seguido este criterio ha sido una significativa causa generadora de la actual crisis. Y en el caso concreto de España, la mayor parte de los análisis coinciden en admitir que se ha vivido un modelo insostenible que ha apostado por la especulación y no por el conocimiento.

Y en este contexto nos parece fundamental reflexionar sobre la importancia de difundir, divulgar los conocimientos, algo que constituye de por sí, una de las premisas básicas de la revista *Chronica naturae*.

La importancia de la difusión del conocimiento no es un tema nuevo. De hecho, el uso del conocimiento disponible ha marcado la historia de las civilizaciones en todas las épocas. En esa línea, un interesante caso para rememorar y tener en cuenta es el de la Biblioteca de Alejandría. Creada en el siglo tercero antes de Cristo, hasta su destrucción, siete siglos más tarde, fue el cerebro y el corazón del mundo antiguo. Es evidente que allí estaban las semillas del mundo moderno. ¿Qué impidió que arraigaran y florecieran? ¿a qué se debió que Occidente se adormeciera posteriormente durante mil años de tinieblas? Entonces, la ciencia y la cultura en general estaban reservadas para unos cuantos privilegiados. La vasta población de la ciudad no tenía la menor idea de los grandes descubrimientos que tenían lugar dentro de la Biblioteca. Los nuevos descubrimientos no fueron explicados ni popularizados. La investigación benefició poco a la sociedad. Los grandes logros intelectuales de la antigüedad tuvieron pocas aplicaciones prácticas inmediatas. La ciencia no fascinó nunca la imaginación de la multitud. No hubo contrapeso al estancamiento, al pesimismo. Y como afirma el magnífico astrónomo y divulgador Carl Sagan, *cuando al final de todo, la chusma se presentó para quemar la Biblioteca no había nadie capaz de detenerla.*

Al igual que en aquella época, el trabajo del científico actual, indudablemente, es duro, entregado, casi siempre vocacional y muy meritorio, pero sus frutos deben hacerse colectivos, es decir, divulgarse, si no quieren seguir el mismo camino; y menos en un momento histórico como el nuestro, donde quizás, las consecuencias de ese "analfabetismo científico" sean mucho más peligrosas que en cualquier otra época anterior: es preocupante que el ciudadano promedio mantenga su ignorancia sobre el calentamiento global, la reducción del ozono, la contaminación del aire, los residuos tóxicos y radioactivos, la erosión del suelo, el crecimiento exponencial de la población, la escasez de alimentos, de agua y otros recursos.

Evidentemente, divulgar la ciencia no es disponer los resultados de un experimento al acceso de profesionales de la ciencia y gente interesada del sector: para eso ya están las revistas científicas que, por supuesto, ni son divulgativas ni pretenden serlo. Además, en su contra y por lo común, las publicaciones científicas, además de ser muy difíciles de comprender para el no iniciado, pueden ser aburridas, como igualmente pueden ser las comunicaciones a Congresos, incluso para los científicos que no trabajan exactamente en la especialidad de sus contenidos.

Divulgar la ciencia es hacerla más accesible al público en general, incidiendo menos en los detalles del trabajo científico. Y se basa en uno de los objetivos que perseguimos: contar los trabajos científicos de una forma más comprensible. Para lo que sin perder precisión, exactitud y contenido, solo se necesita dar a la comunicación la importancia que merece.

Editorial

Pero aunque todos los responsables de la ciencia, empezando por la Comisión Europea, insisten en la importancia de comunicar los resultados de la investigación a la sociedad, para el investigador no es tarea fácil. Fuera de las publicaciones científicas especializadas, no existe una valoración clara de su contribución a la difusión. El sistema de valoración curricular juega en contra de la producción científica divulgativa. La presión que sufren los investigadores para cumplir los objetivos requeridos en sus distintos ámbitos laborales está mermando el esfuerzo que quizás muchos de ellos empeñarían en divulgar su trabajo a la población general.

Incluso a investigadores, cuya inquietud les lleva un paso más allá, hacia la dimensión divulgativa, esta última no sólo no resta nada a su trabajo científico, sino que lo engrandece. Así, podemos observar que de países punteros en ciencia, países como Estados Unidos, Reino Unido, Francia, Alemania, etc., a los que tenemos como modelo, han salido algunos de los más grandes divulgadores científicos del siglo XX, como, Carl Sagan, Stephen Jay Gould o Isaac Asimov.

Sin entrar a valorar en manos de quién está cambiar el sistema de valoración curricular que mueve la producción científica, llamamos desde aquí a reflexionar sobre la importancia de la dimensión divulgativa de la ciencia y qué aspectos habría que mejorar para solventar su situación actual.

La Asociación Hombre y Territorio pretende aportar su propio granito de arena mediante la edición y publicación de *Chronica naturae*, y anima a que así lo hagan en la medida de sus posibilidades todos los que confíen en un futuro mejor.

Comité editorial de *Chronica naturae*. Abril 2013.

El investigador invitado

La burocracia: un factor limitante en la investigación.

José M. Guerra García

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

jmguerra@us.es

Como profesores de universidad, disfrutamos impartiendo docencia e investigando, que son nuestras tareas cotidianas, y casi siempre gratificantes. Pero hay un tercer componente también necesario para todo profesor universitario, la gestión, que no siempre es tan gratificante, sobre todo porque va ligado a la dichosa burocracia, que nos hace perder horas y horas innecesarias. Veamos en lo que se puede convertir un día de trabajo en la vida de un profesor de universidad:

Son las 9:00, perfecto, ya estoy en mi despacho, dispuesto a terminar de redactar un manuscrito y revisar unas muestras por la mañana, y la tarde la dedicaré a preparar unas presentaciones para las clases, y a comenzar a escribir la memoria del proyecto que solicitaré en la convocatoria nacional del Ministerio. Si me da tiempo intentaré también ponerme manos a la obra con una comunicación oral que tengo que preparar para el siguiente congreso. Pero abro el correo electrónico y encuentro un mensaje sobre la aplicación Algidus, debemos volver a introducir datos, esta vez referentes al proyecto docente. Los primeros años de funcionamiento había que rellenar "sólo" una aplicación denominada guía docente, donde además del programa, que al final era lo menos importante, había que rellenar entre otras cosas las competencias transversales, y varios epígrafes más, la mayoría de ellos carentes de sentido. Pero ahora, la guía docente se ha convertido, por una parte en un programa docente, que tuvimos que rellenar hace algunos meses, y por otra un proyecto docente, nombres diferentes para referirse a lo mismo. Aunque he leído varias veces en la aplicación el fundamento del programa y su utilidad, sigo sin entender porqué se separan estos dos componentes, y qué sentido tiene para el alumno, que lo que desea es poder acceder fácilmente al programa de la asignatura y a la bibliografía, y no a una lista interminable de competencias transversales, horizontales, etc, etc, etc. Pero me resigno, y sin más dilación abro la aplicación, después de quedarse colgada varias veces, consigo entrar, no me deja importar los datos que ya tenía de la guía docente, y tengo que volver a escribir cosas que ya tenía hechas. Además tengo que repetir la operación por cada grupo teórico. Paso más de una hora cumplimentando los apartados (confirmo el tema de los horarios de exámenes y aulas aprobados en junta de facultad) y cuando grabo me da error. Vuelvo a intentarlo y pasa lo mismo, pero quiero dejar terminado eso y poder pasar a otra cosa, llamo por teléfono y me dicen que la aplicación está fuera de servicio temporalmente porque se está actualizando, que lo intente a última hora de la mañana. El enfrentarme a la aplicación Algidus me ha recordado que, aunque mi asignatura es del segundo cuatrimestre, tengo que introducir ya, a comienzos de curso, los horarios y grupos de prácticas en el programa Bioprácticas, porque si no, los alumnos se apuntan en los grupos del año pasado (en este caso, aunque no debería ser así, la aplicación mantiene los días y fechas del año anterior, que por supuesto nunca coinciden con los del siguiente año). Bien, el programa es intuitivo pero tengo que ir escribiendo uno a uno el horario, lugar, hora, etc. para cada uno de los 16 grupos.

El investigador invitado

Esa información ya la entregué para el plan docente, pero claro, eso era para otra aplicación del programa Docentia, e iba en otro formato, el Biopracticas es independiente y tengo que introducir toda la información de nuevo para que los alumnos puedan apuntarse *online* a los grupos de prácticas. Dos horas después termino de introducir todos los datos, por suerte, el programa solo se ha quedado colgado dos veces, no está mal. Biopracticas concluido, queda terminar con el Algidus pero eso ya será más tarde. Recibo otro correo, ¡horror!, es del negociado de investigación, en este caso referente a varias orgánicas de mis proyectos, he de justificar por escrito los gastos de unas órdenes de pago, no basta con la factura porque en este caso, por posibles futuras auditorias a la universidad, me piden que justifique por escrito el gasto de ferretería, y tengo que redactar un escrito en el que explico que he comprado cinta americana y pegamento de contacto para el montaje de un sistema de acuarios, y que por tanto esa cinta no es material de papelería (los gastos de papelería no se pueden justificar por proyectos oficiales) sino material fungible. Así mismo, he de justificar que los botes que compré en la empresa Juvasa, que normalmente se usan para envasar aceitunas, no los quiero evidentemente para envasar aceitunas sino para guardar las muestras del proyecto en alcohol. Los compro allí en lugar de un distribuidor oficial porque, además de ser más económicos, cierran mejor y tienen muchos más tamaños y resultan ideales para conservar muestras. Bueno, me armo de paciencia y termino la carta justificativa y la mando por correo electrónico. Simultáneamente me llega otro correo, en este caso del ministerio, he de rellenar *online*, la memoria justificativa, no del proyecto en sí, que ya entregué convenientemente, sino del informe sobre el becario que tengo asociado al proyecto. Pincho en el enlace, pero no me aparecen los archivos que debieran, llamo al ministerio, me tienen un rato esperando y al final me dicen que no pueden resolverme el problema, que llame a la sección informática, así lo hago pero comunica continuamente, por fin consigo contactar con ellos, comprueban en la base de datos, detectan el error y lo subsanan, ya aparecen los archivos, pero no puedo acceder a ellos porque tengo que entrar como usuario. Y entonces tengo que introducir usuario y contraseña, ¿cual era la del proyecto del Ministerio?. Me voy al archivo donde almaceno la lista de contraseñas y usuarios que tengo para cada aplicación, un total de 7, no está mal. Rescato la del ministerio, descargo el archivo, lo relleno, y me siento satisfecho por haber cumplimentado con éxito otra tarea.

Uf, pero acabo de recordar que tengo que ir rellenando también los impresos para la realización de la estancia de investigación en centro extranjero, tanto los de la ayuda del plan propio, como la comisión de servicios pertinente, ah, y no se me puede olvidar la solicitud de licencia de estudios y presentarla para el próximo consejo de departamento. Esto me recuerda que hay un consejo esta semana, y la que viene una junta de facultad, y luego las reuniones de coordinación del programa de doctorado y de los másters. Lo de la solicitud de ayuda la dejaré para otro día, hoy aún tengo mucho por hacer. Se va acercando la hora del almuerzo, bueno, segundo asalto con la aplicación Algidus, como sigue sin funcionar, aprovecho para comer rápidamente, sólo me queda la tarde para todo lo que tenía previsto.

Vuelvo del almuerzo, recojo el correo postal en mi casillero. Han llegado 3 facturas, relleno las órdenes de pago para que no se me amontonen, hago las copias pertinentes, el papel de la fotocopiadora se atasca y me hace perder otro buen rato. Y además, resulta que me devuelven las últimas liquidaciones de dietas que mandé porque (sin que nadie nos lo comunique) han cambiado ligeramente el impreso y tengo que repetirlas usando el nuevo modelo; bueno, es poca cosa, lo termino rápido. Por fin, abro el archivo de mi artículo científico para continuar con él, tengo que hacer unos análisis estadísticos, abro el SPSS que es el programa que uso por tener licencia la Universidad, y como quiero intentar hacer las cosas bien no lo uso pirata, tengo el de la universidad. ¡Vaya!, mensaje "su licencia ha caducado", renovémosla.

El investigador invitado

Pero resulta que no se puede renovar, como cada año hay que instalar la nueva versión, voy a la página de la Universidad, me descargo la imagen ISO del programa, hago el CD, borro la versión anterior e introduzco la nueva y sigo las instrucciones de instalación y licencia de red. ¿Por qué nos obligan a instalarnos la versión nueva para poder trabajar?

¿Por qué no me puedo quedar con la versión que tengo, que va estupendamente? Sería mucho más sencillo si nos proporcionasen sólo la clave de renovación. Pero esto no es posible, el contrato que tiene la Universidad para el SPSS obliga a cambiar de versión cada vez que sale una nueva. Bien, ya tengo instalada la nueva versión, ya son las 17:00 horas, aún tengo tiempo. Con miedo, miro el correo, y efectivamente, entre otros, encuentro varios mensajes, en uno me ruegan que cumplimente un par de encuestas sobre el funcionamiento de varios servicios universitarios, y en otro que revise que tengo actualizados los datos del SISIUS porque se van a descargar para la memoria del PAI. Lo reviso, y sí, debo actualizar los últimos artículos y estancias en congresos. Por supuesto he de meter los datos en la aplicación, no puedo importarlos de mi CV. Abro la carpeta de mi CV, y sonrío (por no llorar) porque debo llevar paralelamente el CV en 4 formatos distintos, el de la ANECA, el de los sexenios, el de la habilitación, el del proyecto del Ministerio, uno resumido que ya ni recuerdo en qué aplicación lo tuve que incluir, otra versión en inglés, para una solicitud de ayuda para estancias. Abro el del modelo del ministerio y voy copiando y pegando en el del SISIUs, aunque no sirve de mucho, porque como la revista no aparece en la base de datos tengo que darla de alta y eso me lleva un ratito porque tengo que buscar el ISSN y el lugar de publicación entre otras cosas. Empiezo a desesperarme, aunque pienso con alegría que en estos momentos no tengo que rellenar papeles de la ANECA (que eso es otra, cuánto tiempo habré dedicado a rellenar formularios *online* y papeles justificativos para la ANECA, para ayudante doctor, contratado doctor, todos los impresos de la habilitación, y luego la plaza, uf, recuerdo ir cargando al registro con un "carrito" lleno de copias para compulsar, y perder horas y horas en el registro de la Plaza de España; pero me reconforta pensar que por lo menos esa fase de la burocracia ya pasó).

Ilustración:
Virginia García Moreno y Marisol Cubero Cabeza
www.virginiaentinta.blogspot.com.es
http://solcubero.wix.com/soledadcubero

El investigador invitado

Aunque me recuerda que nos acercamos a diciembre y tengo que ir rellenando los papeles de solicitud de sexenio, más burocracia, y porque los complementos autonómicos están en stand-by porque si no también tendría que rellenar las aplicaciones este año.

Pongo al día la aplicación del SISIUS y satisfecho por mi hazaña miro la hora, las 19:15. Hago algunos análisis estadísticos con el SPSS, hombre por fin algo productivo en el día, y me dispongo a retomar el artículo que estaba preparando. Ah, pero recuerdo que debía rellenar las encuestas, si lo dejo para otro día se me olvidará, así que me pongo manos a la obra, no es tarea difícil. Misión cumplida. Cuando intento retomar el manuscrito, llegan unos alumnos para preguntar unas dudas para el examen de diciembre, los atiendo a pesar de no ser la hora de tutorías (además, atender a unos alumnos es mucho más importante e interesante que todo el papeleo que llevo haciendo a lo largo del día). Cuando se marchan los alumnos, recuerdo, que he de reservar el aula para el examen, relleno la aplicación *online* con todos los datos para la solicitud de reserva, y veo que son las 20:40. Me vuelvo a acordar del Algidus; como tiene nombre de medicina (retómelo cada 8 horas) me acuerdo que lo había dejado pendiente porque no funcionaba por la mañana. Entro en la aplicación y funciona, ¡milagro!, completo con éxito todo lo que me piden... miro el reloj, son las 21:50. Copio el archivo del manuscrito en el pendrive por si puedo avanzar en casa con el portátil y apago el ordenador. Aprovecho rápidamente para hacer una lista con la burocracia pendiente: rellenar memoria del proyecto, dos liquidaciones de dietas que aún tengo que cumplimentar, la justificación de las ayudas que me dieron para la organización de un congreso, el informe final *online* para el proyecto de la Junta, licencia de estudios, etc, etc, (no me cabe todo en el papel). Me marcho corriendo y llego a casa cansado (y de mis tareas sólo he podido dedicar algo más de media hora a la estadística del artículo). Ceno, ligeramente agobiado, por no haber avanzado en mis quehaceres científicos, e intento avanzar con el manuscrito después de cenar, pero la burocracia me ha dejado KO, ha ganado la batalla, me quedo dormido, mañana será otro día.

Artículos

Microalgas para biodiesel: desarrollo de un método de transformación genética para *Scenedesmus almeriensis*, una especie con potencial industrial.

Yasmeen Dautor, Tarik Chileh, Patricia Úbeda Mínguez, Aurora Mañas Fernández[1], Federico García-Maroto y Diego López Alonso[*]

Universidad de Almería, Campus de Excelencia Internacional Agroalimentario, Grupo de investigación BIO-279 "Biotecnología de Productos Naturales", 04071 Almería, España.

[1] Dirección actual: Grupo de Bioenergía, Centro de Tecnología de REPSOL, Ctra. A-5 Km 18, 28935 Móstoles, Madrid, España.

[*]Autor para correspondencia: dlopez@ual.es

RESUMEN

El progresivo agotamiento de las reservas de combustibles fósiles está promoviendo la búsqueda de fuentes alternativas renovables. El biodiesel —diésel producido a partir de los aceites vegetales, fundamentalmente— se presenta como una de las alternativas más claras. Pero cubrir las demandas de biodiesel exclusivamente a partir de las plantas cultivadas plantearía graves problemas y, según se calcula, sería insuficiente. Las microalgas se sugieren como solución necesaria, libre además de los problemas anejos a las plantas. Pero el aceite de microalgas es, actualmente, extraordinariamente caro de producir. Para abaratar esta materia prima los expertos recomiendan modificar genéticamente las microalgas prometedoras lo que sólo será posible desarrollando métodos de transformación genética. En este trabajo se describe el desarrollo de un método eficiente de transformación genética para Scenedesmus almeriensis *vía* Agrobacterium tumefaciens *y se discute su aplicabilidad más allá del biodiesel mediante el uso de* S. almeriensis *como biofactoría.*

Palabras clave: microalgas, biodiesel, transformación genética, *S. almeriensis*, *A. tumefaciens*, biofactorías.

INTRODUCCIÓN

Los combustibles fósiles se agotarán, en un plazo más o menos largo, de ahí la imperiosa necesidad de buscar fuentes alternativas de combustible renovables. El biodiesel es una fuente **renovable** que se obtiene a partir de las grasas y aceites (incluidos los desechados después de ser utilizados para freír). También se obtiene biodiesel de aceites vegetales (colza, soja, etc.) expresamente producidos para ello. En EE.UU. ha originado un serio conflicto denominado "*foods vs. fuels*" (alimentos frente a carburantes). El uso de plantas para la producción de biocarburantes, en general, plantea un par de problemas adicionales graves: el incremento de la demanda de suelo agrícola y de agua de riego. Ambos problemas, aparte de suponer un encarecimiento de dos recursos agrícolas imprescindibles y escasos, plantean amenazas ambientales tales como la roturación de bosques, la sobreexplotación de los acuíferos, etc.

Y, en cualquier caso, cálculos elementales demuestran tajantemente, que es imposible sustituir el petrodiesel por biodiesel vegetal exclusivamente, y que sólo las microalgas pueden ser la solución (Chisti, 2007). Aunque compartimos las palabras de John Benemann (2012), un experto que opina que el campo de los biocombustibles de algas está poblado de "*promociones fantásticas, sistemas de cultivo extravagantes, y proyecciones de productividad absurdas*", con todo rigor se puede sostener que las microalgas tienen las siguientes ventajas:

» **Una elevadaproductividad de aceite**. Por ejemplo, *S. almeriensis*, es capaz de producir anualmente unos 20.000 L/ha frente a los cerca de 6.000 L/ha de la especie vegetal más productiva en aceite (la palma).

» **Pueden ser cultivadas en cualquier tipo de terreno**, incluso en terrenos completamente inservibles para cultivos agrícolas, con lo que **no compiten por terrenos cultivables**.

» **No demandan agua de riego**, que es un bien extremadamente escaso en muchas partes del planeta, sino que pueden crecer, muchas de ellas, en aguas no útiles para la agricultura, en aguas residuales o en agua de mar (las miles de especies marinas).

» Finalmente, su uso **elude completamente la confrontación *"foods vs. fuels"***, dado que el cultivo de microalgas sólo en muy pequeña proporción está destinado al consumo humano, en mercados marginales como el de los complementos nutricionales o "*healthfoods*".

Por tanto, las microalgas son una fuente ideal de biodiesel y, sin embargo, —a despecho de lo afirmado en los alardes publicitarios de alguna multinacional petrolífera—, no existe aún una industria de tal tipo. ¿Por qué?. **El coste del aceite de microalgas**. Con diferencia, este es el aspecto clave de todo el asunto, ya que de lo que se trata es de producir aceite microalgal a un precio razonable de mercado. Y justamente en este aspecto clave es donde más sufre la hipótesis de producir biodiesel microalgal, porque el coste de la materia prima, el aceite de microalgas, es extraordinariamente elevado (de 20.000-90.000 $/tn). Incluso en la estimación muy ponderada de Benemann, el coste del aceite microalgal vienen ser ~20 veces el precio del petróleo crudo actual (500 $/tn). Y también es muy superior al coste del aceite vegetal que está en el entorno de los 1.300 $/tn.

¿Qué hacer? El reto está claro: el coste de la biomasa microalgal tiene que ser substancialmente reducido y, al mismo tiempo, debería de incrementarse la productividad en aceite hasta el máximo posible, con el objetivo de reducir el coste de la tonelada de aceite microalgal desde los actuales 20.000$ hasta ~1.400$. Aparentemente el foso es insalvable... pero estamos hablando de microorganismos y creemos que es aplicable lo que ha sucedido en otros casos. Por ejemplo, la productividad de penicilina de las cepas modernas es 5.000 veces superior a la original, incremento que se ha conseguido en unos 50 años.

Hay un consenso prácticamente unánime, que considera el desarrollo de la transformación genética de microalgas como el elemento clave para convertir las microalgas en microrganismos industriales. De las más de 40.000 especies de microalgas, sólo está descrita la transformación genética de poco más de una docena y la mayoría de ellas no reúne las características deseables para un microorganismo **industrial**: capaz de crecer en cultivo masivo (en reactores industriales), robusto frente a fluctuaciones del medio (pH, salinidad, temperatura, etc.), y de crecimiento rápido (productividad). De modo que el reto es conseguir métodos de rutina para transformar genéticamente microalgas industrialmente prometedoras.

Artículos

Foto 1. *S. almeriensis* vista con un microscopio electrónico de barrido. (Imagen cedida por el Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Almería).

Scenedesmus almeriensis es una especie de alga verde (Clorofita) de agua dulce aislada por investigadores de la Universidad de Almería procedente de charcos de desecación de invernaderos. Esta especie soporta grandes fluctuacionesde temperatura, pH y salinidad. Ha sido cultivada en las instalaciones de "Las Palmerillas" (Fundación CAJAMAR) situadas en La Mojonera (Almería) en reactores de 6.000 L establemente, durante un año, con luz solar, con una elevada velocidad de crecimiento (Sánchez *et al*., 2008). En suma, reúne todos los requisitos para poder convertirse en un microorganismo industrial. Nosotros nos propusimos desarrollar un método de transformación genética para *S. almeriensis* con el objetivo inmediato de producir biodiesel, pero pensando más allá en su posible utilidad para multitud de propósitos industriales. En el presente artículo describimos de una manera asequible para un lector sin formación especializada en este campo, cómo hemos desarrollado un procedimiento de transformación genética para esta microalga y discutimos su posible alcance.

MATERIALES Y MÉTODOS

La especie utilizada ha sido *Scenedesmus almeriensis*, un alga verde de agua dulce aislada en Almería por el grupo del Dr. Molina Grima del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Almería.

Para cultivar la microalga en medio líquido se ha utilizado TAP (Tris-acetato-fosfato), un medio de rutina para algas verdes de agua dulce. En medio sólido se ha cultivado en un medio comercial denominado agar nutritivo a pH 8. Los cultivos se han realizado a 26° con un fotoperiodo de 18 horas de luz y 6 de oscuridad.

Artículos

La transformación genética se ha llevado a cabo mediante *Agrobacterium tumefaciens* LBA4404, una bacteria especializada en infectar células vegetales. El vector de transformación utilizado ha sido el plásmido pCAMBIA 1305.1 que lleva un gen de selección que confiere resistencia a higromicina además del gen *GUS* como reportero, en el segmento de DNA que es transferido a la microalga (el denominado T-DNA; Figura 1).

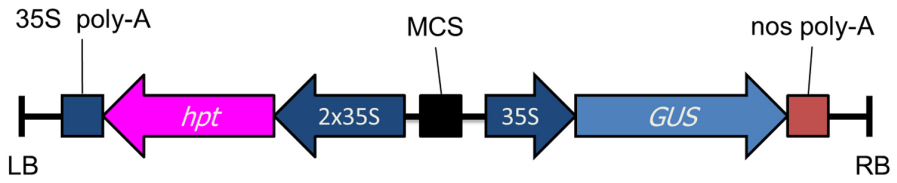


Figura 1. Organización del T-DNA del vector pCAMBIA 1305.1. Se representan los dos genes que contiene, *hpt* y *GUS*, flanqueados cada uno de ellos por sus respectivos promotores (35S) y señales de terminación (poly-A); en medio queda el sitio de clonación múltiple (MCS) y en los extremos los bordes izquierdo (LB) y derecho (RB) que delimitan el T-DNA.

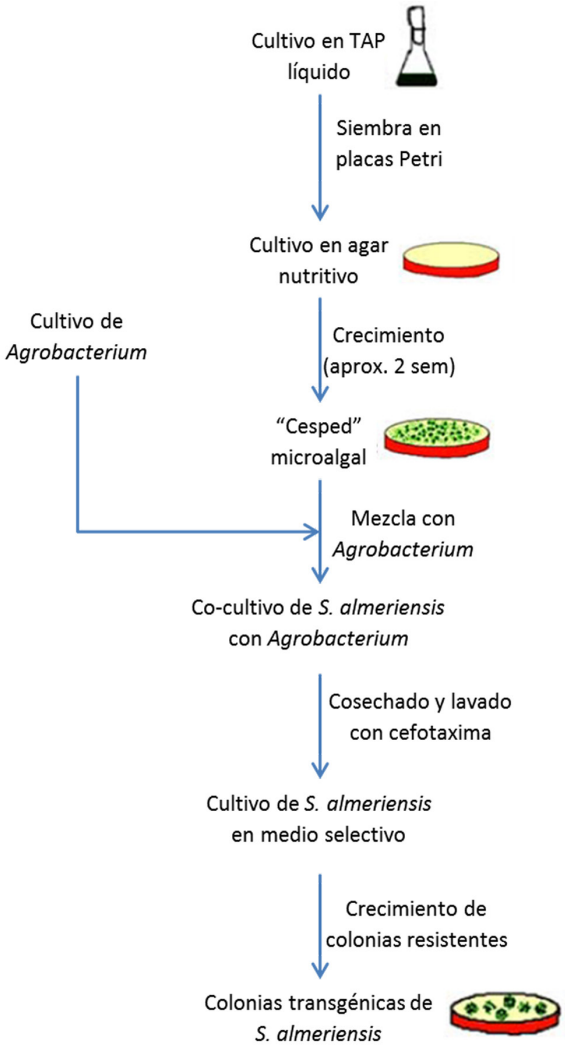


Figura 2. Esquema del proceso de transformación genética.

La determinación de las concentraciones óptimas de antibióticos para el método de transformación genética se hizo mediante un experimento factorial de 6x4 en el que se ensayaron las siguientes concentraciones: higromicina 0,10, 20, 30, 40 y 50 mg/L; cefotaxima 0, 250, 500, y 750 mg/L.

El proceso de transformación genética descrito someramente ha consistido en lo siguiente (Figura 2): utilizando un cultivo joven (en fase exponencial) de *S. almeriensis* se siembran una serie de placas y se cultivan hasta que se forma una especie de césped de microalgas. Aparte, con la antelación suficiente, se cultiva el *A. tumefaciens* para tenerlo listo en el momento en que sea necesario. Una vez que el césped verde de microalgas es bien patente, a cada placa de éstas se le añade una cierta cantidad del cultivo de *A. tumefaciens* y se mezcla todo bien, a fin de propiciar el contacto entre las células de *S. almeriensis* y las de *A. tumefaciens*. Se dejan de este modo en co-cultivo durante cierto periodo de tiempo. Transcurrido este periodo, se cosechan las células con medio líquido TAP conteniendo cefotaxima. (La cefotaxima es un antibiótico que mata a *Agrobacterium* pero no afecta a *Scenedesmus*.) Finalmente, sembramos las células cosechadas en placas con medio selectivo (conteniendo higromicina) y las dejamos crecer hasta que se ven a simple vista colonias verdes (Figura 2). En este esquema básico operamos con las siguientes variables: acetosiringona, luz, duración del co-cultivo, temperatura de co-cultivo y pH del co-cultivo.

Para determinar la presencia del gen *GUS* hicimos amplificación de un fragmento del gen mediante PCR con dos cebadores ("primers") específicos para dicho fragmento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Básicamente, la transformación genética mediada por *Agrobacterium tumefaciens* consiste en que desde esta bacteria se transfiere un segmento específico de DNA (el T-DNA), con los genes que contiene (Figura 1), el cual se inserta aleatoriamente en un cromosoma de la microalga. De este modo, las células transformadas tienen entre su repertorio de genes, unos genes adicionales no presentes en las células no-transformadas. En nuestro caso, la transformación supone disponer de dos genes adicionales, *hpt* (=Hyg^R, resistencia a higromicina) y *GUS* (que codifica una proteína enzimática que puede dar una reacción coloreada) (Figura 1).

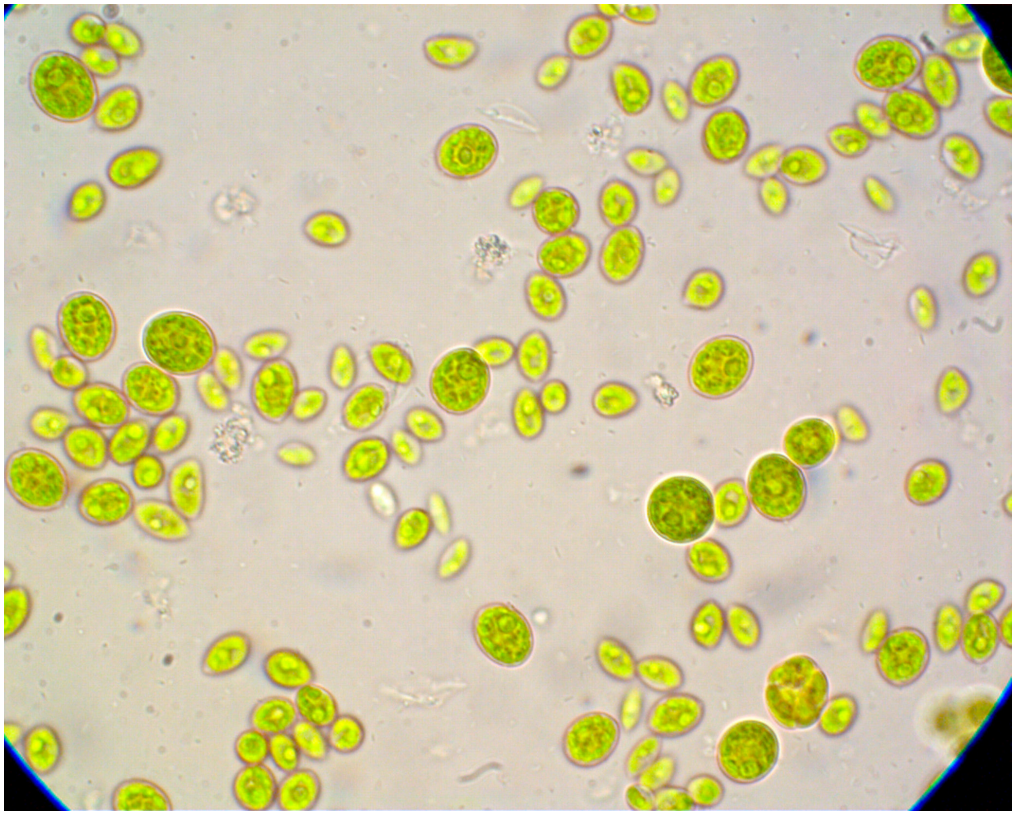


Foto 2. *S. almeriensis* vista con un microscopio óptico.
(Imagen cedida por el Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Almería).

Después de co-cultivar las microalgas con el *A. tumefaciens*, como hemos descrito antes,lo que obtenemos es una suspensión celular (Figura 2). Esta población celular es genéticamente heterogénea, es decir, está constituida por células transformadas genéticamente (que tienen insertado en su material genético el T-DNA y, por consiguiente, los genes Hyg^R y *GUS*) y células no-transformadas (en las que no se ha insertado el T-DNA). Aquellas son resistentes al antibiótico higromicina en tanto que éstas son sensibles a dicho antibiótico. Por consiguiente, el procedimiento para seleccionar sólo las microalgas genéticamente modificadas consiste, simplemente, en sembrar las células sometidas al proceso de transformación en placas con medio de cultivo sólido conteniendo el antibiótico (Figura 2). De este modo sencillo, tras cultivar durante un par de semanas aproximadamente, las colonias (clones) que surgen en el medio deberían de proceder de células genéticamente transformadas pues, las no-transformadas son incapaces de crecer en dicho medio.

Artículos

Con respecto a los resultados de la transformación genética, hubo importantes diferencias en el número de colonias transgénicas (resistentes a higromicina) producidas por las diferentes combinaciones de los factores operacionales. En cualquier caso, la temperatura fue el único factor con un efecto estadísticamente significativo. Otros factores de operación, por ejemplo, el tiempo de co-cultivo, parecían ser importantes aunque sin alcanzar la significación estadística. En tanto que la luz, un tanto sorprendentemente, no afectaba en modo alguno durante la etapa de co-cultivo.

Globalmente cerca de 1.000 colonias transgénicas putativas crecieron en las placas selectivas. Decimos putativas porque sólo podemos asumir de modo provisional que son verdaderamente transgénicas, ya que, como se sabe, siempre se producen "escapes", esto es, colonias de células no-transformadas que, por razones desconocidas, crecen, aun en presencia de antibiótico, pese a no llevar el gen de resistencia. Por lo tanto, siguiendo los procedimientos usuales, verificamos mediante ensayos adicionales que el proceso de transformación genética era genuino.

Para ello, cogimos una muestra de 36 colonias resistentes a higromicina y, mediante PCR, analizamos la presencia del gen *GUS* en ellas. Alrededor del 70% dieron resultado positivo (Figura 3), es decir, estaba presente el gen *GUS*. Esto indicaba que tenían los dos genes presentes en el T-DNA: *hpt* (porque eran resistentes a higromicina) y *GUS* (porque mostraban el fragmento de amplificación por PCR) y, por consiguiente, eran transgénicas auténticas.

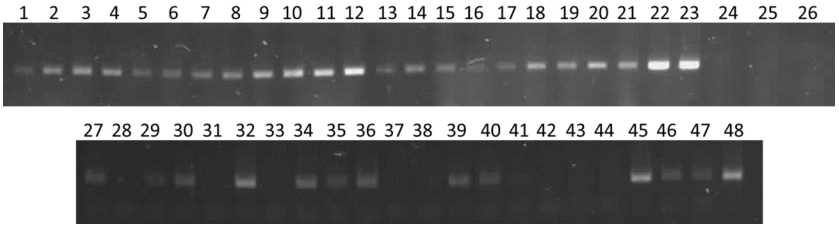


Figura 3. PCR de colonias para *GUS*. Las líneas 1-21 y 27-48 eran de transformadas putativas; las líneas 22-23 eran controles positivos (*A. tumefaciens* portando el vector pCAMBIA1305.1); y las líneas 24-26 eran controles negativos ("wild type").

Extrapolando los resultados podemos concluir que, groseramente, obtuvimos alrededor de 700 clones transgénicos de *S. almeriensis* en una sola ronda de transformación genética. Por lo tanto, hemos desarrollado un procedimiento de transformación genética eficiente para la microalga *S. almeriensis*.

El desarrollo de un método de transformación genética para *S. almeriensis* nos permitirá avanzar en la consecución del objetivo de aumentar el contenido en aceite de la microalga para hacerla útil como materia prima para biodiesel. Esto pensamos conseguirlo introduciendo en la microalga genes que incrementen la síntesis de aceite, en concreto, genes del tipo *DGAT1*. Aunque, como en toda investigación, hay un cierto nivel de incertidumbre. A favor de nuestra idea está que los genes de la denominada familia *DGAT1* han incrementado efectivamente el contenido en aceite en plantas superiores (Liu *et al.*, 2012). En contra, que los pocos intentos llevados a cabo mediante transformación genética de microalgas con otros genes (*DGAT2* y *ACC*), han fracasado en el objetivo de incrementar el aceite (La Russa *et al.*, 2012; Dunahay *et al.* 1996).

No obstante, en nuestra opinión,es el desarrollo de un método de transformación genética para *S. almeriensis*, en sí mismo, el que puede llegar a tener una importancia capital en la biotecnología de microalgas. Se puede objetar que hay una decena de especies de microalgas para las que se han desarrollado ya métodos de transformación genética. Pero ninguna de ellas tiene cualidades como microorganismo industrial.

Hablamos de adaptación a cultivo en masa, robustez de los cultivos y velocidad de crecimiento, cualidades demostradas por *S. almeriensis*. Para entender mejor lo que queremos decir baste un ejemplo: *S. almeriensis*, con un 12% de contenido en aceite, ocupa la cola de las microalgas oleaginosas; en cambio, si comparamos productividad, se sitúa en el primer lugar (Tabla 1). En suma, lo que queremos enfatizar es que hemos desarrollado un método de transformación genética para una microalga con potencial industrial, no para una especie modelo de laboratorio. Adicionalmente, la técnica puede ser utilizada para introducir en la microalga cualquier gen que interese, (por ejemplo, un gen para producir un fármaco), con lo que se abre un abanico de posibilidades virtualmente infinitas utilizando *S. almeriensis* como biofactoría de productos de alto valor.

Tabla 1. Comparación entre el contenido total en lípidos y la productividad en lípidos (expresada en miligramos por litro y por día).

ESPECIE	LÍPIDOS TOTALES (% PESO SECO)	PRODUCTIVIDAD (mg/L·d)
Scenedesmus almeriensis*	**12**	**144**
*Chlamydomonas BAFJ5***	46	95
*Chlorella emersonii***	63	50
*Chlorella vulgaris***	38	54
Chlorococcum sp.**	32	109
Nannochloris sp.**	30	77
Nannochloropsis sp.**	34	76
*Neochloris oleoabundans***	34	133
*Pavlova lutheri***	36	50
*Pavlova salina***	31	49

*Sánchez *et al.* (2008)
**Liu *et al.* (2010)

CONCLUSIONES

Se ha conseguido desarrollar un método de transformación genética para *Scenedesmus almeriensis* vía *Agrobacterium tumefaciens*. El método es relativamente sencillo y muy eficiente pues genera cientos de clones transgénicos en un único experimento. No obstante, tiene que tenerse en cuenta que hay una proporción substancial de "escapes", estimada groseramente como de un 30%, que obliga a efectuar un proceso de verificación de los clones para determinar los que son verdaderamente transgénicos. El método de transformación genética para *S. almeriensis* será aplicado a la producción de biodiesel mediante la introducción de genes que incrementan la síntesis de aceite. Más allá de este objetivo inmediato, la técnica desarrollada puede ser aplicada a la producción de cualquier proteína recombinante en la microalga *S. almeriensis* usándola como biofactoría.

AGRADECIMIENTOS

Las actividades de investigación desarrolladas son financiadas por el proyecto de excelencia de Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía, P10-CVI-05869, y por el proyecto de la convocatoria INNPACTO del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España, IPT-2011-0842-920000.

BIBLIOGRAFÍA

– CHISTI, Y., 2007. Biodiesel from microalgae, *Biotechnol. Adv.* 25:294-306.

– BENEMANN, J.R., 2012. *Microalgae biofuels and animal feeds: An introduction*, personal communication.

– SÁNCHEZ, J.F., FERNÁNDEZ, J.M., ACIÉN, F.G., RUEDA, A., PÉREZ-PARRA, J., MOLINA, E., 2008. Influence of culture conditions on the productivity and lutein content of the new strain *Scenedesmus almeriensis, Process Biochem*. 43: 398-405.

– LIU, Q., SILOTO, R.M., LEHNER, R., STONE, S.J., WESELAKE, R.J., 2012. Acyl-CoA:diacylglycerolacyltransferase: molecular biology, biochemistry and biotechnology. *Prog. Lipid Res*. 51: 350-377.

– LA RUSSA, M., BOGEN, C., UHMEYER, A., DOEBBE, A., FILIPPONE, E., KRUSE, O., MUSSGNUG, J.H., 2012. Functional analysis of three type-2 DGAT homologue genes for triacylglycerol production in the green microalga *Chlamydomonas reinhardtii*, *J. Biotechnol*. 162: 13-20.

– DUNAHAY, T.G., JARVIS, E.E., DAIS, S.S., ROESSLER, P.G., 1996. Manipulation of microalgal lipid production using genetic engineering, *Appl. Biochem. Biotechnol*. 57/58: 223-231.

Artículos

Estudio de las redes tróficas europeas durante el Pleistoceno Temprano.

Guillermo Rodríguez-Gómez[1, 2], Jesús Rodríguez[1, 3], Ana Mateos[1, 4]

[1] Centro Nacional de Investigación sobre la Evolución Humana (CENIEH); Paseo Sierra de Atapuerca s/n. 09002 Burgos, España.

[2] guillermo.rodriguez@cenieh.es

[3] jesus.rodriguez@cenieh.es

[4] ana.mateos@cenieh.es

RESUMEN

Se han propuesto diferentes modelos de interacción entre humanos y carnívoros para explicar la evolución humana, para cuya evaluación es necesaria una reconstrucción de las redes tróficas del pasado y de sus dinámicas. En este estudio se analizan las faunas de la Europa mediterránea del Pleistoceno Temprano para conocer el papel que pudo tener el humano en las redes tróficas de este periodo y se comparan con comunidades actuales en espacios naturales. Nuestro análisis se restringe a mamíferos con pesos por encima de 10 kg. Analizamos la riqueza de especies de los diferentes ecosistemas y las interacciones entre los predadores y las presas. Nuestros resultados muestran que las redes del Pleistoceno tenían una estructura diferente a las actuales, con una distribución de tamaño de los consumidores primarios distinta en Pleistoceno Temprano y la actualidad. Se observa un incremento de competencia entre los carnívoros hacia mitad del Pleistoceno Temprano, al que le sigue un descenso de esta hasta alcanzar los niveles actuales. La reducción de competencia entre depredadores probablemente permitió la presencia de Homo con un papel más protagonista en las comunidades europeas.

Palabras clave: redes tróficas, megafauna, predador-presa, Pleistoceno, Europa.

INTRODUCCIÓN

La disponibilidad de recursos en el medio ambiente influye sobre las oportunidades de supervivencia de las especies y puede condicionar sus movimientos migratorios. Las especies del linaje humano, que reciben el término de homininos (Subfamilia Homininae), probablemente llegaron a Europa en el Pleistoceno Temprano (2.6-0.78Ma (Millones de años)) aunque no pudieron cruzar el paralelo 45ºN hasta hace 1.2Ma (ver Rodríguez *et al.*, 2011b). La región mediterránea por debajo del paralelo 45ºN, estuvo separada del resto de Europa durante el Pleistoceno Temprano por barreras biogeográficas y climáticas de intensidad variable (Rodríguez *et al.*, 2011b). A su vez, como argumentan Kostopoulus y colaboradores (2007), las tres penínsulas de la región mediterránea de Europa estuvieron separadas por barreras ecológicas y geográficas desde el Cenozoico (65Ma), aunque hubo conexión entre la península Italiana y la Balcánica durante la última glaciación (Michaux *et al.*, 2005).

Se acepta, de forma general, que los animales eran una fuente esencial de recursos para los homininos europeos del Pleistoceno (Hublin y Richards, 2009; Roebroeks, 2001). La mayoría de autores asumen que los grandes mamíferos proporcionaban carne y grasa a los grupos de homininos del Pleistoceno Temprano (Binford, 1981; 1985; Gaudzinski y Roebroeks, 2000; Hublin y Richards, 2009; Marean, 1989; Moigne y Barsky, 1999; Roebroeks, 2001; Speth, 2010). Los grandes herbívoros eran un recurso trófico que los homininos compartían con la comunidad de carnívoros y, de esta forma, la estructura del "guild" (gremio) de carnívoros condicionaba el acceso de los homininos a este recurso (Turner, 1992a). Según Palombo (2010), la dinámica trófica de las paleocomunidades de mamíferos durante el Pleistoceno Temprano pudo retrasar la expansión de los humanos por Europa. Varios autores argumentan que las primeras poblaciones humanas europeas estaban en desventaja por la competencia con los grandes depredadores y, por tanto, que el acceso a los consumidores primarios tenía que producirse mediante carroñeo (Arribas y Palmqvist, 1999; Martínez-Navarro y Palmqvist, 1996; Turner, 1992a). El estudio de las redes tróficas del Pleistoceno es una fuente de información esencial para evaluar todas estas hipótesis sobre las estrategias de supervivencia de los primeros europeos.

El estudio teórico y la descripción de las redes tróficas, su dinámica y arquitectura, tiene una larga tradición en Ecología (por ejemplo, Cohen, 1977; May, 1983; Owen-Smith y Mills, 2008; Pascual y Dunne, 2006). Sin embargo, aunque se han publicado diversos trabajos sobre la comunidad de carnívoros y las relaciones predador-presa en comunidades pleistocenas (Croitor y Brugal, 2010; Dennell *et al.*, 2008; Hemmer, 2004; Hertler y Volmer, 2008; Palmqvist *et al.*, 1996; Palombo y Mussi, 2006; Raia *et al.*, 2007; Turner, 2009) el estudio de la estructura completa de la red trófica de mamíferos raramente se ha tenido en cuenta.

El objetivo de este trabajo es estudiar las redes tróficas de la región sur de Europa, por debajo del paralelo 45ºN, durante el Pleistoceno Temprano y analizar las diferencias, si es que existían, entre las tres regiones peninsulares en este periodo, comparándolas con cuatro regiones actuales. Con ello, se pretende avanzar en el conocimiento de cuál era el papel que desempeñaba el humano en los ecosistemas del Pleistoceno Temprano e intentar aportar información del momento en el que el *Homo* deja de tener un papel secundario o marginal en el ecosistema y pasa a un primer plano.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio es la región europea por debajo del paralelo 45ºN. Este área se ha dividido en tres regiones que coinciden aproximadamente con las tres penínsulas del sur de Europa: Región Sudoeste (SW) (entre las longitudes -10.00 y 4.00 grados) (Península Ibérica), Región Central (C) (entre 4.00 y 18.00 grados) (Península Italiana) y Región Sudeste (SE) (entre 18.00 y 40.00 grados) (Península Balcánica) (Figura 1 y Tabla 1). Se ha recopilado información sobre yacimientos paleontológicos dentro de cada región a partir de fuentes bibliográficas (ver Rodríguez *et al.*, 2012) asignándolos a uno de los tres periodos de tiempo en que puede dividirse el Pleistoceno Temprano: Villafranquiense medio (de 2.6 a 1.8 Ma), Villafranquiense tardío (de 1.8 a 1.2 Ma) y Galeriense temprano (de 1.2 a 0.78 Ma). La ubicación en cada periodo de tiempo se establece según las dataciones bioestratigráficas o numéricas proporcionadas por las fuentes originales.

Artículos

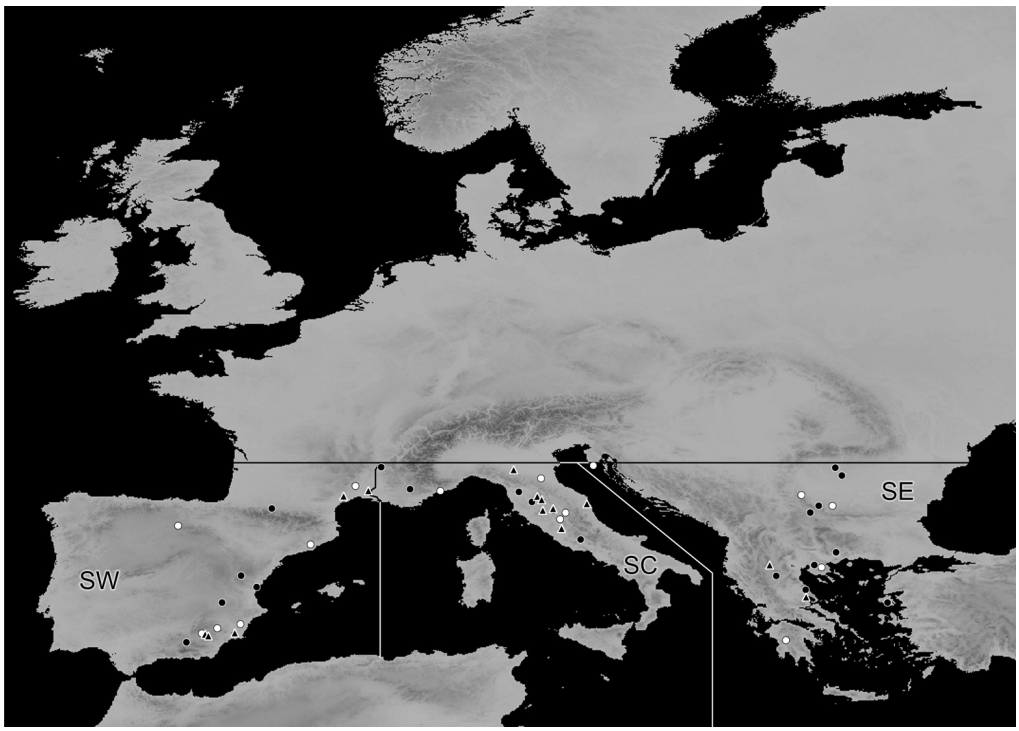


Figura 1. Área de estudio dividida en tres regiones: Sudoeste (SW), Central (SC) y Sudeste (SE) de Europa. Los yacimientos del Villafranquiense medio están marcados con círculos negros, los del Villafranquiense tardío con triángulos negros y los del Galeriense temprano con círculos blancos (Rodríguez *et al.*, 2012).

Tabla 1. Fauna Local del Pleistoceno Temprano del sur de Europa empleada en este estudio. PD:Base de Datos de Paleobiología a fechas del 16/04/2010. http://paleodb.org/

REGIÓN	EDAD	LOCALIDAD	LONGITUD	LATITUD	REFERENCIAS
Sudoeste del Mediterráneo (SW)	**Galeriense temprano**	Atapuerca-Sima del Elefante desde TE 08 a TE14	-3.52	42.35	Rodríguez *et al.*, 2011
		Atapuerca-Dolina TD3-TD4	-3.52	42.35	Rodríguez *et al.*, 2011
		Atapuerca-Dolina TD5	-3.52	42.35	Rodríguez *et al.*, 2011
		Atapuerca-Dolina TD6 1-2	-3.52	42.35	Rodríguez *et al.*, 2011
		Atapuerca-Dolina TD6-3	-3.52	42.35	Rodríguez *et al.*, 2011
		Durfort	3.95	43.98	PD
		Estrecho de Quipar	-1.88	38.04	Scott and Gibert, 2009
		Huescar-1	-2.50	37.77	PD
		Sierra de Quibas	-0.93	38.20	Montoya *et al.*, 2001; Montoya *et al.*, 1999
		Vallparadís 10-10c	2.02	41.56	Martínez *et al.*, 2010
	Villafranquiense tardío	Barranco León V	-2.43	37.71	Scott and Gibert, 2009
		Cueva Victoria	-1.18	37.85	Gibert *et al.*, 1999
		El Chaparral C1-C2	36.69	-5.39	Giles Pacheco *et al.*, 2011
		Fuente Nueva 1	-2.38	37.70	PD
		Fuente Nueva-3	-2.40	37.71	PD
		Lézignan-le-Cèbe	3.43	43.48	Crochet *et al.*, 2009
		Venta Micena	-2.38	37.73	PD
	Villafranquiense medio	Casablanca 1	-0.22	39.76	PD
		Fonelas P-1	-3.17	37.40	PD
		Montoussé 5	0.40	43.07	PD
		Puebla de Valverde	-0.91	40.21	Azanza *et al.*, 1997
		Valdeganga III	-1.68	39.13	Hernández-Fernández, 2004

continúa en la página siguiente >>

Artículos

<< continuación

REGIÓN	EDAD	LOCALIDAD	LONGITUD	LATITUD	REFERENCIAS
Mediterráneo Central (C)	**Galeriense temprano**	Colle Curti	12.75	42.95	Palombo *et al.*, 2000-2002
		Grotte du Vallonnet III	7.47	43.77	de Lumley *et al.*, 1988
		Imola	11.71	44.35	Palombo *et al.*, 2000-2002
		Redicicoli	41.93	12.52	Raia *et al.*, 2009
		Torre di Picchio	12.49	42.65	Raia *et al.*, 2009
	Villafranquiense tardío	Capena	12.55	42.17	Palombo *et al.*, 2000-2002
		Casa Frata	11.57	43.55	Palombo *et al.*, 2000-2002
		Il Crostolo	10.56	44.63	Palombo *et al.*, 2000-2002
		La Sartanette	4.50	43.76	Palombo and Valli, 2003-2004
		Pietrafitta	12.21	42.99	PD
		Pirro Nord Combined	13.65	43.28	PD
		Selvella	11.76	42.93	PD
		Val di Chiana (arenas de la primera fase fluvial-lacustre)	11.73	43.41	Torre *et al.*, 1992 Palombo *et al.*, 2000-2002
	Villafranquiense medio	Casa Sgherri	10.80	43.77	Marcolini *et al.*, 2000
		Casino Lignite mine, nivel lacustre superior	11.33	43.32	PD
		Collepardo	13.36	41.76	Palombo *et al.*, 2000-2002
		Cornillet	6.20	43.91	Palombo and Valli, 2003-2004
		Costa San Giacomo	13.36	41.76	Palombo *et al.*, 2000-2002
		Saint-Vallier	5.02	44.81	PD
		Valle Catenaccio	13.36	41.76	Palombo *et al.*, 2000-2002
Sudeste del Mediterráneo (SE)	**Galeriense temprano**	Kozarnika 11c	22.68	43.63	Guadelli *et al.*, 2005
		Kozarnika 11d	22.68	43.63	Guadelli *et al.*, 2005
		Kozarnika 12	22.68	43.63	Guadelli *et al.*, 2005
		Kozarnika 13	22.68	43.63	Guadelli *et al.*, 2005
		Krimni	40.50	23.50	Koufos, 2001
		Kunino Lower Level	23.96	43.18	Palombo *et al.*, 2006
		Marathousa-Megalopolis	22.04	37.51	Palombo *et al.*, 2006
		Ravin Voulgarakis	23.50	40.60	Palombo *et al.*, 2006
		Sandalja-I	13.89	44.90	Kahlke *et al.*, 2011
	Villafranquiense tardío	Alikes	22.81	39.29	Palombo *et al.*, 2006
		Libakos	21.30	40.63	Palombo *et al.*, 2006
	Villafranquiense medio	Dafnero 1	21.59	40.17	Spassov, 2003
		Gerakarou	23.22	40.65	PD
		Sésklo	22.82	39.63	Athanassiou, 2003
		Slatina 2	24.37	44.43	PD
		Slivnitsa	23.02	42.87	PD
		Valea Roscai	24.09	44.78	PD
		Varshets	23.38	43.19	Spassov, 2003
		Vassiloudi	23.22	40.65	Palombo *et al.*, 2006
		Vatera	26.20	39.02	Palombo *et al.*, 2006
		Volakas	24.15	41.24	Palombo *et al.*, 2006

Artículos

Se han revisado todas las listas de fauna aplicando un criterio taxonómico uniforme para obtener una base de datos con coherencia taxonómica. Hemos basado nuestra revisión en las realizadas por especialistas en la sistemática de los diferentes grupos (Alberdi *et al.*, 1998; Breda y Marchetti, 2005; Crégut-Bonnoure, 2007; Croitor, 2005, 2006a, b; Fostowicz-Frelik, 2008; Turner, 1992b; Turner *et al.*, 2008; van der Made y Mazo, 2003; Weers, 1994). Restringimos nuestro análisis a las especies de mamíferos con un peso mayor de 10 kg porque asumimos que estas especies constituyen la parte de las redes tróficas que tienen mayor influencia sobre los humanos. Los carnívoros incluidos pertenecen a las familias Canidae (cánidos como el lobo (*Canis lupus*) o el coyote (*Canis latrans*)), Felidae (felinos como el león (*Panthera leo*) y el jaguar (*Panthera onca*)), Hyenidae (como la hiena manchada (*Crocuta crocuta*) o la rayada (*Hyaena hyaena*)) y Ursidae (osos).

Las listas de especies de cada región, Fauna Regional (FR), se confeccionan a partir de las especies presentes en cada yacimiento y se agrupan por periodo de tiempo. Así se obtienen nueve conjuntos de fauna, tres regiones por tres periodos de tiempo. Si se registró en una Fauna Local (FL), fauna presente en un yacimiento en un intervalo de tiempo, una especie en el Villafranquiense medio y en el Galeriense temprano, se supuso que estaba presente también en el Villafranquiense tardío, aunque no haya sido registrada en ningún yacimiento de este periodo.

Las redes tróficas del Pleistoceno Temprano se compararon con las de cuatro regiones actuales: Este de África (E Afr.), Sudáfrica (S Afr.), Nordeste de América (NW A.) y Sudeste de Asia (SE A.). Se seleccionaron 25 Faunas Locales (FLs) actuales presentes en estas cuatro áreas, de extensión similar a las regiones pleistocenas estudiadas (Tabla 2 y 3, y Figura 2). La lista de especies para cada Fauna Regional fue obtenida a partir de las FLs al igual que se hizo para las regiones pleistocenas.

Figura 2. Las faunas del Pleistoceno han sido comparadas con faunas actuales de cuatro regiones. Los cuadrados negros representan las cuatro regiones: Noroeste de América (NW A.), Este de África (E Afr.), Sur de África (S Afr.) y Sudeste de Asia (SE A.). Los círculos blancos muestran la posición de los Parques Nacionales y Reservas utilizados en cada región como Faunas Locales (Rodríguez *et al.*, 2012).

Artículos

Tabla 2. Las nueve Faunas Regionales del Pleistoceno Temprano y las cuatro actuales que se consideraron para realizar este estudio, clasificadas por regiones geográficas y datación (Rodríguez *et al.*, 2012).

REGIÓN	ÁREA	EDAD	FAUNA REGIONAL	CRONOLOGÍA (MA.)
Sudoeste del Mediterráneo	514.421	Galeriense temprano	SW Gal	1.2-0.78
		Villafranquiense tardío	SW lVil	1.8-1.2
		Villafranquiense medio	SW mVvil	2.6-1.8
Mediterráneo Central	202.761	Galeriense temprano	C Gal	1.2-0.78
		Villafranquiense tardío	C lVil	1.8-1.2
		Villafranquiense medio	C mVvil	2.6-1.8
Sudeste del Mediterráneo	683.782	Galeriense temprano	SE Gal	1.2-0.78
		Villafranquiense tardío	SE lVil	1.8-1.2
		Villafranquiense medio	SE mVvil	2.6-1.8
Este de África	604.463	Actual	E Afr.	-
Sur de África	545.945	Actual	S Afr.	-
Noroeste de América	550.033	Actual	NW A.	-

Tabla 3. Se utilizaron 25 localidades actuales en el análisis. MAB= Base de datos del Hombre y la fauna de la Biosfera. UNESCO. Man and the Biosphere Program (MAB). Information Center for the Environment (University of California, Davis) http://ice.ucdavis.edu.

REGIÓN		EDAD	FAUNA REGIONAL	CRONOLOGÍA (MA.)
Este de África	Amboseli	37.15	-2,39	MAB
	East Usambara	38.20	-4,45	Rodgers and Homewood, 1981
	Lake Manyara	35.60	-3,30	MAB
	Mount Kenya	37.19	0,10	Young and Evans, 1993
	Serengeti	35.10	-2,25	Swynnerton, 1958
	South Turkana	35.37	1,57	Coe, M, 1972.
Noroeste de América	Coram Biosphere Reserve	-113.79	48,24	MAB
	Craters of the Moon	-113.10	43,33	MAB
	Glacier	-113.50	48,37	MAB
	Grand Teton	-110.71	43,81	MAB
	Waterton	-113.50	49,60	MAB
	Yellowstone	-110.10	44,58	MAB
Sur de África	Kruger	31.24	-24,35	MAB
	Malolotjia Nature Reserve	31.30	-26,00	MAB
	Mlawula	32.00	-26,00	MAB
	Transvaal 38	28.15	-26,20	Rautenbach, 1978
	Transvaal 41	29.45	-23,15	Rautenbach, 1978
	Transvaal 42	27.15	-25,15	Rautenbach, 1978
	Transvaal 44	30.10	-23,15	Rautenbach, 1978
	Weenen Game Reserve	30.40	-28,70	Bourquin and Mathias, 1995
Sudeste de Asia	Bandhavgarh	80.77	23,39	MAB
	Mount Everest (Sagarmatha)	86.72	27,93	MAB
	Royal Chitwan	84.33	27,29	MAB
	Sanjay	81.37	23,77	MAB
	Simlipal	86.35	21,70	MAB

Artículos

Clasificamos los consumidores primarios de acuerdo a las categorías de tamaño definidas por Andrews *et al.* (1979): D = 10-45 kg; E = 45-90 kg; F = 90-180 kg; G = 180-360 kg; H = 360-1.000 kg e I > 1.000 kg. Las presas preferidas por cada carnívoro se infirieron a partir de análisis publicados de datos morfofuncionales (a partir de aspectos anatómicos) y análisis isotópicos sobre especímenes fósiles (por ejemplo, Palmqvist *et al.*, 2003; Palmqvist *et al.*, 2008a). Esta información fue complementada con la proporcionada por estudios sobre la etología de las especies vivas de similar tamaño y filogenéticamente próximas. Describimos las preferencias de los predadores mediante el código P, S y N. P para las especies en la categoría de tamaño preferida o principal; S para las especies secundarias que se encuentran en categorías de peso por encima o por debajo de la preferida; y N para las categorías en las que no se alimenta la especie. Estudios con fauna actual evidencian que, en la práctica, no existe un límite inferior de tamaño corporal para las presas secundarias (Radloff y Toit, 2004), por lo que definimos todas las categorías de tamaño por debajo de la P como S. Como ejemplo del proceso que se ha llevado a cabo podemos ver la interpretación de las preferencias del tigre de dientes de sable (*Homotherium latidens*) presente en el yacimiento de Venta Micena en el Villafranquiense tardío. Según los análisis isotópicos llevados a cabo por Palmqvist *et al.* (2003) sobre fósiles del yacimiento de Venta Micena, el elefante meridional (*Mammuthus meridionalis*), probablemente en su etapa juvenil, representaba una parte importante de la dieta de este félido, junto con los bisontes (*Bison sp.*) (52%) y caballos (*Equus altidens*) (38%) (Palmqvist *et al.*, 2008b). Por tanto, consideramos que los intervalos de peso más importantes son los de las categorías G (180-360 kg) y H (360-1.000 kg) aunque probablemente los dientes de sable pudieran consumir también esporádicamente presas de más de 1.000 kg de peso. Asumimos que los ungulados más pequeños serían depredados ocasionalmente (para ver el proceso completo, ver Rodríguez *et al.*, 2012).

Construimos las redes tróficas a partir de esa información y las representamos como se muestra en la Figura 3 para el paleoecosistema de Venta Micena (Rodríguez-Gómez *et al.*, in press). Esta representación está basada en el trabajo de Owen-Smith and Mills (2008) y permite visualizar fácilmente la complejidad de las comunidades y los posibles focos de competencia. Las presas se distribuyen en cajas por tamaño corporal. Las cajas que aparecen con líneas discontinuas son aquellas que no contienen ninguna especie de ese tamaño corporal en ese ecosistema.

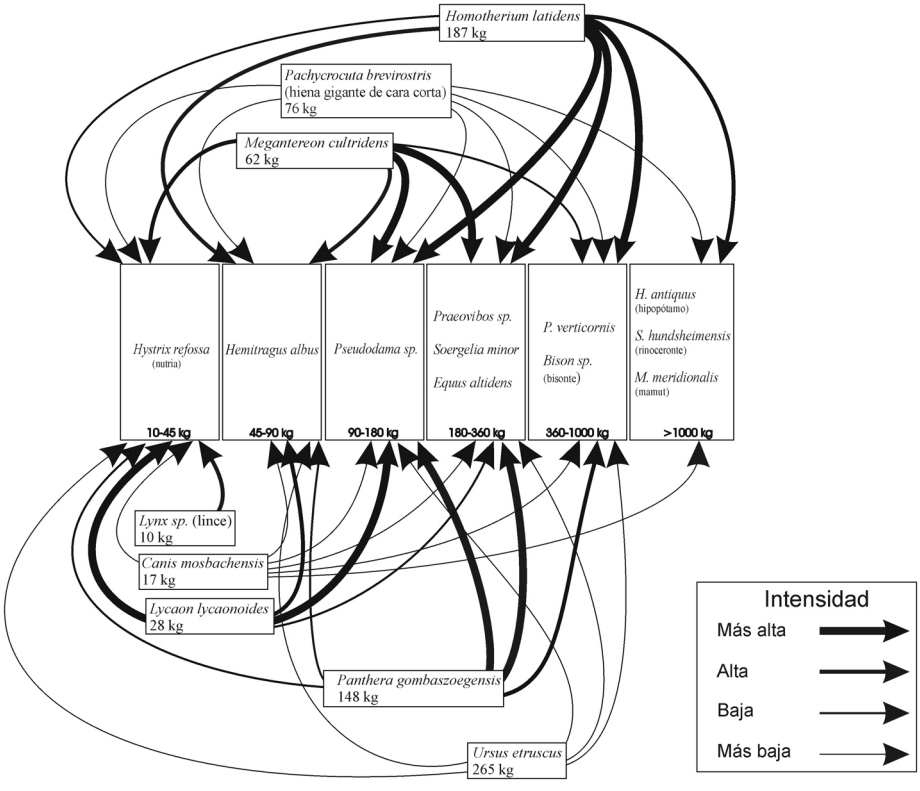


Figura 3. Interacciones predador-presa en la paleocomunidad de Venta Micena (Granada, España). El grosor de la flecha es proporcional a la relevancia de las presas de esa categoría de peso en la dieta del consumidor secundario. Se proponen cuatro categorías de grosor, la más fina se reserva para el carroñeo. Las categorías de tamaño corporal se muestran en las bases de las cajas. Los predadores dominantes (los mejores competidores) se disponen por encima de las cajas y los más débiles por debajo (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2013 in press).

Los depredadores se sitúan por encima y por debajo de las cajas de presas ordenados por el peso del depredador. Los depredadores más fuertes (los mejores competidores) aparecen encima. Se representa la interacción predador-presa mediante flechas de cuatro grosores diferentes que simbolizan la intensidad de la interacción o importancia relativa de cada intervalo de tamaño corporal en la dieta del depredador. Las flechas más finas representan carroñeo.

Artículos

Para cuantificar las presiones de predación y la competencia entre predadores utilizamos dos indicadores, NMP y MNMP. El Número de Predadores Principales (NMP) para cada consumidor primario es igual al número de carnívoros que tienen a esa especie como presa preferente. La Media del valor de NMP (MNMP) se emplea para estimar la intensidad de la competición entre predadores. No entran en el cálculo de MNMP aquellos consumidores primarios con NMP igual a 0, herbívoros exentos de predadores, ya que lo que se pretende es reflejar el grado en que los predadores comparten las presas, es decir, el grado de solapamiento de sus nichos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las redes tróficas del Pleistoceno presentan una arquitectura diferente a las actuales. Las diferencias son tanto a nivel estructural como de riqueza del ecosistema. Las comunidades del Pleistoceno muestran un mayor número de especies de carnívoros y un número intermedio de especies de consumidores primarios con respecto a las actuales, siendo más abundantes en las redes africanas (S Afr. y E Afr.) y más pobres en la asiática (SE A.) y norteamericana (NW A.) (Figura 4).

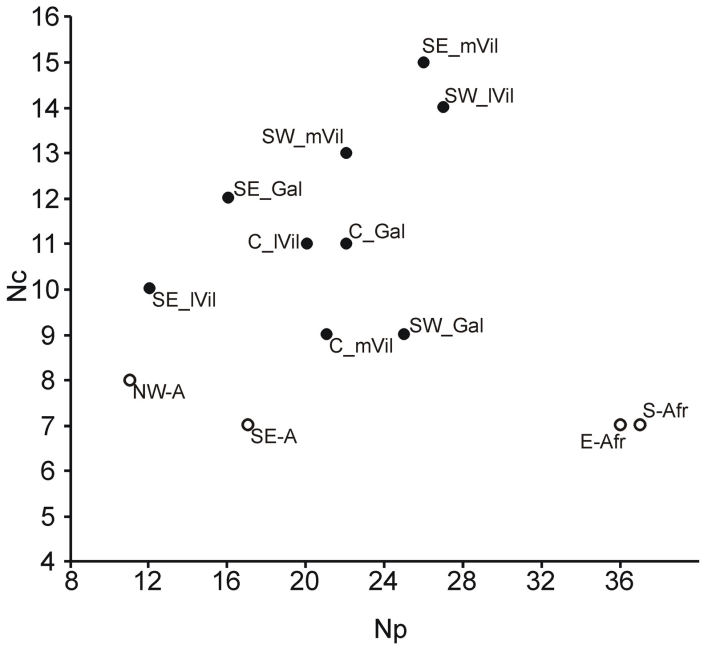


Figura 4. Número total de carnívoros (Nc) y consumidores primarios (Np) en las Faunas Regionales del Pleistoceno y actuales. Círculos negros: FRs del Pleistoceno; círculos blancos: FRs actuales. Códigos como en la Tabla 2. (Rodríguez *et al.*, 2012).

Si se observa la distribución de tamaños de los consumidores primarios junto con la presión de predación por categoría de tamaño de las presas, se observan unas tendencias diferentes entre las comunidades del Pleistoceno Temprano y las actuales (Figura 5). Los patrones generales de las redes tróficas del Pleistoceno consisten en una baja proporción de consumidores primarios en las categorías de peso menores y una alta proporción en las categorías mayores y, a su vez, una importante presión de predación en las categorías de tamaño más pequeñas. Estos patrones son más marcados en las comunidades que se corresponden con el Galeriense temprano. En las comunidades actuales, como tendencia general, son más abundantes las presas de menor tamaño y la relación entre el número de presas y el número de carnívoros que se alimentan de cada categoría es más baja que en el Pleistoceno.

Artículos

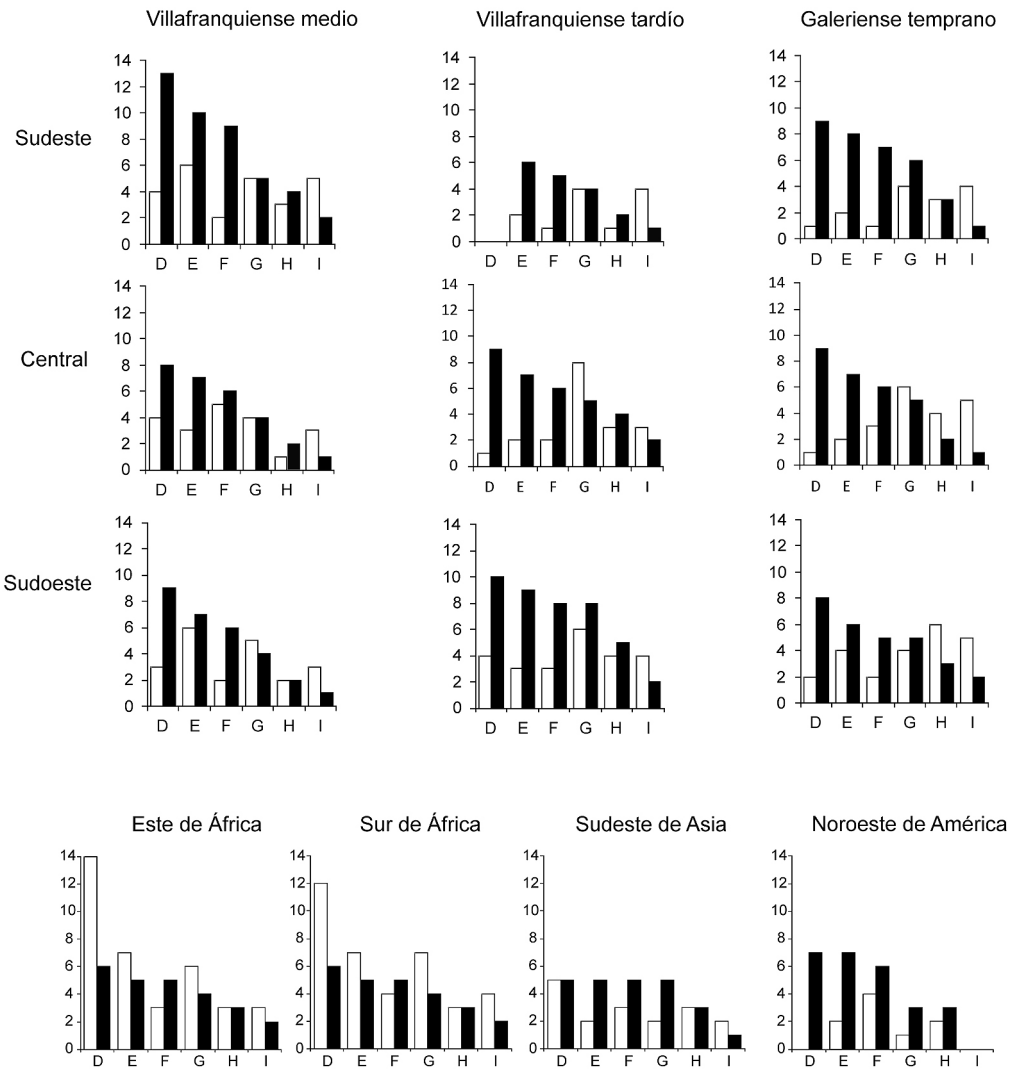


Figura 5. Interacciones predador-presa en Faunas Regionales actuales y fósiles. Las barras blancas representan el número de consumidores primarios por intervalo de tamaño corporal, las barras negras indican el número de depredadores capaces de cazar especies en ese intervalo de tamaño. Nótese que un mismo depredador puede cazar presas de diferentes categorías de tamaño. D=10–45 kg; E=45–90 kg; F=90–180 kg; G=180–360 kg; H=360–1000 kg; I>1000 kg. (Rodríguez *et al.*, 2012).

No obstante, dentro de estas redes actuales se observan diferencias importantes. Un factor que destaca sobre los demás es la alta abundancia de consumidores primarios de la categorías D (10-45 kg) y E (45-90 kg) en las comunidades africanas. En SE A. se observa una baja proporción de pequeños ungulados junto a una moderada aparición de megaherbívoros. En NW A. se da una alta proporción de ungulados de tamaño intermedio y no hay presencia de megaherbívoros de la clase I (>1.000 kg). La escasez de pequeños consumidores primarios en las comunidades del Pleistoceno podría deberse en parte a sesgos en el registro fósil, pero la abundancia de mamíferos de gran tamaño que se observa es incontrovertible, además de ser un aspecto que las diferencia de las redes actuales, como ya se apuntaba en trabajos previos (Rodríguez, 2004). En los ecosistemas actuales existe una amplia variación en la distribución de tamaños corporales de unas regiones biogeográficas a otras, que no está influenciada por factores medioambientales (Nieto *et al.*, 2005), sino por la extinción de megafauna ocurrida a finales del Pleistoceno. La megafauna aparece en muy baja proporción en los ecosistemas actuales mientras que su abundancia en el Pleistoceno Temprano debió tener profundos efectos en la estructura y dinámica de las redes tróficas, condicionando intensamente las capacidades de caza de los carnívoros (Carbone *et al.*, 1999; Levinton, 1982). Está ampliamente aceptado que el incremento de tamaño es una eficaz estrategia evolutiva para evitar a los depredadores (Stanley, 1973; Yoshida, 2006), que permite explicar el incremento de tamaño corporal en muchos linajes (Prado *et al.*, 2004).

Artículos

Como se observa en las FRs del Pleistoceno Temprano el tamaño medio de las especies de consumidores primarios se fue incrementando desde el Villafranquiense medio hasta el Galeriense temprano (Figura 6). La diversidad de carnívoros capaces de cazar megafauna se incrementó en el Villafranquiense tardío pero decreció de nuevo en el Galeriense temprano, tanto en el suroeste (SW) como en el centro sur de Europa (SC). El balance energético entre ingesta y gasto es dependiente del tamaño corporal del carnívoro (Carbone *et al.*, 2007) y un "megadepredador" especializado en herbívoros de 1.000 kg o más habría sido muy vulnerable a las fluctuaciones en las poblaciones de sus presas. Croitor y Brugal (2010) han propuesto que la caza en grupo evolucionó en este periodo como una estrategia social de los grandes depredadores para poder cazar presas más grandes sin tener que incrementar su tamaño. Pero aunque los megaherbívoros (>1.000 kg) pudieron formar parte esporádicamente de las dietas de varios predadores, las especies más grandes no eran presas preferidas por ningún predador. La existencia de un elevado número de especies sin predadores implica que sus poblaciones no estaban reguladas por éstos, sino por la producción primaria (los recursos) y que los mecanismos reguladores "abajo-arriba" (bottom-up) cobraron más y más importancia al final de Pleistoceno Temprano, y posteriormente en el Pleistoceno Medio, como ya señalaron Raia *et al.*, (2007) para la Península Italiana.

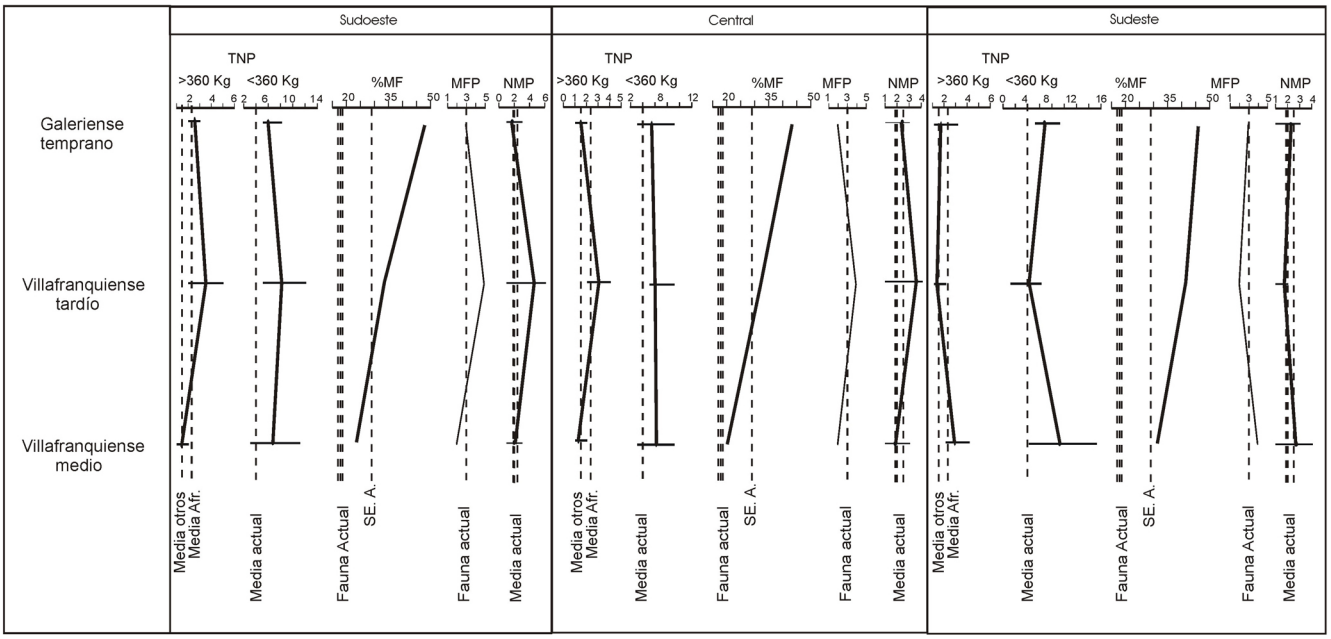


Figura 6. Cambios en la estructura de las redes tróficas durante el Pleistoceno Temprano en las Faunas Regionales (Sudoeste, Centro y Sudeste del Mediterráneo). El Número Total de Depredadores (TNP) considera al número de especies de carnívoros capaces de cazar megaherbívoros (>360 kg) o a consumidores primarios de tamaño medio o pequeño (<360 kg). Las barras representan el máximo y mínimo número de depredadores para una presa, mientras que las líneas conectan los valores medios. El Número de Depredadores Principales (NMP) representa al número de depredadores que comparten una presa preferida por todos ellos. La línea conecta los valores de la Media del Número de Depredadores Principales (MNMP), que es un índice de la competencia entre los carnívoros. Las barras representan la NMP máxima y mínima para un consumidor primario en esa FR. El porcentaje de megafauna (% MF) se define como la proporción de consumidores primarios que pesan más de 360 kg, y el número de depredadores capaces de cazarlos se indica por el MFP (Depredadores de Megafauna). Se muestran, además, los valores de todos los índices para las cuatro FRs actuales como referencia. (Rodríguez *et al.*, 2012).

Observando el índice de competencia entre depredadores (MNMP) se aprecia que en el Villafranquiense tardío y en las comunidades SW y SC, se produjo un incremento de la competencia respecto a la época anterior y un posterior descenso en el Galeriense temprano. La tendencia en las preferencias de los consumidores primarios hacia tamaños mayores, incrementó la competencia entre los depredadores por las categorías de peso intermedias. Los patrones observados en el Villafranquiense tardío para las Faunas Regionales (FRs) del SW y SC no se observan en la FR del SE, debido, probablemente, a que el registro fósil de esta última FR está muy incompleto. El Villafranquiense tardío en esta región está representado únicamente por dos yacimientos (Alikes y Libakos) que, además, muestran una baja diversidad específica (Figura 4).

El género *Homo* se dispersó por el sur de Europa a finales del Villafranquiense o principios del Galeriense (Bosinski, 2006; Carbonell *et al.*, 2010). Según los resultados que presentamos, la llegada de los humanos a Europa coincide con cambios importantes en la comunidad de carnívoros y en la estructura de las redes tróficas. Hay varios autores que apoyan una relación entre los cambios en la comunidad de carnívoros al final del Villafranquiense y la llegada de *Homo* (Arribas y Palmqvist, 1999; Martínez-Navarro y Palmqvist, 1996; Palombo *et al.*, 2010; Turner, 1992a). La alta competencia entre predadores durante el Villafranquiense tardío apoya la hipótesis de la existencia de un impedimento para la expansión de *Homo* durante este periodo. Croitor y Brugal (2010) sugieren que en un ambiente de alta competencia entre carnívoros, los homininos recién llegados sobrevivieron gracias a su versatilidad, adoptando una dieta fuertemente omnívora, no dependiente de la carne. Por otro lado, los estudios de la dieta de poblaciones actuales de cazadores-recolectores destacan la carne como una fuente de alimento clave para los mismos (Cordain *et al.*, 2000; Jenike, 2001; Leonard y Robertson, 1994). De momento no se han encontrado evidencias arqueológicas claras de las estrategias de subsistencia llevadas a cabo por los homininos durante el Villafranquiense tardío en el Sur de Europa. La escasez de yacimientos arqueológicos lleva a pensar que el papel de *Homo* en las redes tróficas era marginal. Entre las más antiguas evidencias encontradas se haya el nivel TE9 del yacimiento de la Sima del Elefante en la Sierra de Atapuerca (Burgos), datado aproximadamente en 1,2 Ma. El registro óseo y de industria lítica de TE9 apoya un comportamiento oportunista-generalista de estos grupos humanos, con un consumo de gran variedad de alimentos de origen animal entre los que se incluyen mamíferos de tamaño medio y pequeño, conejos, pájaros y tortugas (Blasco *et al.*, 2011; Rodríguez *et al.*, 2011a).

La competencia entre depredadores disminuyó al final del Villafranquiense y paralelamente aumentan las evidencias de actividad humana en este periodo. Es tentador pensar que *Homo* ocupó el nicho vacío de un predador especializado en megafauna. Su comportamiento social y capacidades de planificación hacen de los humanos buenos candidatos para cubrir la plaza vacante. Las evidencias arqueológicas disponibles para este periodo, siendo escasas, no pueden arrojar mucha luz sobre esta cuestión. No obstante, el registro fósil del nivel TD6-2 del yacimiento arqueológico de Gran Dolina en la Sierra de Atapuerca, acumulado por la especie *Homo antecessor* hace aproximadamente 0,8Ma (Falguères *et al.*, 1999; Moreno-García, 2011), muestra que las presas preferentes eran los herbívoros de tamaño pequeño y medio (Saladié *et al.*, 2011). Esta muestra sugiere que las presas prefridas por los pobladores europeos del Pleistoceno Temprano estaban entre los 90 y 360 kg, lejos por tanto de lo que se esperaría de un "megapredador".

CONCLUSIONES

Las redes tróficas del sur de Europa durante el Pleistoceno Temprano están caracterizadas por una alta riqueza de carnívoros junto con una distribución de tamaños corporales diferente de las observadas en ecosistemas actuales. La proporción de megafauna en el Villafranquiense medio es mayor que en el presente, incrementándose en el Villafranquiense tardío y reduciéndose en el Galeriense temprano. La competencia entre carnívoros se incrementa en el Villafranquiense tardío a niveles muy superiores a los observados en comunidades actuales, reduciéndose a valores similares a los actuales durante el Galeriense temprano. Estas características tuvieron importantes efectos sobre la dinámica de las redes tróficas del Pleistoceno Temprano.

En el Pleistoceno Temprano, el papel de los homininos en las redes tróficas como depredadores era probablemente marginal, mantendrían una dieta omnívora con un comportamiento oportunista. Este estilo de vida pudo limitar la expansión de sus poblaciones durante el Villafranquiense final como propuso Palombo (2010). La competencia entre carnívoros se redujo en el Galeriense temprano a niveles similares a los observados actualmente, *Homo antecessor* entró a formar parte de la comunidad predadora y fue capaz de expandir sus poblaciones.

AGRADECIMIENTOS

Querríamos agradecer a Andrea Moreno Parera, Estefanía Pérez Fernández, José Rodríguez Mellado y Enrique Sánchez Anguiano la revisión y los comentarios que han hecho para mejorar el texto. Este estudio ha sido financiado por el proyecto del MINECO, CGL2012-38434-C03-02. G. Rodríguez-Gómez es beneficiario de una beca predoctoral FPI del MICINN.

BIBLIOGRAFÍA

– ALBERDI, M.T., ORTIZ-JAUREGUIZAR, E., PRADO, J.L., 1998. A quantitative review of european stenoid horses. *Journal of Paleontology* 72, 371-387.

– ANDREWS, P., NESBIT EVANS, E., 1979. The environments of Ramapithecus in Africa. *Paleobiology* 5, 22-30.

– ARRIBAS, A., PALMQVIST, P., 1999. On the Ecological Connection Between Sabre-tooths and Hominids: Faunal Dispersal Events in the Lower Pleistocene and a Review of the Evidence for the First Human Arrival in Europe. *Journal of Archaeological Science* 26, 571-585.

– ATHANASSIOU, A., 2003. Gazellospira toriticornis (Aymard, 1854) from the Late Pliocene locality of Sésklo (Thessaly, Greece). *Quaternaire Hors-Série* 2, 137-144.

– AZANZA, B., ALBERDI, M.T., CERDEÑO, E., PRADO, J.L., 1997. Contribución de los análisis multivariantes a la biocronología continental, EN: CALVO, J.P., MORALES, J. (Eds.), Avances en el conocimiento del Terciario Ibérico. Univ. Complutense de Madrid, Museo Nac. C. Naturales, Soc. Amigos del MNCN, Excmo. Ayunt. de Cuenca, Madrid, pp. 37-40.

– BINFORD, L.R., 1981. *Bones. Ancient Men and Modern Myths.* Academic Press, Orlando.

– BINFORD, L.R., 1985. Human ancestors: changingviews of their behavior. *Journal of Anthropological Archaeology* 4, 292–327.

– BLASCO, R., BLAIN, H.-A., ROSELL, J., DÍEZ, J.C., HUGUET, R., RODRÍGUEZ, J., ARSUAGA, J.L., BERMÚDEZ DE CASTRO, J.M., CARBONELL, E., 2011. Earliest evidence for human consumption of tortoises in the European Early Pleistocene from Sima del Elefante, Sierra de Atapuerca, Spain. *Journal of Human Evolution* 61, 503-509.

– BOSINSKI, G., 2006. Les premiers peuplements de l'Europe centrale et de l'Est. *Paléontologie humaine et Préhistoire* 5, 311-317.

– BOURQUIN, O., MATHIAS, I., 1995. The vertebrates (excluding birds) of Weenen Game Reserve, KwaZulu-Natal. *The Lammergeyer* 43, 43-58.

– BREDA, M., MARCHETTI, M., 2005. Systematical and biochronological review ofPlio-Pleistocene Alceini (Cervidae; Mammalia) from Eurasia. *Quaternary Science Reviews* 24, 775-805.

– CARBONE, C., MACE, G.M., ROBERTS, S.C., MACDONALD, D.W., 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature* 402, 286-288.

– CARBONE, C., TEACHER, A., ROWCLIFFE, J.M., 2007. The costs of carnivory. *PLoS Biology* 5, 363-368.

– CARBONELL, E., SALA RAMOS , R., RODRÍGUEZ , X.P., MOSQUERA, M., OLLÉ, A., VERGÈS, J.M., MARTÍNEZ-NAVARRO, B., BERMÚDEZ DE CASTRO, J.M., 2010. Early hominid dispersals: A technological hypothesis for "out of Africa". *Quaternary International* 223-224, 36-44.

– COHEN, E.J., 1977. Ratio of prey to predators in community food webs. *Nature* 270, 165-166.

– CORDAIN, L., MILLER, J.B., EATON, S.B., MANN, N., HOLT, S.H., SPETH, J.D., 2000. Plant-animal subsistence ratios and macronutrient energy estimations in worldwide hunter-gatherer diets. *The American Journal of Clinical Nutrition* 71, 682-692.

– CRÉGUT-BONNOURE, E., 2007. Apport des Caprinae et Antilopinae (Mammalia, Bovidae) á la biostratigraphie du Pliocène terminal et du pléistocène d´Europe. *Quaternaire* 18, 73-97.

– CROCHET, J.-Y., WELCOMME, J.-L., IVORRA, J., RUFFET, G., BOULBES, N., CAPDEVILA, R., CLAUDE, J., FIRMAT, C., MÉTAIS, G., MICHAUX, J.P., M., 2009. Une nouvelle faune de vertébrés continentaux, associée à des artefacts dans le Pléistocène inférieur de l'Hérault (Sud de la France). *Comptes Rendus Palevol* 8, 725-736.

– CROITOR, R., 2005. Large-sized deer from the Early Pleistocene of South-East Europe. *Acta Palaeontologica Romaniae* 4, 97-104.

– CROITOR, R., 2006a. Early Pleistocene small-sized deer of Europe. *Hellenic Journal of Geosciences* 41, 89-117.

– CROITOR, R., 2006b. Taxonomy and systematics of large-sized deer of the genus Praemegaceros Portis 1920 (Cervidae, Mammalia), EN: KAHLKE, R.D., MAUL, L.C., MAZZA, P.P.A. (Eds.), Late Neogene and Quaternary biodiversity and evolution: Regional developments and interregional correlations. Courier Forschungsinstitut Senckenberg, pp. 91-116.

– CROITOR, R., BRUGAL, J.-P., 2010. Ecological and evolutionary dynamics of the carnivore community in Europe during the last 3 million years. *Quaternary International* 212, 98-108.

– DE LUMLEY, H., KAHLKE, H.-D., MOIGNE, A.-M., MOULLE, P.-E., 1988. Les faunes de grands mammifères de la grotte du Vallonnet, Roquebrune-Cap-Martin, Alpes-Maritimes. *L' Anthropologie* 92, 465-495.

– DENNELL, R.W., COARD, R., TURNER, A., 2008. Predators and scavengers in Early Pleistocene southern Asia. *Quaternary International* 192, 78-88.

– FALGUÈRES, C., BAHAIN, J.-J., YOKOYAMA, Y., ARSUAGA, J.L., CASTRO, J.M.B.D., CARBONELL, E., BISCHOFF, J.L., DOLO, J.-M., 1999. Earliest humans in Europe: the age of TD6 Gran Dolina, Atapuerca, Spain. *Journal of Human Evolution* 37, 343-352.

– FOSTOWICZ-FRELIK, Ł., 2008. First record of *Trogontherium cuvieri* (Mammalia, Rodentia) from the middle Pleistocene of Poland and review of the species. *Geodiversitas* 30, 765-778.

– GAUDZINSKI, S., ROEBROEKS, W., 2000. Adults only. Reindeer hunting at the Middle Palaeolithic site Salzgitter Lebenstedt, Northern Germany. *Journal of Human Evolution* 38, 497-521.

– GIBERT, J., GIBERT, L., FERNÁNDEZ, C., ROBOT, F., IGLESIAS, A., GIBERT, P., 1999. Cueva Victoria: geología, paleontología, restos humanos y edades. *Memorias de arqueología* 14, 37-62.

– GILES PACHECO, F., SANTIAGO, A., GUTIÉRREZ, J.M., LÓPEZ-GARCÍA, J.M., BLAIN, H.-A., CUENCA-BESCÓS, G., VAN DER MADE, J., CÁCERES, I., GARCÍA, N., 2011. The Early Pleistocene paleontological site in the Sierra del Chaparral (Villaluenga del Rosario, Cádiz, Southwestern Spain). *Quaternary International* 243, 92-104.

– GUADELLI, J.L., SIRAKOV, N., IVANOVA, S.T., SIRAKOVA, S.V., ANASTASSOVA, E., COURTAUD, P., DIMITROVA, I., DJABARSKA, N., FERNÁNDEZ, P., FERRIER, C., FONTUGNE, M., GAMBIER, D., GUADELLI, A., IORDANOVA, D., IORDANOVA, N., KOVATCHEVA, M., KRUMOV, I., LEBLANC, J.C., MALLYE, J.B., MARINSKA, M., MYITEVA, V., POPOV, V.V., SPASSOV, R., TANEVA, S., TOSTERAT-LABORDE, N., TSANOVA, T., 2005. Une séquence du paléolithique inférieur au paléolithique récent dans les Balkans: la grotte Kozarnika à Orechets (Nord-Ouest de la Bulgarie), EN: MOLINES, N., MONCEL, M.H., MONNIER, J.L. (Eds.), Les premiers peuplements en Europe, British Archaeological Reports International Series 1364, Oxford, pp. 87-103.

– HEMMER, H., 2004. Notes on the ecological role of european cats (mammalia: Felidae) of the last two million years, EN: BAQUEDANO, E., RUBIO, S. (Eds.), Miscelánea en homenaje a Emiliano Aguirre. Museo Arqueológico Regional, Alcalá de Henares.

– HENÁNDEZ FERNÁNDEZ, M., 2001. *Análisis Paleoecológico y Paleoclimático de las sucesiones de mamíferos del Plio-Pleistoceno Ibérico*. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

– HERTLER, C., VOLMER, R., 2008. Assessing prey competition in fossil carnivore communities a scenario for prey competition and its evolutionary consequences for tigers in Pleistocene Java. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 257, 67-80.

– HUBLIN, J.-J., RICHARDS, M.P., 2009. *The Evolution of Homini Diets Subsistence*. Springer, Leipzig.

– JENIKE, M.R., 2001. Nutritional ecology: diet, physical activity and body size., EN: PANTER-BRICK, C., LAYTON, R.H., ROWLEY-CONWY, P. (Eds.), Hunter-gatherers. An interdisciplinary perspective. Cambridge University Press.

– KOSTOPOULUS, D.S., PALOMBO, M.-R., ALBERDI, M.-T., VALLI, A.M.F., 2007. Pliocene to Pleistocene large mammal diversity and turnover in North Mediterranean region: the Greek Peninsula with respect to the Iberian and Italian ones. *Geodiversitas* 29, 401-419.

– KOUFOS, G.D., 2001. The Villafranquian mammalian faunas and biochronoloy of Greece. *Bollettino de la Società Paleontologica Italiana* 40, 217-223.

– LEONARD, W.R., ROBERTSON, M.L., 1994. Evolutionary Perspectives on Human Nutrition: The Influence of Brain and Body Size on Diet and Metabolism. *American Journal of Human Biology* 6, 77-88.

– LEVINTON, J.S., 1982. The body size-prey size hypothesis: the adequacy of body size as a vehicle for character displacement. *Ecology* 63, 869-872.

– MARCOLINI, F., BONADONA, F.P., KOTSAKIS, T., MAZZA, P., ZANCHETTA, G., 2000. Preliminary data on micro and macromammal remains from Casa Sgherri, Lower Valdarno (Tuscany, Italy). *Bollettino de la Società Paleontologica Italiana* 39.

– MAREAN, C.W., 1989. Sabertooth cats and their relevance for early hominid diet and evolution. *Journal of Human Evolution* 18, 559-582.

– MARTÍNEZ-NAVARRO, B., PALMQVIST, P., 1996. Presence of the African Sabertoothed Felid Megantereon whitei (Broom, 1937) Mammalia, Carnivora, Machairodontinae in Apollonia-1 (Mygdonia Basin, Macedonia, Greece). *Journal of Archaeological Science* 23, 869-872.

– MARTÍNEZ, K., GARCIA, J., CARBONELL, E., AGUSTÍ, J., BAHAIN, J.-J., BLAIN, H.-A., BURJACHS, F., CÁCERES, I., DUVAL, M., FALGUÈRES, C., GÓMEZ, M., HUGUET, R., 2010. A new Lower Pleistocene archeological site in Europe (Vallparadís, Barcelona, Spain). Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 107, 5762-5767.

– MAY, R.M., 1983. The structure of food webs. *Nature* 301, 566-568.

– MICHAUX, J.R., LIBOIS, R., FILIPPUCCI, M.-G., 2005. So close and so different: comparative phylogeography of two small mammal species, the Yellow-necked field-mouse (*Apodemus flavicollis*) and the Woodmouse (*Apodemus sylvaticus*) in the Western Palearctic region. *Heredity* 94, 52-63.

– MOIGNE, A.-M., BARSKY, R., 1999. Large mammal assemblages from Lower Palaeolithic sites in France: La Caune de l'Arago, Terra Amata, Orgnac 3 and Cagny l'Epinette, EN: GAUDZINSKI, S., TURNER, E. (Eds.), The Role of Early Humans in the Accumulation of European Lower and Middle Palaeolithic Bone Assemblages. Bonn: Habelt, pp. 219-235.

– MONTOYA, P., ALBERDI, M.T., BARBADILLO, L.J., MADE, J.V.D., MORALES, J., MURELAGA, X., PEÑALVER, E., ROBLES, F., RUIZ BUSTOS, A.R., SÁNNCHEZ, A., SANCHIZ, B., SORIA, D., SZYNDLAR, Z., 2001. Une faune très diversifiée du Pléistocène inférieur de la Sierra de Quibas (province de Murcia, Espagne). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Series IIA Earth and Planetary Science* 332, 387-393.

– MONTOYA, P., ALBERDI, M.T., BLÁZQUEZ, A.M., BARBADILLO, J.L., FUMANAL, M.P., MADE, J.V.D., MARÍN, J.M., MOLINA, A., MORALES, J., MURELAGA, X., PEÑALVER, E., ROBLES, F., RUIZ BUSTOS, A., SÁNCHEZ, A., SANCHIZ, B., SORIA, D., SZYNDLAR, Z., 1999. La fauna del Pleistoceno Inferior de la Sierra de Quibas (Abanilla, Murcia). *Estudios Geológicos* 55, 127-161.

– MORENO-GARCÍA, D., 2011. *Datation par ESR de quartz Optiquement Blanchis (ESR-OB) de la Règion de Atapuerca (Burgos, Espagne). Application au site préhistorique de Gran Dolina (contexte karstique) et aux systèmes fluviatiles quaternaires de l'Arlanzón et l'Arlanza*. Departement de Història i Història de l'Art. Universitat Rovira i Virgili, Tarragona (Spain).

– NIETO, M., HORTAL, J., MARTÍNEZ-MAZA, C., MORALES, J., ORTIZ-JAUREGUIZAR, E., PELAEZ-CAMPOMANES, P., PICKFORD, M., PRADO, J.L., RODRÍGUEZ, J., SENUT, B., SORIA, D., VARELA, S., 2005. Historical determinants of mammal diversity in Africa: evolution of Mammalian body mass distribution in Africa and South America during Neogene and Quarternary times, EN: HUBER, B.A., SINCLAIR, B.J., LAMPE, K.-H. (Eds.), African Biodiversity Molecules, Organisms, Ecosystems, Proceedings of the 5th International Symposium on Tropical Biology. Springer, pp. 287-295.

– OWEN-SMITH, N., MILLS, M.G.L., 2008. Predator–prey size relationships in an African large-mammal food web. *Journal of Animal Ecology* 77, 173-183.

– PALMQVIST, P., GRÖCKE, D.R., ARRIBAS, A., FARIÑA, R.A., 2003. Paleoecological reconstruction of a lower Pleistocene large mammal community using biogeochemical ($\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$, $\delta^{18}O$, Sr: Zn) and ecomorphological approaches. *Paleobiology* 29, 205-229.

– PALMQVIST, P., MARTÍNEZ-NAVARRO, B., ARRIBAS, A., 1996. Prey selection by terrestrial carnivores in a Lower Pleistocene paleocommunity. *Paleobiology* 22, 514-534.

– PALMQVIST, P., PÉREZ-CLAROS, J.A., JANIS, C.M., FIGUEIRIDO, B., TORREGROSA, V., GRÖCKE, D.R., 2008a. Biogeochemical and ecomorphological inferences on prey selection and resource partitioning among mammalian carnivores in an Early Pleistocene community. *PALAIOS* 23, 724-737.

– PALMQVIST, P., PÉREZ-CLAROS, J.A., JANIS, C.M., GRÖCKE, D.R., 2008b. Tracing the ecophysiology of ungulates and predator–prey relationships in an early Pleistocene large mammal community. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 266, 95-111.

Artículos

– PALOMBO, M.R., 2010. A scenario of human dispersal in the northwestern Mediterranean throughout the Early to Middle Pleistocene. *Quaternary International* 223-224, 179-194.

– PALOMBO, M.R., AZANZA, B., ALBERDI, M.T., 2002-2003. Italian mammal biochronology from the latest miocene to the middle pleistocene: a multivariate approach. *Geologica Romana* 36, 335-368.

– PALOMBO, M.R., MILLI, S., ROSA, C., 2003-2004. Remarks on the biochronology of the late Middle Pleistocene mammalian faunal complexes of the Campagna Romana (Latium, Italy). *Geologica Romana* 37, 135-143.

– PALOMBO, M.R., MUSSI, M., 2006. Large mammal guilds at the time of the first human colonization of Europe: The case of the Italian Pleistocene record. *Quaternary International* 149, 94-103.

– PALOMBO, M.R., MUSSI, M., AGOSTINI, S., BARBIERI, M., DI CANZIO, E., DI RITA, F., FIORE, I., IACUMIN, P., MAGRI, D., SPERANZA, F., TAGLIACOZZO, A., 2010. Human peopling of Italian intramontane basins: The early Middle Pleistocene site of Pagliare di Sassa (L'Aquila, central Italy). *Quaternary International* 223-224, 170-178.

– PALOMBO, M.R., VALLI, A.M.F., KOSTOPOULOS, D.S., ALBERDI, M.T., SPASSOV, N., VISLOBOKOVA, I., 2006. Similarity relationships between the Pliocene to middle Pleistocene large mammal faunas of southern Europe from Spain to the Balkans and the north Pontic region, EN: KAHLKE, R.-D., MAUL, L.C., MAZZA, P.P.A. (Eds.), "Late Neogene and Quaternary biodiversity and evolution: Regional developments and interregional correlations". Courier Forschungsinstitut Senckenberg, pp. 392-347.

– PASCUAL, M., DUNNE, J.A., 2006. Large mammal guilds at the time of the first human colonization of Europe: The case of the Italian Pleistocene record. *Quaternary International* 149(Spec. ISS.), 94-103.

– PRADO, J.L., ALBERDI, M.T., AZANZA, B., RODRÍGUEZ, J., 2004. Patterns of body-size change in large mammals during the Late Cenozoic in the Northwestern Mediterranean. *Paleoantología* Miscelánea en homenaje a Emiliano Aguirre, 467-479.

– RADLOFF, F.G.T., TOIT, J.T.D., 2004. Large predators and their prey in a southern African savanna: a predator's size determines its prey size range. *Journal of Animal Ecology* 73, 410-423.

– RAIA, P., CAROTENUTO, F., MELORO, C., PIRAS, P., BARBERA, C., KOTSAKIS, T., 2009. More than three million years of community evolution. The temporal and geographical resolution of the Plio-Pleistocene Western Eurasia mammal faunas. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 276, 15-23.

– RAIA, P., MELORO, C., BARBERA, C., 2007. Inconstancy in predator/prey ratios in Quaternary large mammal communities of Italy, with an appraisal of mechanisms. *Quaternary Research* 67, 255-263.

– RAUTENBACH, I.L., 1978. Ecological distribution of the mammals of the Transvaal (Vertebrata: Mammalia). *Ann. Transv. Mus.* 31, 131-156.

– RODGER, W.A., HOMEWOOD, K.M., 1982. Species richness and endemism in the Usambara mountain forests, Tanzania. *Biological Journal of the Linnean Society* 18, 197-242.

Artículos

– RODRÍGUEZ-GÓMEZ, G., RODRÍGUEZ, J., MATEOS, A., MARTÍN-GONZÁLEZ, J.A., GOIKOETXEA, I., in press. Food web structure in the European Pleistocene. *Journal of Taphonomy.*

– RODRÍGUEZ, J., 2004. Stability in Pleistocene Mediterranean mammalian communities. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 207, 1-22.

– RODRÍGUEZ, J., BURJACHS , F., CUENCA-BESCÓS, G., GARCÍA, N., VAN DER MADE, J., PÉREZ GONZÁLEZ, A., BLAIN, H.-A., EXPÓSITO, I., LÓPEZ-GARCÍA, J.M., GARCÍA ANTÓN, M., ALLUÉ, E., CÁCERES, I., HUGUET, R., MOSQUERA, M., OLLÉ, A., ROSELL, J., PARÉS, J.M., RODRÍGUEZ , X.P., DÍEZ, C., ROFES, J., SALA, R., SALADIÉ, P., VALLVERDÚ, J., BENNASAR, M.L., BLASCO, R., BERMÚDEZ DE CASTRO, J.M., CARBONELL, E., 2011a. One million years of cultural evolution in a stable environment at Atapuerca (Burgos, Spain). *Quaternary Science Reviews* 30, 1396-1412.

– RODRÍGUEZ, J., MARTÍN-GONZÁLEZ, J.A., GOIKOETXEA, I., RODRÍGUEZ-GÓMEZ, G., MATEOS, A., 2011b. Mammalian paleobiogeography and the distribution of Homo in early Pleistocene Europe. *Quaternary International* doi:10.1016/j.quaint.2011.09.023.

– RODRÍGUEZ, J., RODRÍGUEZ-GÓMEZ, G., MARTÍN-GONZÁLEZ, J.A., GOIKOETXEA, I., MATEO, A., 2012. Predator–prey relationships and the role of Homo in Early Pleistocene food webs in Southern Europe. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 365-366, 99-114.

– ROEBROEKS, W., 2001. Hominid behaviour and the earliest occupation of Europe: an exploration. *Journal of Human Evolution* 41, 437-461.

– SALADIÉ, P., HUGUET, R., DÍEZ, C., RODRÍGUEZ-HIDALGO , A., CÁCERES, I., VALLVERDÚ, J., ROSELL, J., BERMÚDEZ DE CASTRO, J.M., CARBONELL, E., 2011. Carcass transport decisions in Homo antecessor subsistence strategies. *Journal of Human Evolution* 61, 425-446.

– SCOTT, G.R., GIBERT, L., 2009. The oldest hand-axes in europe. *Nature* 461, 82-85.

– SPASSOV, N., 2003. The Plio-Pleistocene vertebrate fauna in South-Eastern Europe and the megafaunal migratory waves from the east to Europe. *Revue de Paléobiologie* 22, 197-229.

– SPETH, J.D., 2010. The Paleoanthropology and Archaeology of Big-Game Hunting. Springer.

– STANLEY, S.M., 1973. An explanation for Cope's rule. *Evolution* 27, 1-26.

– SWYNNERTON, G.H., 1958. Fauna of the Serengeti National Park. *Mammalia* 22, 435-450.

– TORRE, D., FICCARELLI, G., MASINI, F., ROOK, L., SALA, B., 1992. Mammal dispersal events in the early pleistocene of western europe. *Courier Forsch. Inst. Senkenberg* 153, 51-58.

– TURNER, A., 1992a. Large carnivores and earliest European hominids: changing determinants of resource availability during the Lower and Middle Pleistocene. *Journal of Human Evolution* 22, 109-126.

– TURNER, A., 1992b. Villafranchian-Galerian larger carnivores of Europe: dispersions and extinctions. *Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg* 153, 153-160.

– TURNER, A., 2009. The evolution of the guild of large Carnivora of the British Isles during the Middle and Late Pleistocene. *Journal of Quaternary Science* 24, 991-1005.

– TURNER, A., ANTÓN, A.C., WERDELIN, L., 2008. Taxonomy and evolutionary patterns in the fossil hyaenidae of Europe. *Geobios* 41, 677-687.

– VAN DER MADE, J., MAZO, A., 2003. Proboscidean dispersals from Africa towards Western Europe. *Deinsea* 9, 437-452.

– WEERS, D.J.V., 1994. The porcupine Hystrix refossa Gervais, 1852 from the Plio-Pleistocene of Europe, with notes on other fossil and extant species of the genus Hystrix. *Scripta Geologica* 106, 35-52.

– YOSHIDA, K., 2006. Intra-clade predation facilitates the evolution of larger body size. *Ecological Modelling* 196, 533-539.

– YOUNG, T.P., EVANS, M.R., 1993. Alpine vertebrates of mount Kenya, with particular notes on the Rock Hyrax. *Journal of The East Africa Natural History Society and National Museum* 82, 55-79.

Artículos

Los murciélagos como vector de polinización del Pequi (*Caryocar brasiliense* Camb. Caryocaraceae), un recurso clave en las comunidades tradicionales brasileñas.

Christiano Peres Coelho[1, 3], Paulo Eugênio Oliveira[1] y José Ruiz Martín[2]

[1] Universidade Federal de Uberlândia, Pós Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais – Brazil

[2] Universidad de Sevilla, Facultad de Biología, dpto. Biología Vegetal y Ecología

[3] Universidade Federal de Goiás – Departamento de Ciências Biológicas – Campus Jataí, GO- cpcbio@hotmail.com

RESUMEN

El Pequi o nuez souari es una especie vegetal polinizada por murciélagos (quiropterófila) de importancia biológica, social y económica. Presenta una amplia distribución en el Bioma Cerrado de Brasil y es muy apreciado por las comunidades tradicionales. Presenta flores hermafroditas y autocompatibles, y muestra indicios de una mayor fructificación cuando se dan cruzamientos legítimos con la ayuda de los murciélagos. El objetivo de este estudio fue estimar la eficiencia de polinizadores vertebrados (murciélagos) en el flujo de polen y la formación de frutos en Caryocar brasiliense *Camb. (Caryocaraceae) en la Estación Ecológica de Pirapitinga, Minas Gerais (MG), Brasil. El trabajo fue desarrollado entre los días 29.10 y 04.11. 2010 en la Estación Ecológica de Pirapitinga, MG. Se realizaron capturas de murciélagos, observaciones de visitas a las flores, identificación de polen cargado por los visitantes, y cuantificación de frutos relacionando la edad de los frutos y observación de tubos polínicos (prolongación en forma de tubo cuando se produce la germinación del grano de polen en el estigma, y por el que viaja la información genética masculina hasta el ovulo femenino) en flores naturales. Se capturaron 21 individuos de quirópteros de la especie* Glossophaga soricina. *Muchas visitas fueron registradas pero no cuantificadas y la formación de frutos fue baja: frutos recién formados 56%; frutos medianos 30% y frutos formados maduros 17%, presentando una diferencia estadística entre las edades de los frutos. De un total de más de 100 estiletes y estigmas analizados en cuanto a la formación de tubos polínicos, 58% de los estiletes no presentaban granos de polen incluso cuando había habido visitas, lo que indica una baja transferencia de polen, demostrando un desvío de la adaptación entre el Pequi y sus visitantes. Los datos no demuestran una eficiencia significativa de los murciélagos como polinizadores, pero la cantidad de polen en su cuerpo indica una gran capacidad de flujo entre las flores.*

Palabras clave: *Caryocar brasiliense*, Pequi, quiropterofilia.

Artículos

INTRODUCCIÓN

La polinización es un proceso básico para la reproducción de las plantas, principalmente de las angiospermas, pues favorece el flujo genético y aumenta la variabilidad genética de las poblaciones. Bawa (1990) tras realizar trabajos en las selvas tropicales húmedas describiendo interacciones entre animales y plantas, destaca que el 99% de las especies de angiospermas dependen de la polinización biótica, es decir, aquella en la que algún organismo vivo es el responsable de la transferencia de polen. De esta forma, a diferencia de los animales que necesitan buscar pareja para la reproducción, las plantas, por ser inmóviles, dependen de los animales para su reproducción.

El Cerrado de Brasil, es uno de los principales biomas del continente americano, y muestra una gran diversidad biológica, dividido en diversos ecosistemas con diferentes fisionomías vegetales. Podría asemejarse a las sabanas, pero presentando una disponibilidad de agua mayor (Coutinho 1978).

Hay trabajos que definen síndromes de polinización en el Cerrado brasileño como el realizado por Barbosa y Sazima (2008), los cuales cuantificaron que cerca del 89% de las plantas dependían de polinizadores bióticos.

Los principales visitantes florales son los insectos, que con seguridad lideran este tipo de interacción planta-animal. Esto se ve fácilmente por ejemplo con las abejas debido a su comportamiento de colecta de néctar, polen y resinas. Además la polinización realizada por animales vertebrados también es significativa. Fleming *et al.*, (2009) en un trabajo de revisión identifica a las aves y a los murciélagos como los principales polinizadores vertebrados. El autor demuestra que cerca de 500 géneros de plantas dependen de aproximadamente seis familias de aves como polinizadoras; en cuanto a los murciélagos, éstos son necesarios para 250 géneros de plantas, debido al comportamiento nectarívoro, sobre todo, de dos familias: Pteropodidae y Phyllostomidae. Las plantas ornitófilas (polinizadas por aves) y quiropterófilas (por murciélagos) suman del 3 al 11% de las especies de todo el mundo.

Figura 1. Botones florales y flores abiertas de *Caryocar brasiliense* de la estación Ecológica Pirapitinga, Minas Gerais, Brasil.

El término,quiropterofília fue definido por Faegri y Van der Pijl (1979) dentro de los síndromes de polinización, cuyos atributos florales predisponen un determinado visitante. En el caso de la quiropterofília las principales características de las plantas son: antesis nocturna (las flores se abren solo por la noche por diversos mecanismos), coloración blanca o verde, olor a humedad y a hongos, flores caulifloras (flores que se insertan directamente en el tallo principal) o flagelifloras (flores alargadas en forma de flagelo o látigo), tubulares o radialmente simétricas, tipo "pincel" (Figura 1), y contener mucho polen y néctar.

Artículos

Una de las especies de plantas quiropterófilas más conocidas de la región del Cerrado brasileño es el Pequi (*Caryocar brasiliense* Camb.). El Pequi presenta una distribución amplia hacia el sur de Pará, hasta el Paraná y el Paraguay. Es relativamente común en las fisionomías de vegetación de campo comunes en el Cerrado, Cerrado en sentido estricto, mata calcárea y en "murunduns" (Silva *et al.*, 1991; Almeida y Silva, 1994). Es una especie muy apreciada en la gastronomía popular, usándose en la elaboración de diversos platos como guisos, arroz y pollo con Pequi, además de dulces y bebidas. Debido a esta importancia su comercialización crece cada año. Presenta también un gran potencial como productor de aceites para la elaboración de biodiesel.

En un trabajo que avala el potencial económico de las plantas del Cerrado, Almeida (1998), identificó una densidad media de Pequi de unos 15 a 45 ind/ha, lo que fue confirmado por los trabajos de Lorenzi (2002) que cita la especie como distribuida en agrupamientos más o menos densos en áreas primarias, secundarias y pioneras.

El Pequi es una de las especies más diversas de las plantas nativas del Bioma Cerrado, típica vegetación característica de las regiones centrales de la meseta brasileña, en la región central de Brasil, la cual presenta una alta diversidad de especies herbáceas y arbóreas. La especie presenta importancia biológica, social y económica reconocida por las comunidades tradicionales y por la comunidad científica (Almeida *et al.* 2008). Debido a esta importancia, principalmente social, muchas especies comienzan a generar ingresos que pueden dar lugar a dos situaciones probables: la revalorización de los productos, lo que contribuye a su conservación (De Carvalho, 2007), o sufrir una posible sobreexplotación debido a su rentabilidad, afectando negativamente a la especie (Gulias *et al.* 2008).

En un trabajo sobre las redes de comercialización de los frutos de Pequi en el provincia de Goiás, Brazil, Oliveira *et al.* (2005), se registraron 2.236 toneladas de Pequi comercializadas en Ceasa (Centro de comercialización de alimentos) de Goiânia, Goiás, Brazil en el año 2001, produciendo 200 euros por tonelada, demostrando así la importancia de la especie para la población en general.

Desde el punto de vista reproductivo, Gribel y Hay (1993) describen la especie como hermafrodita, auto compatible, con cuatro estiletes y estigmas y cuatro lóculos con un óvulo cada uno. Es polinizada por murciélagos y por mariposas. Leite *et al.* (2006), evaluando la fenología del Pequi en Minas Gerais, Brasil, identificaron una gran variación en el número de flores y frutos, con baja producción, destacando que los principales factores implicados son ambientales, tales como el viento y la luz.

En este contexto, identificar las etapas y procesos que afectan al ciclo reproductivo de una especie vegetal es el primer paso para su conservación, especialmente cuando se trata de temas sociales y económicos, como en el caso del Pequi.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio fue realizado en la estación Ecológica de Pirapitinga, localizada en el Reservatorio de Usina Hidroeléctrica de Três Marias, MG (18o 23'S, e 45o 17' W), presentando un área de aproximadamente 1.000 Ha (Figura 2), sufriendo variaciones con el nivel de la presa, el cual oscila entre 568m-559m. Desde 1962, con el llenado del reservorio de agua, el área adquirió características de isla principalmente cuando la reserva está en el límite máximo (Azevedo *et al.*, 1987). El área presenta la vegetación característica del Cerrado y arbustos mesófilos.

Artículos

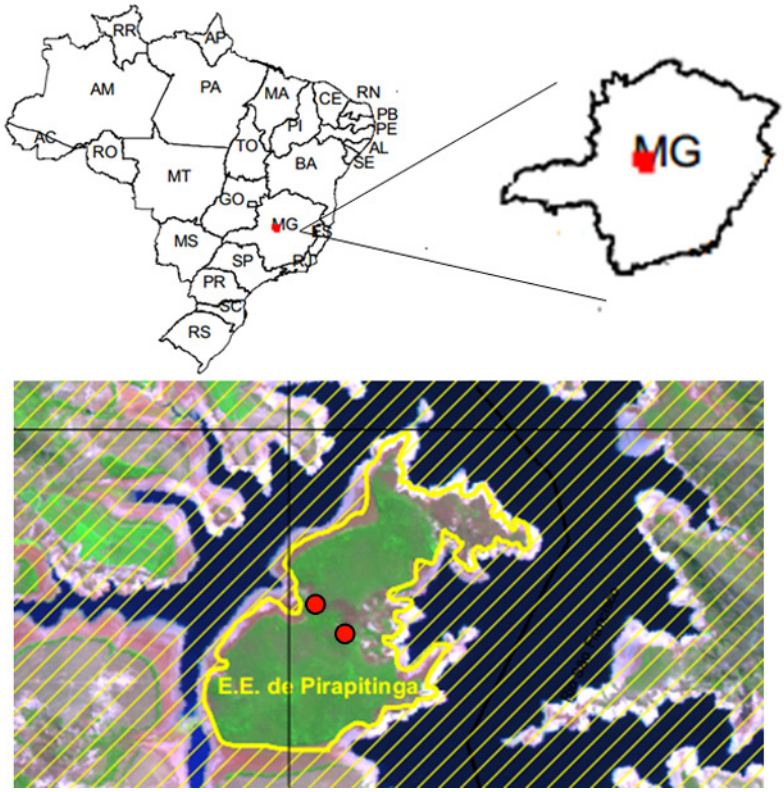


Figura 2. Localización de la Estación Ecológica Pirapitinga y de los lugares de estudio (círculos rojos), Minas Gerais, Brasil.

El trabajo fue desarrollado entre los días 29 de octubre y 4 de noviembre de 2010. Los individuos de *Caryocar brasiliense* estudiados se localizan en el área de Cerrado sentido estricto próxima al alojamiento y en el lado opuesto a la isla (Figura 2). Se definieron 10 individuos de Pequi para observación y captura de los visitantes florales (quirópteros). Las observaciones fueron realizadas utilizando linternas con filtro rojo para no afectar a las visitas. Los visitantes fueron capturados usando redes de nylon japonés (*mist-nest*) con unas medidas de 7 m de ancho por 2.5 m de altura. Dos redes fueron colocadas alrededor de los individuos de Pequi con flores abiertas, realizando un esfuerzo de captura total de 35 horas. Las redes se pusieron sobre las 20:30 (horario de verano) y permanecían abiertas hasta una las 01:30 horas (horario de verano). Los visitantes capturados fueron fotografiados y marcados (utilizando rotulador permanente) con un número de orden de observación específico para controlar el retorno de los murciélagos a las flores de las plantas de Pequi.

Para evaluar la fecundidad y la eficiencia de los polinizadores fueron contados los frutos formados en las inflorescencias de 30 individuos diferentes. Los frutos fueron clasificados en recientemente formados, frutos medios y frutos formados (Figura 6). Como punto de referencia, se contó un número de flores en 100 inflorescencias al azar en 30 individuos, a través del conteo de cicatrices que dejan las flores al desprenderse de las inflorescencias.

Otra medida utilizada para evaluar la eficiencia de la polinización natural fue el conteo de granos de polen en pistilos de flores de un día después de la antesis (periodo de florescencia), en 30 flores de 15 individuos distintos. Un total de 120 estiletes y estigmas fueron analizados para cuantificar los granos de polen depositados y el crecimiento de tubos polínicos utilizando la técnica de epifluorescencia de Martin (1959).

La densidad de los individuos de Pequi en el área fue confirmada a partir de 10 transectos de 50mX10m en un total de una hectárea. Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el programa *Systat* 10.2.

Artículos

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante las 35 horas de esfuerzo de captura fueron apresados 21 individuos de *Glossophaga soricina* (Figura 3). No hubo recaptura de individuos marcados. La identificación fue realizada por el prof. Dr. Marlon Zórtea de la Universidad Federal de Goiás, Campus Jataí, usando las imágenes tomadas durante las observaciones. Todos los individuos identificados mostraron gran carga de polen en la cabeza, hocico, orejas y alas, mostrando legitimidad (polinización cruzada) durante las visitas (Figura 3) y posible efectividad en la polinización.

Figura 3. Individuos de *Glossophaga soricina* capturados en las redes japonesas y fotografiados para su identificación y observación de cantidad de granos de polen en cabeza, orejas, hocico y alas.

Varios trabajos en ambientes de Cerrado (Gribel y Hay, 1993), Amazonia (Martins y Gribel, 2007) y otras revisiones (Fleming *et al.*, 2009) han demostrado una gran importancia de esta especie de murciélago, y especialmente de la subfamilia Glossophaginae para la polinización de una gran gama de plantas. Se observó un elevado número de visitas en las flores sin cuantificar. Los murciélagos visitaban las flores muy rápidamente y de forma legítima (Figura 4), permaneciendo en vuelo alrededor de los individuos durante algunos minutos.

Figura 4. Individuos de *Glossophaga soricina* visitando flores de *Caryocar brasiliense* en la estación Ecológica de Pirapitinga, Minas Gerais, Brasil. Fotos: Paulo E. Oliveira y Christiano Peres Coelho.

En el trabajo de Gribel y Hay (1993) los autores definieron *Caryocar brasiliense* Camb. como una especie autocompatible y polinizada por murciélagos Glossophaginae y mariposas Sphingidae, además vieron una mayor formación de frutos en cruzamientos artificiales. Destacan también la presencia de una hercogamia (separación en el espacio) de las piezas reproductivas y una alta producción de polen, lo que indicaría alogamia (polinización cruzada); en ese caso los murciélagos serian esenciales.

Acreditando la eficiencia de la polinización desde el punto de vista genético, Collevatti *et al.* (2001) en estudios con marcadores microsatélites, mostraron una alta tasa de polimorfismo en las progenies de *C. brasiliense*, lo que fue atribuido a una alta tasa de cruzamiento promovida por los murciélagos, demostrando una vez más la importancia de estos vertebrados para el Pequi.

El estudio de la fecundidad y de la eficiencia de la fructificación en sus diferentes estadios (Tabla 1 y Figura 5 y 6), mostró los siguientes resultados:

Tabla 1. Fecundidad (% formación de frutos) en *Caryocar brasiliense* en la estación Ecológica de Pirapitinga, MG. Las letras diferentes en una misma columna indican una diferencia significativa entre las edades de los frutos.

	NÚMERO DE FLORES	NÚMERO DE FRUTOS	% FRUCTIFICACIÓN
Frutos jóvenes	18,14 ± 4,87	10,43 ± 5,03	56,50 ± 17,85a
Frutos medios	15,82 ± 4,33	5,00 ± 2,78	30,08 ± 13,03b
Frutos formados	16,92 ± 3,45	2,76 ± 1,38	16,83 ± 8,97c

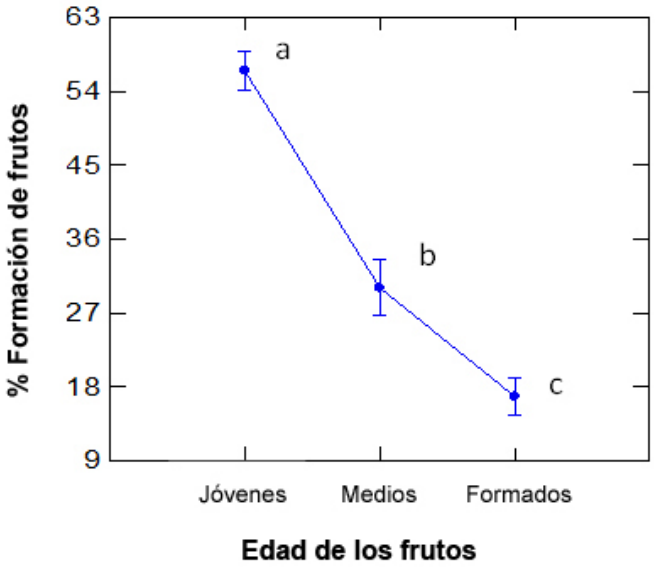


Figura 5. Test Anova- 1 factor.- Las infrutescencias demostraron diferencias significativas en el % de fructificación con relación a "edades" (recién formados, medios y formados) ($F_{2, 89} = 77.868$; $p<0,001$).

Figura 6. Inflorescencias y frutos de Pequi (*Caryocar brasiliense*) en la estación Ecológica de Pirapitinga, Minas Gerais, Brasil. A y B - frutos recién formados; C y D – Frutos medios; E y F – Frutos formados inmaduros.

La baja producción de frutos formados ya fue comentada en otros trabajos sobre el Pequi, como por ejemplo el trabajo de Romancini y Aquino (2007), realizado con el Pequi cero enano, y en el cual se llegó a la conclusión de que en todos los tratamientos de polinización controlada, hubo formación de más del 83% de frutos, pero después de la maduración esos valores alcanzaron un 0.42% en el caso del control; 1.86% en el caso de autopolinización y 3.65% para la polinización cruzada, demostrando una vez más una mayor producción de frutos tras las polinizaciones cruzadas, la cual la mayoría de las veces fue realizada por murciélagos. Los autores sugieren que la baja formación de frutos puede ser resultado del elevado número de plagas que atacan a estas plantas.

Otras explicaciones son relacionadas con presiones fisiológicas, como una regulación genética materna y ya fueron revisadas en trabajos como Raven *et al.*, (2007). Varios trabajos, como los de Collevatti *et al.*, 2001; Collevatti *et al.* 2009 y Collevatti *et al.* 2010, atribuyen la baja formación de frutos a problemas como la autopolinización, mecanismos de regulación maternal o al aborto de frutos.

Lopes *et al.* (2003) realizaron un trabajo sobre el ataque de plagas a los frutos de Pequi, e identificaron una oruga del género *Carmente*, clasificado como larva de lepidóptero. Los autores evaluaron la forma de ataque de este lepidóptero en los Pequiceros de Minas Gerais. Los síntomas del ataque son: perforaciones obstruidas con heces rodeadas de hilos de seda producidos por la oruga; formación de galerías tanto en el mesocarpo interno como externo; heces rodeadas de hilos de seda tanto en el mesocarpo externo como interno, incluso rodeando la crisálida. Los autores resaltan que esa larva de lepidóptero del Pequicero produce daños en los frutos que los convierten en impropios para el consumo humano, pudiendo provocar daños en la producción superiores al 50%. Incluso sin ser cuantificados se observaron frutos inmaduros con perforaciones en el suelo, lo que también puede indicar problemas con los depredadores y parásitos.

La Figura 5 muestra una diferencia significativa en el tanto por ciento de fructificación entre las edades de los frutos mediante un test de varianza ANOVA de un factor. En trabajos realizados en la Amazonia con *Caryocar vilosum* (Martins y Gribel, 2007) y en el Cerrado con *Caryocar brasiliense* (Gribel y Hay, 1993) también se identificó una baja formación de frutos en todos los tratamientos y en flores control.

El análisis del crecimiento de los tubos polínicos, tras identificarse granos de polen en el 42% de los estigmas analizados, indicó que el 17% presentaban solamente un grano de polen, del que germinaba el tubo polínico, el 11% dos granos de polen y el 14% entre tres y cinco granos de polen. El 58% de los estigmas restantes no presentaban granos de polen ni por consiguiente tubos polínicos, lo que indica ausencia de polinización.

Incluso con el elevado número de visitas observadas durante el estudio, se describe el comportamiento durante la visita como una visita rápida (menos de1 segundo) y con un comportamiento legítimo (Figura 4). Algo que vale la pena ser citado es que no todas las flores abiertas por la noche eran visitadas, mientras que otras flores recibían más de 10 visitas, y otras ninguna. Este comportamiento puede tener una relación directa con el comportamiento de forrajeo de tipo "trap-line" citado por Sazima *et al.* (1999), o de tipo "onda de forrajeo" citado por Heithaus *et al.* (1974). La principal diferencia entre estos comportamientos es con respecto al número de individuos que participan en la visita; "trap-line" consiste en visitas individuales, mientras que "onda de forrajeo" consiste en visitas en grupos. Mediante la definición de una ruta de forrajeo por parte de los murciélagos, es probable que algunas flores no se definan como un recurso, sin llegar a ser visitadas y sin recibir una polinización efectiva.

CONCLUSIÓN

A pesar de la evidencia de la efectividad de polinización de las flores de *Caryocar brasiliense* en la Estación de Pirapitinga, Minas Gerais, Brasil, el bajo número de frutos puede estar asociado a la baja eficiencia en la deposición de polen por parte de los murciélagos, o por cuestiones genéticas y fisiológicas relacionadas con la autopolinización, comportamiento de los visitantes o por la influencia de la distribución espacial de los individuos en el área. Por el aislamiento de la zona de estudio y ser esta de un tamaño significativo, trabajos con un enfoque genético y ecológico, de evaluación de flujo de genes, análisis de estructura genética y de distancia de dispersión del polen, serian interesantes para tratar de responder a las preguntas abiertas sobre la fructificación y podrían dar resultados satisfactorios.

BIBLIOGRAFÍA

– ALMEIDA, S. P.; SILVA, J.A., 1994. *Pequi e Buriti: importância alimentar para a população dos cerrados*. Brasília, Embrapa CPAC, 38p. (Embrapa - CPAC. Documentos, 54).

– ALMEIDA, S.P., 1998. Cerrado: aproveitamento alimentar. *Planaltina*. EMBRAPA CPAC. 188p.

– AZEVEDO, L.G.; BARBOSA, A.A.A.; OLIVEIRA, A.L.C.; GORGONIO, A.S.; BEDRETCHUK, A.C., SIQUEIRA, F.B. *et al.*, 1987. *Ensaio Metodológico de Identicaçao e Avaliaçao de Unidades Ambientais - A Estaçao Ecológica de Pipapitinga, MG*. Secretaria Especial do Meio Ambiente, Embrapa-CPAC, Brasília.

– BAWA, K.S., 1990. Plant–pollinator interactions in tropical rain forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 399–422.

– BARBOSA, A. A. A., & SAZIMA, M., 2008. Biologia reprodutiva de plantas herbáceo-arbustivas de uma área de campo sujo de cerrado. *Ecologia e flora*, 291-307.

– COLLEVATTI, R.G., GRATTAPAGLIA, D.B. y HAY, J.D., 2001. High resolution microsatellite based analysis of the mating system allows the detection of significant biparental imbreeding in *Caryocar brasiliense*, an endangered tropical tree species. *Heredity* 86:60-67.

– COLLEVATTI, R.G; ESTOLANO, R.; GARCIA, S. y HAY, J.D., 2009. Seed abortion in the bat pollinated Neotropical tree species, *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae). *Botany* 1110-1115.

– COLLEVATTI, R. G., LIMA, J. S., SOARES, T. N., & TELLES, M. P. C., 2010. Spatial genetic structure and life history traits in Cerrado tree species: inferences for conservation. *Nat. Conserv*, 8, 54-59.

– COUTINHO, L.M., 1978. O conceito de Cerrado. *Revta. brasil. Bot*. 1: 17-23.

– DE CARVALHO, I. S. H., 2007. Potenciais e limitações do uso sustentável da biodiversidade do Cerrado: um estudo de caso da Cooperativa Grande Sertão no Norte de Minas. *Rev. Bras. de Agroecologia/out*, 2(2), 1449.

– FAEGRI K, VAN DER PIJL L., 1979. *The principles of pollination ecology*, 2nd edn. Toronto: Pergamon Press.

– FLEMING, T.H.; GEISELMAN, C.; KRESS, W.J., 2009. The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. *Annals of Botany* 104:1017-1047.

– GRIBEL, R. yHAY, J.D., 1993. Pollination ecology of *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae) in Central Brazil cerrado vegetation. *Journal of Tropical Ecology* 9:199-211.

– GULIAS, A.P.S.; RIBEIRO, J.F.; OLIVEIRA, M.C.; AQUINO, F.Gy SILVA, M.R., 2008. Produtividade dos pequizeiros (*Caryocar brasiliense* Camb.) no município de Damianópolis, Goiás. Anais do I Simpósio Nacional Cerrado – Brasília, DF.

– HEITHAUS E. R.; P. A. OPLER, AND H. G. BAKER., 1974. Bat activity and pollination of Bauhinia pauletia: plant-pollinator coevolution. *Ecology* 55(2): 412-419.

– LEITE, G.L.D.; VELOSO, R.V.S.; ZANUNCIO, J.C.; FERNANDES, L.A. y ALMEIDA, C.I.M., 2006. Phenology of *Caryocar brasiliense* in tehe Brazilian cerrado region. *Forest Ecology and Management* 236: 286-294.

– LOPES, P.S.N., SOUZA, J.C., REIS, P.R., OLIVEIRA, J. M., y ROCHA, I.D.F., 2003. Caracterização do ataque a broca dos frutos do pequizeiro. *Rev. Bras. Fruticultura*, 25(3): 540-543.

– LORENZI H., 2002. Árvores brasileiras: Manual de identificaçao e cultivo de plantas arboreas do Brasil. Nova Odessa: *Plantarum* v. 1. 368 p.

– MARTIN, F. W., 1959. Staining and observing pollen tubes in the style by means of fluorescence. *Stain Technology* 34: 125-128.

– MARTINS, R.L. y GRIBEL, R., 2007. Polinização de Caryocar villosum(Aubl.) Pers. (Caryocaraceae) uma árvore emergente da Amazônica Central. *Revista Brasileira de Botânica* 30(1) 37-45.

– OLIVEIRA, E.; LONGHI, E.H.; VANDERLEI, J.C.; SILVA, I.D.C. y ROCHA, E.V., 2005. Disponível em: <http://www.sober.org.br/palestra/2/898.pdf> acesso em: 01.12.2010.

– ROMANCINI, R.M. y AQUINO, F.G., 2007. Aspectos da biologia reprodutiva do pequizeiro anão *Caryocar brasiliense* subsp. *Intermedium Camb.*(Caryocaraceae) em plantio experimental. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil – Caxambu, MG.

– SAZIMA, M., BUZATO, S. y SAZIMA, I., 1999. Bat pollinated flower assemblages and bat visitors at twoatlantic forest sites in Brazil. *Annals of Botany* 83:705-712.

– SILVA, J.A.; FONSECA, C.E.L., 1991. Propagação vegetativa do pequizeiro: enxertia em garfagem lateral e no topo. *Planaltina: Embrapa Cerrados*. 4p.

Artículos

Estudio de la dispersión natal del cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en primillares de la Comunidad de Madrid y aplicaciones para su conservación.

Sandra Goded Millán[1] y Fernando Garcés Toledano[2]

GREFA (Grupo para la Recuperación de la Fauna Autóctona y su Hábitat). Apdo. Correos 11. 28220 Majadahonda. Madrid. Teléfono: 916387550. Fax: 916387411.

[1] sandra@grefa.org

[2] fgarces@grefa.org

RESUMEN

*El cernícalo primilla (*Falco naumanni*) es un ave filopátrica, ya que al regresar de la migración vuelve a la misma zona donde nació para criar. Sin embargo, algunas aves regresan a la misma colonia (primillar) donde nacieron (filopatría natal) y otras regresan a distintas colonias (dispersión natal). De cara a estudiar los factores que influyen en dicha decisión, se tomaron datos de la identidad y origen de los primillas presentes en cada colonia de la zona sur de la Comunidad de Madrid durante 8 años, mediante la lectura de anillas. Los resultados mostraron que un 15,4% de los primillas nacidos en estas colonias regresaban a la misma zona al año siguiente. De este 15,4% un 63,6% regresó al mismo primillar y un 36,4% se dispersó a otros primillares. Los resultados del estudio indicaron que ni el tamaño ni la distancia entre las colonias influían significativamente sobre el porcentaje de individuos dispersantes. Sin embargo, se observó una mayor dispersión entre dos colonias muy cercanas, indicando una cierta importancia de la distancia. Se observó una influencia significativa de la edad, dispersándose más primillas jóvenes que adultos. El conocimiento de los factores clave para la dispersión de los cernícalos es crucial para desarrollar programas de conservación de esta especie amenazada.*

Palabras clave: Cernícalo primilla, primillar, dispersión natal, conectividad, conservación.

INTRODUCCIÓN

El cernícalo primilla (*Falco naumanni*) es la más pequeña de las aves rapaces diurnas nidificantes en la Península Ibérica (Figura 1). Es un ave migratoria que pasa los inviernos en África, y retorna a Eurasia para criar a principios de marzo. Considerada en el pasado como una de las más abundantes aves rapaces europeas, su población se ha visto gravemente en declive durante los últimos 50 años. Está incluido en la categoría de "vulnerable" a nivel mundial por la IUCN (Atienza y Tella, 2005). Aún así, la población ibérica constituye el 70% de la población total europea (Cramp y Simmons, 1980). En la Comunidad de Madrid, el cernícalo primilla se encuentra catalogado bajo la categoría de "En peligro de extinción". Este descenso se ha atribuido a varios factores: la reducción en la disponibilidad de lugares de nidificación, el aumento en el uso de pesticidas, y los recientes cambios en los usos del suelo (Cramp y Simmons, 1980; González y Merino, 1990).

De cara a aumentar las posibilidades de nidificación de estas rapaces, se ha llevado a cabo la construcción de edificios diseñados específicamente para hacer la función de lugar de cría a poblaciones de primillas; construcciones denominadas primillares (Figuras 2 y 3).

Figura 1. Macho adulto de Cernícalo Primilla posado junto a caja-nido.
Foto de base de datos de GREFA.

Figura 2. Primillar de Perales del Río.
Foto de base de datos de GREFA.

Figura 3. Primillar de Navas del Rey.
Foto de base de datos de GREFA.

Los primillares tienen una doble función: sirven de lugar de liberación para los pollos que son criados en cautividad en centros de recuperación y, además, sirven como lugares para crear colonias nuevas de cernícalos en libertad, conectando poblaciones naturales y permitiendo así el flujo de ejemplares entre éstas (Álvarez Xusto y Gallego Onís, 1999). Por otra parte, la existencia de una red de colonias ofrece una mayor capacidad de respuesta a la población ante afecciones estocásticas (posibles alteraciones no predecibles que puedan afectar a la población) al poder dispersarse los individuos entre varias colonias (Santos y Tellería, 1998). En la Comunidad de Madrid y provincia de Toledo, se han construido siete primillares para aumentar las escasas poblaciones existentes de cernícalo primilla.

El cernícalo primilla es un ave filopátrica, con tendencia a regresar a las zonas donde se crió para reproducirse (Negro *et al.*, 1997; Serrano *et al.*, 2003; Serrano *et al.*, 2004). Este conocimiento es clave para desarrollar programas de reintroducción de pollos, ya que los animales liberados se improntan de la zona de reintroducción, por lo que volverán a la misma para reproducirse al año siguiente. Sin embargo, dentro de la filopatría a la zona, algunos individuos vuelven a la misma colonia donde nacieron, poseen filopatría natal, y otros se dispersan a otras colonias para criar, poseen dispersión natal y se denominan dispersantes o alopátricos (Greenwood, 1980; Álvarez Xusto y Gallego Onís, 1999). La dispersión natal ejerce una función crítica en la dinámica de las poblaciones (al producir un intercambio de individuos), en la distribución espacial de la especie (aumentando los posibles lugares de nidificación) y en la estructura genética de la población, evitando los efectos de la endogamia y la deriva genética (Johnson y Gaines, 1990). Sin embargo, la filopatría natal también es ventajosa: los individuos se benefician de la familiaridad con los recursos alimenticios y depredadores, asimismo, suele resultar en la reproducción entre individuos genéticamente similares, lo que puede preservar las adaptaciones genéticas locales que esa población ha adquirido a lo largo de su evolución (Shields, 1982).

Varios estudios han sugerido una serie de factores que indican la probabilidad de los individuos de cernícalo primilla a dispersarse de su colonia natal. Estos estudios indican que los individuos inmigrantes eligen las colonias basándose en la presencia y abundancia de individuos de su misma especie en otras colonias (hipótesis de atracción conespecífica), (Serrano *et al.*, 2003). Además de esto, se ha observado como la probabilidad de dispersión a otras colonias decrece con el tamaño de la colonia natal, es decir, cuanto mayor sea la colonia en la que nacen, menor cantidad de primillas se dispersarán a otras, además de que la distancia entre las colonias natal y destino influye en la probabilidad de dispersión. Asimismo, se ha observado como existen diferentes tendencias a la dispersión según características intrínsecas de los cernícalos: el género, siendo las hembras de primilla más dadas a dispersarse que los machos; y la edad, las aves adultas tienden a ser más filopátricas y son, en cambio, los individuos jóvenes los que tienden a dispersarse (Serrano *et al.*, 2001, 2003).

En el presente estudio se pretendió analizar, además, si la naturaleza de cría de los cernícalos, es decir, si fueron criados en libertad (cría natural) o en cautividad y después introducidos en el primillar mediante el método *hacking* (cría en cautividad), es un factor que influye en la probabilidad de dispersión de los individuos cuando vuelven de la migración para criar los años posteriores a su nacimiento.

Artículos

METODOLOGÍA

El presente estudio se ha realizado en siete primillares dispuestos en varios puntos de la zona Sur de la Comunidad de Madrid y provincia de Toledo: Villaviciosa de Odón (construido en 2002), Perales del Río (2005), Batres (2007), Pinto (2008), Quer (2008), Navas del Rey (2008) y Quijorna (2009). Además, se sabe de la existencia de muchas colonias naturales cercanas, facilitando una posible dispersión entre ambos (Figuras 4 y 5). La distancia media entre todos los primillares es de 37,83 Km, con una distancia mínima de 10 Km y máxima de 85 Km.

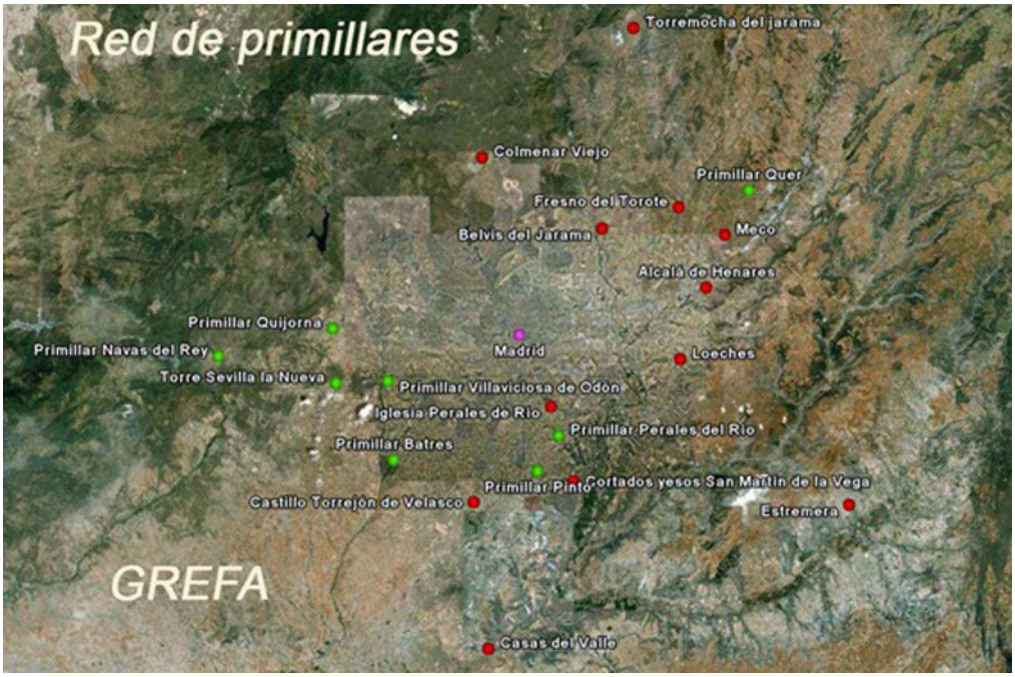


Figura 4. Ubicación de los 7 primillares construidos por GREFA en la Comunidad de Madrid (puntos verdes), junto con las colonias naturales de primillas (puntos rojos) cercanas a estos primillares. Foto procedente de base de datos de GREFA.

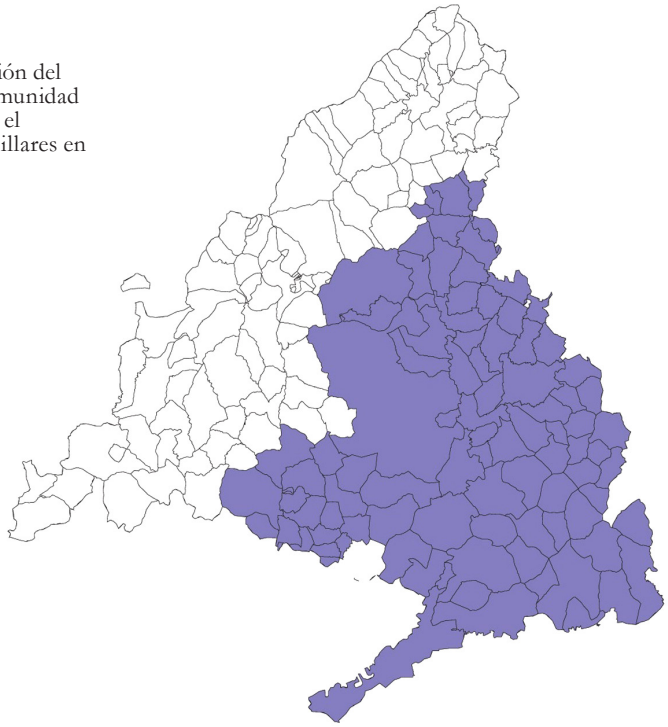


Figura 5. Área de distribución del cernícalo primilla en la Comunidad de Madrid, que comprende el emplazamiento de los primillares en dicha comunidad.

Se han utilizado datos tomados desde el año 2002 hasta el 2010. El censo de los ejemplares retornados y de parejas reproductoras en las colonias comprende desde la llegada de los primeros ejemplares en marzo hasta las primeras puestas a mediados de mayo. Durante este tiempo, se monitorearon periódicamente los primillares ocupados, identificando individuos para obtener el tamaño de colonia. El método de censo empleado durante todos los años de seguimiento ha sido el conteo directo de los ejemplares y nidos ocupados en cada colonia (Tellería, 1986).

Para calcular el tamaño de las colonias, se realizó la media aritmética del número de parejas reproductoras que cada colonia poseía durante el total de años que dicha colonia ha estado en funcionamiento.

El porcentaje de individuos dispersantes se realizó sumando todos los individuos que criaban en cada colonia pero procedían de otra (alopátricos), sobre el total de individuos que criaron en dicha colonia (alopátricos y filopátricos), a lo largo de todos los años de funcionamiento de ésta. Es importante tener en cuenta, sin embargo, que la cantidad de cernícalos dispersados depende de la cantidad de cernícalos que hay en una colonia (del tamaño de la colonia).

Para estudiar la posible influencia del tamaño de cada primillar sobre el porcentaje de individuos dispersantes con respecto al total de individuos se utilizó un test de correlación de Pearson, de cara a medir la posible relación lineal de ambas variables cuantitativas.

Para estudiar la influencia de la distancia entre primillares sobre el porcentaje de individuos dispersantes entre cada pareja de colonias se recurrió de nuevo a un coeficiente de correlación, test de Mantel. Sumado a esto, de cara a analizar si los efectos del tamaño del primillar de destino y la distancia entre los primillares de origen y destino se ven mezclados entre sí, se realizó un Modelo General Linear (GLM) en el que se estudiaba la influencia de ambas variables independientes continuas (el tamaño del primillar de destino y la distancia entre los primillares) y su interacción sobre el porcentaje de individuos alopátricos.

Para estudiar la influencia del sexo, la edad y la naturaleza de la cría de los primillas (natural o en cautividad) sobre la cantidad de individuos dispersantes se utilizó un análisis Log-linear.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las 310 parejas reproductoras censadas en 2009 en la Comunidad de Madrid, 41 parejas se encontraban en los primillares construidos, representando el 13%. Se tienen datos de la procedencia y edad de cada ejemplar mediante las anillas puestas en los pollos. Desde el año 2002, se han anillado un total de 626 pollos introducidos, y 284 pollos nacidos de forma natural en los siete primillares pertenecientes a GREFA.

Durante los 8 años transcurridos desde la creación del primer primillar en la Comunidad de Madrid hasta el 2010, un total de 893 pollos de cernícalo primilla han volado desde todos los primillares, de los cuales el 70,1% fueron pollos criados en cautividad, y el 29,9% pollos nacidos de cría natural. De estos 893 pollos, el 15,4% han retornado a cualquiera de los 7 primillares en la época de cría. De este 15,4% de cernícalos retornados a la región, un 63,6% de media entre todos los primillares ha regresado al mismo primillar en el que nació (individuos filopátricos) a lo largo de estos 8 años, y un 36,4% se ha dispersado a otro primillar para criar (individuos alopátricos con dispersión natal). Estos resultados son similares a los obtenidos en un estudio anterior de dispersión natal en colonias de Andalucía, donde un 43% de los individuos se dispersaban de sus colonias natales (Negro *et al.*, 1997).

Estas bajas frecuencias de individuos dispersantes contrastan con las observadas en un estudio del valle del Ebro por Serrano y sus colegas (2003) (donde un 83% de los individuos se dispersaban de su colonia natal). Estas diferencias en dispersión se explicaron mediante el razonamiento de que en Andalucía existía una baja disponibilidad de colonias, y una mayor distribución espacial entre ellas, por tanto, un mayor riesgo de dispersión para los cernícalos, comparados con el valle del Ebro (Serrano *et al.*, 2003). En la Comunidad de Madrid, las colonias estudiadas tienen una gran distribución espacial entre ellas (con unas distancia mínima y máxima de 10 y 68 Km), que comparadas con las distancias mínima y máxima del estudio del valle del Ebro (50 m y 12 Km, respectivamente) explican en parte la baja frecuencia de dispersiones en el presente estudio, donde el riesgo de la dispersión es mucho mayor. Además, en el valle del Ebro el número de colonias era mucho mayor (572 colonias al final del estudio en 1999) comparado con las 7 colonias del presente estudio, por lo que la gran disponibilidad de colonias podría, quizás, explicar la mayor cantidad de individuos alopátricos.

En el presente estudio, el mayor porcentaje de dispersiones ocurre entre las colonias de tamaño intermedio (de entre 2 y 3 parejas), en contra de lo que se predijo (Figuras 6 y 7). El tamaño de las colonias no influye significativamente sobre los porcentajes de dispersión de los cernícalos ($r = -0{,}291$, $p = 0{,}495$). Este resultado contrasta con los observados en estudios previos, donde el tamaño de las colonias influía significativamente sobre la cantidad de primillas que se dispersaban, aumentando dichas frecuencias según disminuía la colonia natal y aumentaba la destinataria (Serrano *et al.*, 2001, 2003; Negro *et al.*, 1997). Sin embargo, en el presente estudio, el mayor número de dispersiones ocurrieron entre primillares de tamaño medio, esto es en parte debido al hecho de que los primillares entre los que existe mayor dispersión (el de Villaviciosa de Odón y Batres) coinciden con las colonias en las que más individuos criados en cautividad se han introducido en estos 8 años (221 pollos en Villaviciosa y 113 en Batres, base de datos de GREFA), por lo que aunque no son los primillares de mayor tamaño, sí son de los que han volado mayor número de pollos. De todas formas, habría que esperar a tener un mayor número de colonias para poder estudiar de nuevo la importancia del tamaño de primillares en la dispersión.

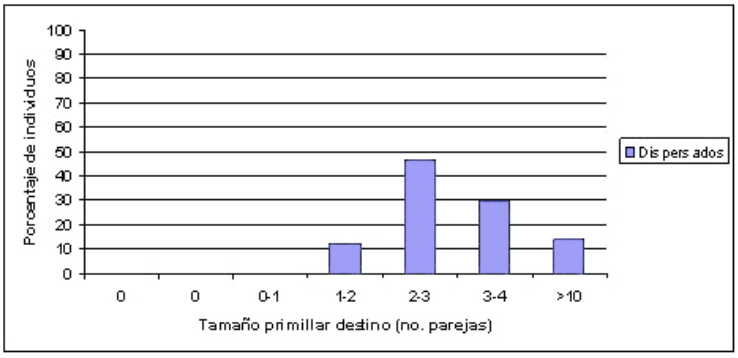


Figura 6. Porcentaje de individuos dispersados a cada primillar según el tamaño de la colonia destino (en número de parejas).

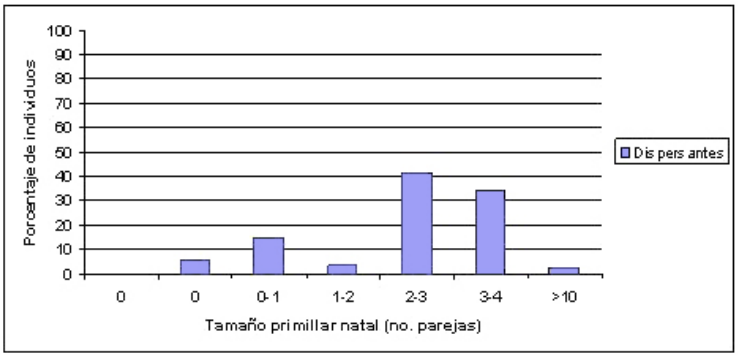


Figura 7. Porcentaje de individuos dispersantes desde cada primillar según el tamaño de la colonia de origen (en número de parejas).

La mayor parte de los individuos dispersantes lo hizo a primillares cercanos, el 59,4% de las dispersiones se realizaron entre los primillares de Villaviciosa y Batres, encontrándose éstos a 11,98 Km de distancia. La distancia mínima de dispersión fueron los 10,01 Km que separan los primillares de Pinto y Perales del Río, y la máxima entre las colonias de Batres y Quer, con 68,39 Km. Sin embargo, el análisis estadístico muestra que la distancia entre parejas de primillares no influye significativamente sobre los porcentajes de cernícalos dispersantes entre dichos primillares ($r = -0{,}313$, $p = 0{,}887$). Sumado a esto, al analizar juntas la influencia del tamaño del primillar de destino y la distancia entre el primillar de origen y destino sobre el porcentaje de individuos dispersantes se vio como ninguna de las dos variables influía significativamente ($F_{1,6} = 2{,}04$, $p = 0{,}203$; $F_{1,6} = 1{,}28$, $p = 0{,}379$, respectivamente). Además, este análisis permitió observar que no existe interacción significativa entre el tamaño del primillar de destino y la distancia de éste al primillar de origen ($F_{1,6} = 1{,}12$, $p = 0{,}739$). Estos resultados contrastan con los obtenidos en estudios previos, en los que la tendencia a dispersarse disminuía significativamente según aumentaban las distancias entre las colonias, y, además, los cernícalos se dispersaban menores distancias cuanto mayor fuera el primillar más cercano (Negro *et al.*, 1997; Serrano *et al.*, 2001, 2003). Estas diferencias se pueden explicar mediante el mismo razonamiento utilizado para explicar la falta de significación del tamaño de las colonias. La mayor parte de las dispersiones se realizaron entre las dos colonias en las que más pollos de cernícalo se han introducido a lo largo de los años de seguimiento y, por tanto, un mayor número de dispersiones ha ocurrido desde y hacia estos primillares.

Los resultados del número total de cernícalos primilla que resultaron ser filopátricos o alopátricos en los 7 primillares de estudio y sobre el total de los 8 años de seguimiento se pueden observar en la Figura 8, clasificados según el sexo, el tipo de cría (en cautividad o natural) y la edad de los mismos. Como puede observarse, existen más cernícalos filopátricos que alopátricos para cualquier característica del ejemplar. Sin embargo, si se comparan las cantidades de cernícalos alopátricos se puede observar como existen más hembras que machos dispersantes (18 hembras vs. 14 machos), más cernícalos dispersantes que fueron criados en cautividad que los que se criaron de manera natural (27 CC vs. 8 CN) y, por último, mayor número de individuos que se dispersaban con 1 año de edad que los que lo hacían siendo mayores (21 vs. 13 cernícalos). Sin embargo, al analizar los datos estadísticamente se observó como sólo la edad influía significativamente sobre la filopatría ($\chi^2 = 11{,}49$, $p < 0{,}001$), de manera que la cantidad de individuos alopátricos disminuía significativamente según aumentaba la edad, como se ha observado en estudios anteriores (Serrano *et al.*, 2001).

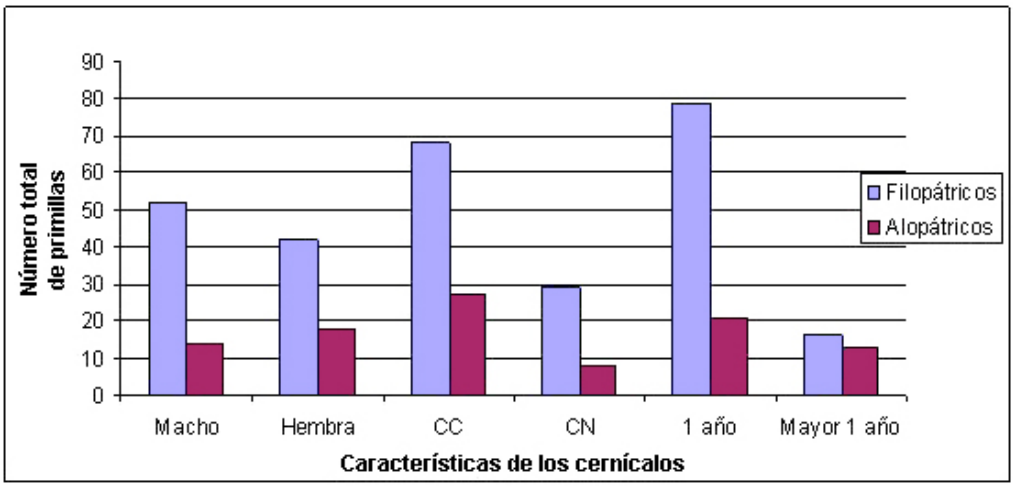


Figura 8. Cantidad total de Cernícalos Primilla filopátricos y alopátricos para los 7 primillares estudiados, divididos por sexo, tipo de cría (CC: Cría en Cautividad; CN: Cría Natural) y edad (1 año y mayor de 1 año).

Este resultado tiene sentido ya que los individuos adultos vuelven antes de la migración, y, aprovechando la familiaridad del terreno, tienden a quedarse en su colonia natal. Sin embargo, los jóvenes, al llegar rezagados desde África, pueden verse obligados a dispersarse a otras colonias si su colonia natal está saturada, es decir, si los adultos han ocupado todos los nidos.

Además, el análisis demostró que la interacción entre la cantidad de individuos dispersantes y el tipo de cría no era significativa (χ^2 = 0,179, p = 0,671). El presente estudio es el único del que se tiene constancia que analizó la influencia de la cría en cautividad o natural sobre la cantidad de individuos dispersantes, por lo que no se pueden hacer comparaciones con estudios previos. Es probable que, si se aumenta considerablemente la población de primillas en la Comunidad de Madrid, la cantidad de cernícalos que críe en los primillares de manera natural aumente, por lo que se puedan observar diferencias entre ambos tipos de cría en relación con respecto a la dispersión.

Por último, el género no influyó significativamente sobre la cantidad de individuos alopátricos χ^2 = 0,701, p = 0,401). Este resultado difiere del obtenido en el estudio del valle del Ebro, en el que los machos tendían a ser más filopátricos que las hembras (Serrano *et al.*, 2003). Además, esta diferencia en género ocurre comúnmente en aves (Greenwood, 1980). Sin embargo, en dos estudios realizados con anterioridad tampoco se encontraron diferencias de género en los patrones de dispersión (Negro *et al.*, 1997; Serrano *et al.*, 2001). La falta de diferencias entre géneros es explicada para el estudio realizado por Negro y colegas de la misma manera en la que se explica las diferencias en las frecuencias dispersivas, mediante posibles asimetrías en características sociales y poblacionales en comparación con el estudio del Ebro. En Andalucía y Madrid, la baja disponibilidad y gran distribución espacial de las colonias, pueden suponer un gran riesgo para la dispersión, por lo que en ambas regiones es baja y similar para machos y hembras.

CONCLUSIONES

La dispersión natal es común en los cernícalos primilla. El proceso de dispersión no sólo puede concluir en la formación y colonización de nuevas áreas de cría, además, puede facilitar la supervivencia de los individuos evitando los efectos nocivos de la endogamia y la deriva genética. Estudios como el presente indican que primillas jóvenes tenderán a dispersarse, por lo que la conservación de los cernícalos en sus lugares de cría es fundamental para el aumento de dichas zonas en el futuro, con nuevas colonias creadas por los ejemplares jóvenes. Además de esto, es prioritario mantener colonias cercanas, ya que se ha visto como la mayor parte de los individuos se dispersaban entre dos colonias cercanas. Las colonias aisladas pueden resultar especialmente vulnerables a las perturbaciones reproductivas, o cualquier alteración estocástica. Por tanto, la disponibilidad de lugares de cría, y la conectividad entre los mismos es crucial para la conservación del cernícalo primilla.

BIBLIOGRAFÍA

– ÁLVAREZ XUSTO, E. Y GALLEGO ONÍS, M. 1999. Cría en cautividad, reintroducción y seguimiento del Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*). Actuaciones llevadas a cabo en diferentes colonias. Actas del IV Congreso Nacional sobre el Cernícalo Primilla, Conserjería de Medio Ambiente. Madrid, pp. 361-371.

– ATIENZA, J.C. & TELLA, J.L. 2005. Cernícalo primilla, *Falco naumanni*. EN: Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C. (Eds.) Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO / BirdLife. Madrid, pp. 161-163.

– CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. 1980. *The Birds of the Western Paleartic*. Vol. 2. Oxford: Oxford University Press.

– GONZÁLEZ, J.L. & MERINO, M. 1990. El cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en la Península Ibérica. Situación, problemática y aspectos biológicos. Madrid: ICONA, Serie Técnica.

– GREENWOOD, P.J. 1980. Mating systems, philopatry, and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28: 1140-1162.

– JOHNSON, M.L. & GAINES, M.S. 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical test using birds and mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 449-480.

– NEGRO, J.J., HIRALDO, F. & DONÁZAR, J.A. 1997. Causes of natal dispersal in the lesser kestrel: inbreeding avoidance or resource competition? *Journal of Animal Ecology* 66: 640-648.

– SANTOS, T. Y TELLERÍA, J. L. 1998. *Efectos de la Fragmentación de los Bosques sobre los Vertebrados en las Mesetas Ibéricas*. Madrid: Organismo Autónomo. Parques Nacionales.

– SERRANO, D., TELLA, J.L., FORERO, G. Y DONAZAR, J.A. 2001. Factores que condicionan la dispersión reproductiva del Cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en el valle del Ebro. Actas del IV Congreso Nacional sobre el Cernícalo Primilla. Madrid: Conserjería de Medio Ambiente, pp. 46-52.

– SERRANO, D., TELLA, J.L., DONAZAR, J.A. & POMAROL, M. 2003. Social and individual features affecting natal dispersal in the colonial lesser kestrel. *Ecology* 84 (11): 3044-3054.

– SERRANO, D., FORERO, M., DONAZAR, J.A. & TELLA, J.L. 2004. Dispersal and social attraction affect colony selection and dynamics of lesser kestrels. *Ecology* 85 (12): 3438-3447.

– SHIELDS, W. M. 1982. *Philopatry, inbreeding, and the evolution of sex*. Dissertation. New York: State University of New York, Albany.

– TELLERÍA, J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Madrid: Raíces.

Proyectos de investigación-conservación

Los helechos autóctonos de la flora valenciana.

Gonzalo Mateo Sanz.

Jardín Botánico e Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Universidad de Valencia. C/ Quart, 80. CP. 46008 Valencia, España.

gonzalo.mateo@uv.es

RESUMEN

*Se comentan una serie de aspectos sintéticos sobre las 46 especies de helechos (*Pteridophyta*) conocidos en el territorio correspondiente a la Comunidad Valenciana (España), afectando principalmente a los tamaños, abundancias, áreas de distribución, ecología, sustratos y altitudes.*

Palabras clave: Comunidad Valenciana, España, flora, helechos, *Pteridophyta*.

INTRODUCCIÓN

Con motivo de la reciente publicación del primer volumen de la obra ilustrada y detallada sobre la flora del territorio que ocupan las tres provincias pertenecientes a la Comunidad Valenciana (Mateo, Crespo & Laguna, 2011), estamos en condiciones de entresacar algunos aspectos sintéticos que de su contenido pueden deducirse. La obra afecta solo a las plantas vasculares, por lo que el primer grupo tratado es el de los helechos (*Pteridophyta*), con una representación total (excluidas especies exóticas más o menos naturalizadas, amén de las de presencia dudosa o no confirmada) que suma 46 entidades específicas. Esto apenas significa avance respecto a lo que ya ofrecía la más detallada obra monográfica previa sobre la pteridoflora valenciana, a cargo de Ibars *et al.* (1999), por lo que podemos tener estos datos por prácticamente definitivos. Representa menos de la mitad de las especies conocidas en la Península Ibérica (*cf.* Castroviejo *et al.*, 1986), pero alcanza el 42.0% del total, lo que es bastante significativo para una región relativamente seca, aunque por debajo de la media de lo encontrado en la mayor parte de las regiones peninsulares.

Para disponer de elementos de referencia o comparación, podemos mencionar territorios menores, pero más ricos, como la provincia de Burgos (con detallados estudios recientes de síntesis), donde viven 60 especies (54.5% del total ibérico) (*cf.* Alejandre *et al.*, 2006 y 2012), territorios algo mayores y claramente más ricos, como Aragón, donde viven también 60 especies (*cf.* Gómez *et al.*, 2012), territorios claramente mayores y poco más ricos, como Andalucía oriental (cuatro provincias), con 59 especies (*cf.* Blanca *et al.*, 2009), o territorios claramente mayores y de riqueza semejante, como Andalucía occidental (cuatro provincias), con 52 especies (*cf.* Valdés *et al.*, 1987).

Proyectos de investigación-conservación

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la presente síntesis hemos seleccionado ocho apartados, con los aspectos de mayor interés, a partir de los datos allí ofrecidos (matizados con la propia experiencia de campo en la zona), que nos ofrecen la posibilidad de sacar algunas conclusiones.

1. Géneros mejor representados.
2. Tamaño medio de la planta (en cm).
3. Abundancia en el conjunto del territorio (de mayor abundancia a rareza empleamos aquí: C, común M, R, raro, RR, RRR).
4. Aspectos biogeográficos: área de distribución conocida.
5. Aspectos ecológicos: ambientes en que se presentan.
6. Tipos de sustratos.
7. Pisos bioclimáticos en que se han detectado, expresados como termomediterráneo (TM, aproximadamente 0–500 m), mesomediterráneo (MM, unos 500–1000 m) y supra (oro) mediterráneo (SM, áreas más elevadas).
8. Provincias administrativas en las que se han detectado (A, Alicante; Cs, Castellón; V, Valencia).

Figura 1: Culantrillo de pozo (*Adiantum capillus-veneris*), una de las especies más extendidas en el territorio, frecuente en fuentes y taludes rezumantes.

Proyectos de investigación-conservación

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras la aplicación de los filtros indicados a todas las especies consideradas, obtenemos los resultados siguientes:

1. GÉNEROS

Dejando de lado las posibles familias, factor fluctuante, de alcance muy variable según autores, podemos fijarnos en el nivel genérico y comprobar que en esta zona se observa un género mucho mejor representado que los demás, como es *Asplenium*, con 12 especies anotadas (la cuarta parte del total). Le sigue *Equisetum*, con 5 especies, *Cheilanthes* con 4 y *Polypodium*, con 3. El resto de géneros está representado solamente por una o dos especies.

2. TAMAÑO

La estatura media de las especies fluctúa entre unos 3 cm en la especie más pequeña (*Ophioglossum lusitanicum*) y 130 cm en la mayor tamaño (*Pteridium aquilinum*).

Entre 1 y 10 cm hay 15 especies (32.5%), 12 especies (26.0%) entre 11 y 20 cm, 8 especies (17.5%) entre 21 y 40 cm, 7 especies (15.0%) entre 41 y 60 cm, y 4 especies (9.0%) entre 60 y 150 cm. Es decir, estamos ante plantas modestas, más de la mitad de las cuales no supera los 20 cm de estatura. Entre 20 y 60 cm sale cerca de un tercio del total, siendo completamente anecdóticos los casos en se encuentra se supera el metro de altura.

3. ABUNDANCIA

Hay que destacar de entrada la asimetría entre las siglas empleadas, ya que ninguna especie puede decirse que sea abundante o muy común (CCC o CC). Incluso C sin más es algo que solamente podemos decir de 3 especies (6.5%), concretamente de la doradilla (*Ceterach officinarum*), del culantrillo de pozo (*Adiantum capillus-veneris*) y de la cola de caballo fina

Figura 2. Culantrillo negro (*Asplenium onopteris*), relativamente extendido en medios forestales maduros.

(*Equisetum ramosissimum*). La abundancia pasa M en solo 10 casos (21.5%), se convierte en R en 13 casos (28.5%) y en RR para 14 especies (30.5%). Es extremadamente rara (habitualmente una localidad aislada) para los 6 casos restantes (13.0%), que se concretan a *Asplenium marinum, A. celtibericum, Polystichum aculeatum, Isoetes velatum, Marsilea strigosa* y *M. batardae*. Si sumamos las "raras" en sentido amplio (R + RR), tendríamos 33 especies, es decir el 72.0%. Esto quiere decir que, pese a que hablemos de un número de especies total no muy bajo en el territorio, la biodiversidad que se percibe en la práctica por quien lo recorre resulta bastante limitada, reduciéndose a una cuarta parte las especies que no resultan raras frente a las tres cuartas partes que sí lo son.

4. ÁREA DE DISTRIBUCIÓN

Sin ser excesivamente analíticos en este apartado, podemos constatar lo siguiente: 5 especies (11.0%) pueden considerarse cosmopolitas o subcosmopolitas, sólo 2 especies (4.5%) de amplia distribución tropical y subtropical, 12 especies (26.0%) con distribución holártica (por amplias zonas del Hemisferio Norte). En la zona húmeda europea (óptimo atlántico o eurosiberiano) hay 4 (9.0%); de amplia distribución mediterránea, que alcanza la Europa media y/o zonas de Asia centro-occidental, hay 8 especies más (17.0%). Con distribución circum-mediterránea, poco excedente de dicha región, estarían otras 6 especies (13.0%) y con distribución más restringida, básicamente mediterráneo-occidental (incluidos los casos nor-occidental y centro-occidental), hay 9 especies (19.5%). Si sumamos los tres apartados últimos (plantas mediterráneas en sentido amplio), vemos que suman prácticamente la mitad del total. En todo caso es claro que existe un cierto número de especies relictas y anecdóticas, propias de regiones con climas más húmedos, pero el grupo mejor representado -incluyendo la mayor parte de las más extendidas- comprende plantas mediterráneas.

Figura 3. Equiseto mayor (*Equisetum telmateia*), una bella y rara especie, que se refugia en los rincones más umbrosos y húmedos con clima suave.

Proyectos de investigación-conservación

5. ASPECTOS ECOLÓGICOS

En medios rocosos o pedregosos detectamos 25 especies (54.5%). En taludes umbrosos y húmedos, con frecuencia rezumantes (a veces pasando a medios rocosos, sobre todo en cascadas y caídas de agua permanentes o semipermanentes, llamados "llovederos") encontramos 4 especies (9.0%). Presentes en los ambientes forestales y periforestales, a veces restringidas a los ribereños, hubo 6 especies (13.0%). En prados húmedos de montaña, con humedad climática, fueron 2 especies (3.5%), mientras que en juncales y prados vivaces con humedad edáfica fueron 5 especies (11.0%) y en pastizales anuales estacionalmente húmedos (lo que corresponde a la clase fitosociológica *Isoeto-Nanojuncetea*) fueron 4 especies (9.0%). No existen por tanto especies arvenses o claramente nitrófilas, tan abundantes en otros grupos; tampoco que se hallen en matorrales o pastizales secos, hábitats mayoritarios en estas tierras ni epífitos, tan abundantes en zonas tropicales o más lluviosas. Para medrar en estas zonas secas eligen mayoritariamente la estrategia de refugiarse en grietas y oquedades de roquedos, con preferencia por las orientaciones menos soleadas, de modo que las especies rupícolas superan por sí solas la mitad del total. Las de bosques y prados vivaces, que necesitan humedad climática abundante, y que son bastantes en el área eurosiberiana —por ejemplo en las montañas del norte de España—, son aquí muy escasas en número y abundancia, de manera que los helechos de la zona que no son rupícolas los vemos mayoritariamente en juncales, humedales y rezumaderos, lo que asegura sus altos requerimientos hídricos.

Figura 4. Trébol de cuatro hojas (*Marsilea strigosa*), uno de los helechos más original y escaso en el territorio, que medra en depresiones silíceas temporalmente inundables.

6. SUSTRATOS

Como complemento del aspecto ecológico anterior, podemos aludir a un aspecto más sencillo, como es el del sustrato, que concretamos simplificadamente a tres posibilidades. Se encuentran 8 especies (17.0%) calcícolas (incluyendo las que pueden salir en medios silíceos de modo más marginal), 18 especies (39.0%) silicícolas o de óptimo claramente silicícola (raras veces entrando en algún ambiente calizo) y 20 especies (44.0%) indiferentes. Cerca de la mitad de las especies es indiferente al sustrato, pero de las que no lo son llama la atención que más del doble (cerca del 40.0% del total) sea silicícola y solo un 17.0% se pueda calificar de calcícola, en un territorio claramente dominado por los sustratos básicos y las rocas calizas. Probablemente los datos cambiarían si habláramos de biomasa en lugar de número de especies, ya que las especies resultan menos raras.

Proyectos de investigación-conservación

Figura 5. Helecho lanoso (*Cosentinia vellea* = *Cheilanthes lanuginosa*), la especie más xerófila, adaptada.

7. PISOS BIOCLIMÁTICOS

Como hemos considerado tres niveles bioclimáticos, podemos hacer seis grupos (T, M, S, TM, MS y TMS). Por razones obvias se descarta el teórico TS.

Los helechos de la zona muestran bastante sensibilidad a este aspecto. Concentradas en el piso termo mediterráneo (TM), aunque llegando a veces de modo moderado al meso-mediterráneo (MM) encontramos 6 especies (13.0%), con óptimo mesomediterráneo (pudiendo rozar los dos colindantes), detectamos 5 especies (11.0%). Centradas en el piso supramediterráneo (pudiendo descender a las partes superiores del MM) fueron 12 especies (26.0%). Habitando equilibradamente entre el TM y el MM hubo 15 especies (32.5%), y habitando equilibradamente entre el MM y SM, 2 especies (4.5%). Finalmente, 6 especies (13.0%) pudieron presentarse en todo el rango. Se puede concluir que son muy escasas las especies para las que este dato es indiferente. También, que en un territorio litoral mediterráneo, donde se podría esperar una mayoría de especies termófilas, vemos que el piso elevado (SM) es el que mayor número de especies suma de los tres indicados (12, frente a 6 en el TM y 5 en el MM), considerados aisladamente. Este dato contrasta en gran medida con el que obtenemos de las especies que comparten dos pisos, ya que si se mira desde esta óptica habría 27 especies en la zona TM + MM (claramente por encima de la mitad de especies que pueden calificarse de termófilas), frente a 13 en la zona SM.

Proyectos de investigación-conservación

8. PROVINCIAS ADMINISTRATIVAS

En Castellón, se han detectado 41 especies (93.5%), en Valencia, 37 especies (80.5%) y, en Alicante, 22 especies (el 47.5%). 10 especies (21,5%) fueron detectadas solamente en la provincia de Castellón, 4 especies (9.0%) solamente en Valencia y 1 especie (2.0%) solamente en Alicante. Finalmente, 21 especies (46.0%) se encontraban en las tres provincias. Podemos observar una clara asimetría en la representación territorial y se puede concluir, como es de esperar, que la pteridoflora va disminuyendo en la zona de norte a sur, siendo muy brusca la diferencia de riqueza entre el norte de Castellón y el sur de Alicante. Ha de destacarse también que en el tercio más septentrional del territorio (Castellón) están representadas prácticamente todas las especies, mientras que en el tercio más meridional (Alicante), solamente se localiza la mitad.

Figura 6. Selaginela (*Selaginella denticulata*), tapizando suelos despejados pero en ambientes cálidos, húmedos y umbrosos, en orlas forestales y taludes arcillosos.

BIBLIOGRAFÍA

– ALEJANDRE, J., GARCÍA-LÓPEZ, J.M. y MATEO, G. (eds.), 2006. *Atlas de la flora vascular silvestre de Burgos*. Junta de Castilla y León. Burgos.

– ALEJANDRE, J., GARCÍA-LÓPEZ, J.M. y MATEO, G. (eds.), 2012. *Adiciones y revisiones al Atlas de la flora vascular silvestre de Burgos (2007–2012)*. Anuario Botánico de Burgos, 1. Servicio de Publicaciones. Caja de Burgos.

– BLANCA, G. *et al.* (eds.), 2009. *Flora vascular de Andalucía oriental. Vol. 1.* Junta de Andalucía. Sevilla.

– CASTROVIEJO, S. *et al.* (eds.), 1986. *Flora ibérica. Vol. 1.* Real Jardín Botánico-CSIC. Madrid.

– GÓMEZ, D. *et al.*, 2012. Atlas de la flora de Aragón. Gobierno de Aragón. Departamento de Medio Ambiente. EN: <http://proyectos.ipe.csic.es/floragon/> (noviembre de 2012).

– IBARS, A., HERRERO-BORGOÑÓN, J.J., ESTRELLES, E., MARTÍNEZ SOLÍS, I., 1999. *Helechos de la Comunidad Valenciana*. Consellería de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana.

– MATEO, G., CRESPO, M.B. y LAGUNA, E., 2011. *Flora valentina, vol. 1.* Generalitat Valenciana. Valencia.

– VALDÉS, B., TALAVERA, S. y FERNÁNDEZ-GALIANO, E., 1987. *Flora vascular de Andalucía occidental. Vol. 1.* Ketrés Ed. Barcelona.

Proyectos de investigación-conservación

El buitre negro en España: Una revisión de su biología y estado de conservación.

Emigdio Jordán Muñoz-Adalia[1, 2] y Ángel Hernández Lázaro[1].

[1] Universidad de Valladolid. Dpto. de Ciencias Agroforestales (Área de Zoología). ETS de Ingenierías Agrarias. Campus La Yutera, Edificio E. Avda. de Madrid 44. 34004 Palencia. España (Spain).

[2] ejordanmunoz@hotmail.com

RESUMEN

*El buitre negro (*Aegypius monachus*) es el ave continental de mayor envergadura del Paleártico. Se encuentra actualmente catalogado como Vulnerable en España, según criterios de la UICN, estando su población reproductora mundial estimada en 7.200-10.000 parejas en 2007 con tendencias poblacionales muy dispares. La población ibérica de la especie se cifraba en 1.845-2.440 parejas reproductoras en 2006. Esta especie habita, por norma general,en formaciones forestales mediterráneas de encinas y alcornoques (*Quercus ilex *subsp.* ballota *y* Quercus suber*), si bien se ha citado en masas de coníferas (*Pinus sylvestris, Pinus pinaster *y* Juniperus *spp.), bajo condicionantes ecológicos muy diferentes. Su alimentación se basa en carroñas de pequeño y mediano tamaño, siendo un frecuente consumidor de conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*). Entre las amenazas de conservación destaca la falta de disponibilidad de recursos tróficos, el efecto del veneno, las molestias por parte del ser humano y la degradación del hábitat.*

Palabras clave: buitre negro, Península Ibérica, amenazas de conservación, aves necrófagas.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años han sido numerosas las publicaciones que, bien sea con una visión científica o técnica, han abordado el estudio de las especies necrófagas, entre ellas el buitre negro (*Aegypius monachus*), una de las especies ibéricas más amenazadas (Del Moral y De La Puente, 2005; Moreno-Opo y Guil, 2007). El presente artículo surge de la necesidad de realizar una revisión actualizada de los datos sobre la biología y ecología de este buitre, recopilando esa valiosa información y dotándola de una visión divulgativa a la par que rigurosa, en un texto de síntesis asequible para un público diverso, formado por naturalistas, gestores o investigadores.

Proyectos de investigación-conservación

DESCRIPCIÓN

El buitre negro (*Aegypius monachus* Linneo, 1766, Familia *Accipitridae*, Orden Falconiformes) es el ave continental de mayor envergadura del Paleártico, contando con una distancia entre extremos de las alas de 2,95- 3 m y un peso que oscila entre 8 y 10 kg. Se trata además de un ave longeva que puede alcanzar los 30 o 40 años de vida (Martí y Del Moral, 2003).

El cuerpo del buitre negro es robusto y presenta una longitud media de 105 cm, siendo la coloración general del plumaje de un color pardo oscuro en la madurez y negro más intenso en los juveniles, lo cual contrasta con el diseño característico del plumón de la cabeza, de color castaño y crema. El cuello aparece cubierto de plumaje similar al del cuerpo dándole el aspecto de "monje" al que debe su epíteto específico (Figura 1).

Su pico es curvado y compacto, de color oscuro en la parte externa y rosado o violáceo en la parte interna. Sus patas son fuertes y de coloración pálida, adaptadas a caminar y con reducida capacidad prensil. Los tarsos aparecen cubiertos por plumaje idéntico al del torso (Madroño *et al.*, 2004).

Las alas del buitre negro presentan una geometría rectangular con evidentes digitaciones (entre seis y siete "dedos" aparentes), son anchas y se proyectan horizontalmente rectas en vuelo, siendo notable una ligera curvatura en su parte más externa. La cola presenta una forma en cuña no muy apuntada, siendo pues un carácter identificativo secundario. Cabe señalar la presencia de dimorfismo sexual en la especie, siendo por norma general las hembras algo mayores que los machos (Donázar, 1993).

Figura 1. Pareja de buitres negros.
Fuente: Colectivo Azálvaro.

Proyectos de investigación-conservación

DISTRIBUCIÓN

La distribución del buitre negro a nivel mundial se centra fundamentalmente en el Paleártico sur, existiendo poblaciones desde la Península Ibérica hasta el sur de Siberia y Mongolia, formándose así una banda más o menos continua que atraviesa Turquía, la cordillera caucásica y las estribaciones del Himalaya. Así pues, existen dos núcleos poblacionales de importancia, uno en la Península Ibérica y otro en la región asiática compuesta por Turquía, Irán, Afganistán, India (norte), Mongolia, Siberia, Corea (noroeste) y China (Varela, 2007).

La situación en Europa es sensiblemente diferente con respecto a Asia, ya que en numerosos países la especie se considera extinguida y sus citas son esencialmente accidentales. Con todo, el buitre negro puede observarse en España, Francia (Macizo central de Cevennes), Rusia, Turquía, Grecia, Ucrania y Bulgaria, siendo las poblaciones de Portugal, Croacia, Macedonia y Serbia aún incipientes (Moreno-Opo, 2007).

En la Península Ibérica, y más concretamente en España, se encuentra uno de los principales núcleos de población a nivel mundial de esta especie (Figura 2), estando presente en las Comunidades Autónomas de Extremadura (citado en Sierra de San Pedro, Monfragüe, Sierra de Gata, Hurdes-Granadilla, reserva de Cíjara, Tajo Internacional-Salor, Ibores, Montánchez y La Siberia), Castilla La Mancha (Cabañeros y alrededores, sierras de la Umbría del valle de Alcudia y la Sierra de los Canalizos), Andalucía (Sierra Pelada-Rivera del Aserrador, Hornachuelos, Andújar y Aldeaquemada en Sierra Morena), Madrid (Alto Lozoya, Encinares de los ríos Cofío y Alberche y Monte de El Pardo), Islas Baleares (Sierra de Tramuntana) y Castilla y León (Sierra de Gredos, Sierras de Quimañas, Fosa del Alagón, Peña de Francia, El Rebollar, El Espinar, Valsaín y Navafría) (Galán, 1998; Madroño *et al.*, 2004; Moreno-Opo, 2007). Se han realizado reintroducciones de la especie en el Pirineo catalán (Reserva Nacional de Caza de Boumort y Espai Natural d´Alinyà) con la finalidad de establecer un conector poblacional entre las colonias ibéricas y centroeuropeas (Fundación Banco Santander, 2010). Dichas actuaciones han permitido el establecimiento de una pequeña población reproductora, apoyada en la actualidad por las mencionadas liberaciones (GREFA, 2013a y b).

Figura 2. Distribución del buitre negro en España. Modificada de MAGRAMA (2012).

Proyectos de investigación-conservación

HÁBITAT

Pese a que el buitre negro presenta una plasticidad moderada en cuanto al hábitat seleccionado para vivir y reproducirse, es posible asegurar que la mayoría de las parejas nidificantes en la Península Ibérica lo hacen en masas forestales o silvopastorales de características mediterráneas.

La mayor parte de las colonias de buitre negro se asientan en formaciones forestales de monte mediterráneo compuestas por alcornoques (*Quercus suber* L.) y encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota* Desf. Samp.), muchas veces en formaciones adehesadas o acompañadas por pinos mediterráneos (*Pinus pinea* L. o *Pinus pinaster* Aiton). Este tipo de ecosistemas provee a la especie de árboles viejos con ramaje resistente sobre los que construir el nido (generalmente ejemplares aislados y en zonas elevadas para aprovechar las corrientes convectivas ascendentes y el campo visual disponible) y áreas de matorral y pastizal en las que resulta más sencillo detectar el alimento.

Las poblaciones de Segovia y el norte de Madrid (Sistema Central) seleccionan pinares albares (*Pinus sylvestris* L.) de media ladera como hábitat de nidificación, pese a contar con unas características ecológicas distintas al monte mediterráneo de quercíneas. En este tipo de hábitat, los buitres emplean pinos de gran altura (superior a 15-20 m) para situar su nido y exploran zonas agrícolas adyacentes a los pinares para localizar fuentes de alimento. También es posible localizar parejas reproductoras instaladas en pinares resineros (*Pinus pinaster*), formaciones de pino salgareño (*Pinus nigra* J. F. Arnold) y enebrales (*Juniperus* spp.), como sucede en el suroeste de Madrid y en algunas provincias de Castilla y León. Las poblaciones de Baleares recurren a zonas de monte mediterráneo para criar, existiendo citas de parejas establecidas en zonas de roquedos y acantilados (De La Puente *et al.*, 2007).

BIOLOGÍA REPRODUCTIVA

Se trata de una especie monógama que forma colonias laxas y rara vez forma tríos, las parejas duran en muchos casos toda la vida. Se reproduce sólo a partir del cuarto año de vida, existiendo citas de ejemplares precoces que reducen a la mitad este plazo. Cría por norma general todos los años, aunque son frecuentes los años intercalados en los que la pareja no se reproduce a causa de escasez de alimento, meteorología adversa, etc. La fenología reproductiva (Figura 3) consume prácticamente 9 meses al año (diciembre-septiembre) y conforma el denominado Periodo Sensible de la especie (Jiménez *et al.*, 2006).

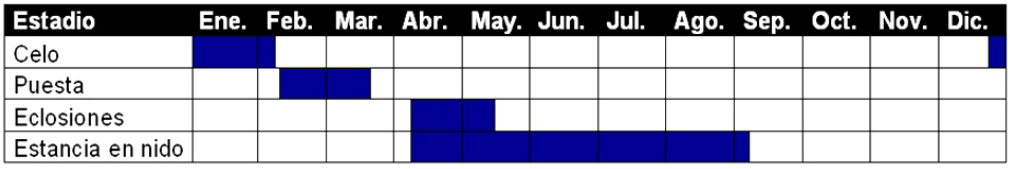


Figura 3. Fenología reproductiva del buitre negro. Elaboración propia.
Fuente de los datos: Donázar (1993).

Las puestas se componen por norma general de un único huevo de color blanco-crema salpicado de motas pardo-rojizas. Son infrecuentes las puestas dobles o de reposición. El peso del huevo oscila entre los 210,5 g y los 280 g (Donázar, 1993), suponiendo en torno al 2,4% del peso corporal de un adulto medio.

La incubación se prolonga durante una media de 57 días (Varela, 2007), participando en ella ambos sexos. Las labores de cría del pollo son también compartidas por la pareja, alternando su estancia en el nido cada 40-41 horas (Donázar, 1993), con registros de relevos cada cinco días como dato extremo. El pollo permanece en el nido una media de 95-110 días, si bien es posible que pasado ese plazo permanezca en las inmediaciones solicitando alimento de sus progenitores durante algún tiempo más.

POBLACIÓN

Debido a su área de distribución amplia y disyunta, resulta difícil establecer un valor absoluto para el tamaño de población, así como una tendencia poblacional unitaria. Moreno-Opo (2007) estimaba la población mundial de la especie en 7.200-10.000 parejas reproductoras, asumiendo una tendencia poblacional relativamente positiva en Europa occidental con varios núcleos poblacionales incipientes (Portugal y Bulgaria) y otros de mayor tamaño (España y Grecia), frente a los países asiáticos con poblaciones de gran tamaño (sirva de ejemplo China con más de 1.760 parejas censadas en 1991 según el citado autor) aunque sometidas a fuertes regresiones poblacionales y problemas de conservación graves, que hacen predecir una tendencia poblacional negativa o desconocida en muchos casos.

España contaba en 2006 (último censo nacional publicado) con 1.845 parejas reproductoras censadas (18,5-25,6% de la población mundial aproximadamente) irregularmente distribuidas. En la citada fecha, las Comunidades Autónomas más pobladas eran Extremadura (780 parejas reproductoras) seguida de Castilla-La Mancha (296 p.r.) y Castilla y León (247 p.r.), según De La Puente *et al.* (2007).

ALIMENTACIÓN

La variedad de grupos taxonómicos que conforman la dieta del buitre negro es muy elevada, no sólo en el espacio sino también en el tiempo, adaptándose a la disponibilidad de los mismos y mostrando una plasticidad propia de las especies necrófagas. De forma general, se puede decir que muestra un especial interés por carroñas de pequeño y mediano tamaño (Moreno-Opo *et al.*, 2010a).

El conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.) representa una pieza clave en la alimentación de esta necrófaga. Aproximadamente un 40-50% del contenido estomacal de la especie se compone de este lagomorfo, alcanzando valores de 77,6% para algunas localidades españolas. La forma de acceder a este recurso alimenticio es tanto por el consumo de carroñas como la depredación directa sobre ejemplares heridos o debilitados por enfermedades tales como la mixomatosis. Otro taxón que aparece reiteradamente en la dieta de este ave y en porcentajes nada desdeñables es la oveja (*Ovis orientalis* L.) que figura en más de un 50% de los casos en la Sierra de San Pedro y alrededor del 40% en Huelva, Salamanca, Badajoz, Gata y Granadilla, disminuyendo en la población segoviana de Peñalara con un dato que apenas sobrepasa el 20% (Donázar, 1993; Corbacho *et al.*, 2007).

El ganado ovino proporciona una fuente de alimento muy importante a esta especie, que consume los restos de las reses muertas en los pastizales y puntos de suplementación alimenticia ("muladares") (Figura 4), los cadáveres de las crías neonatas así como los restos placentarios de los partos. Según lo recogido en Corbacho *et al.* (2007) en el caso concreto de Extremadura, la oveja simboliza una presa de sustitución, es decir, el buitre aprovecha los restos de dicha clase de ganado ante la progresiva desaparición de las poblaciones de conejo de monte.

Proyectos de investigación-conservación

Otros grupos taxonómicos minoritariamente representados en la dieta del buitre negro son el ganado no ovino (vacuno, porcino y caballar principalmente), la fauna cinegética (cadáveres naturales y despieces de caza) así como aves silvestres, mamíferos carnívoros, reptiles y fauna invertebrada (Donázar, 1993).

Figura 4. Buitres negros descansando junto a buitres leonados (*Gyps fulvus* Hablizl) y cigüeñas blancas (*Ciconia ciconia* L.) en un punto de suplementación alimenticia. Fuente: Colectivo Azálvaro.

DISPERSIÓN Y ÁREAS DE CAMPEO

Aunque esta especie aparece citada como migradora en algunas regiones asiáticas como los montes de Altai y Kirguises, por norma general se asume que es sedentaria en la Península Ibérica, realizando únicamente desplazamientos de prospección de zonas de alimentación o reproducción que pueden consumir de media 7 u 8 horas diarias, cubriendo hasta 10.000 ha en una jornada (Donázar, 1993).

Los juveniles suelen realizar movimientos dispersivos en sus primeros 5 años de vida que ocasionalmente les llevan lejos del territorio de sus progenitores (Moreno-Opo *et al.*, 2010b). Jiménez y González (2012) estudiaron los patrones de dispersión de nueve ejemplares jóvenes de buitre negro marcados con transmisores satelitales y encontraron dos períodos anuales de dispersión, uno durante otoño-invierno y otro durante primavera-verano. Las distancias de dispersión fueron similares a las de los adultos aunque con patrones exploratorios distintos. En cualquier caso, la disponibilidad estacional de alimento y la referencia de los núcleos de cría de la especie, se perfilaron como variables condicionantes de la dispersión.

Proyectos de investigación-conservación

ESTADO LEGAL Y PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN

El buitre negro está catalogado en España como Vulnerable, según criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), categoría que ratifica con rango legal el vigente Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEA). Globalmente se le considera Casi Amenazado (Moreno-Opo, 2007) (Tabla 1).

Tabla 1. Categorías de protección reconocidas para el buitre negro por diversos tratados internacionales en materia de conservación. UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, CNEA: Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Derogado en 2011), CEEA: Catálogo Español de Especies Amenazadas.

CATEGORÍA UICN	CNEA (DEROGADO)	DIRECTIVA AVES	CONVENIO DE BERNA
Vulnerable	Interés Especial	Anexo I	Anexo II
CONVENIO DE BONN	**CEEA (VIGENTE)**	**CONVENIO CITES**	**BIRDLIFE INTERNATIONAL**
Apéndice II	Vulnerable	C1	SPEC1

Desde el punto de vista de amenazas y problemas de conservación, destaca la falta de recursos alimenticios derivada de las prohibiciones de abandono de reses muertas en campo, surgidas a raíz de la epizootia de Encefalopatía Espongiforme Bovina o "Mal de las vacas locas" que tuvo lugar a principios de la década de los 2000. Dicha epizootia se tradujo en un descenso considerable en la cantidad de recurso alimenticio disponible, tanto procedente de ganado en extensivo como depositado en puntos de suplementación alimenticia o "muladares", que tradicionalmente habían supuesto lugares de aporte seguro y habían actuado como garantes de la conservación de esta y otras especies de necrófagas (Colectivo Azálvaro, 2007; CBD-Hábitat, 2010). A esto se unen las reiteradas epidemias que han diezmado las poblaciones silvestres de conejo de monte, dificultando aún más la preservación del ave rapaz.

Otra de las principales causas de mortalidad de esta especie es el efecto del veneno. Esta práctica ilegal supone anualmente la muerte de una cantidad de ejemplares igual o superior a la mitad de pollos volados en el territorio nacional, según Cano *et al.* (2006), con una especial incidencia sobre los adultos (Hernández y Oria, 2007), que por su mayor facilidad para localizar los dispersos cebos envenados sufren de forma más directa sus efectos. A estos envenenamientos suele seguir la muerte de la descendencia por inanición a falta de los progenitores o incluso por envenenamiento secundario al ingerir material contaminado aportado por los adultos.

Las molestias antrópicas durante el Periodo Sensible de la especie han sido ampliamente documentadas (Heredia, 1996; Varela, 2007), observándose un abandono del nido por parte de los adultos ante determinadas actividades humanas en las inmediaciones de la plataforma de cría, lo que se traduce en la interrupción de la incubación o la muerte del pollo por deshidratación, inanición, depredación o incluso por caída del nido, en los casos en los que las molestias ocurren en una etapa avanzada del desarrollo.

La usurpación de nidos por parte de buitres leonados (*Gyps fulvus* Hablizl), ha sido señalada en algunas colonias como una amenaza de entidad a nivel local, al afectar de forma negativa al éxito y dificultar el desarrollo adecuado del periodo reproductor del buitre negro (Iglesias, 2009). Las colisiones con tendidos eléctricos y en parques eólicos, la degradación general del hábitat y el furtivismo son otras causas de amenazada para esta especie (Heredia, 1996).

Proyectos de investigación-conservación

En consecuencia, para abordar una correcta política de conservación para la especie, habrían de tenerse en consideración todas las implicaciones derivadas de su ecología, categorizadas en las siguientes líneas directrices (Muñoz-Adalia, 2012): 1) Una gestión sostenible de los enclaves en los que habita, adecuando las actividades (forestales, ganaderas, cinegéticas y turísticas) al Periodo Sensible del ave, respetando los períodos de máxima sensibilidad; 2) una correcta gestión del recurso trófico, basada tanto en la promoción de poblaciones naturales de conejo de monte, como en la articulación de una adecuada y funcional red de muladares, que siga garantizando puntos de alimentación estables y seguros; 3) un adecuado seguimiento y desarrollo de programas preventivos en relación al veneno y otras prácticas contrarias a la preservación del buitre negro; y englobando todo lo anterior, 4) la redacción y aprobación de una Estrategia Nacional y unos Planes de Conservación autonómicos que contribuyan a la salvaguarda del que es uno de los núcleos poblacionales de mayor importancia a nivel global para la especie, la Península Ibérica.

AGRADECIMIENTOS

A Beatriz Fernández, José Aguilera y un revisor anónimo por sus útiles comentarios y aportaciones que ayudaron a mejorar el manuscrito original.

REFERENCIAS

– CANO, C., AYERZA, P., FERNÁNDEZ DE LA HOZ, J., 2006. *El veneno en España* 1990-2005. WWF/Adena. Madrid. 46 pp.

– CBD-HABITAT, 2010. *Guía para la alimentación de aves necrófagas con subproductos animales no destinados a consumo humano*. CBD-Hábitat y Caja Madrid. Madrid. 18 pp.

– COLECTIVO AZÁLVARO, 2007. *Normas y condiciones para la gestión de los centros de alimentación de aves necrófagas*. Informe inédito.

– CORBACHO, C., COSTILLO, E., PERALES, A.B., 2007. La alimentación del buitre negro en la península Ibérica. EN Moreno-Opo, R., Guil, F. (Coords.). Manual de gestión del hábitat y las poblaciones de buitre negro en España. pp 179-200. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

– DE LA PUENTE, J., MORENO-OPO, R., DEL MORAL, J.C. 2007. *El buitre negro en España*. Censo Nacional (2006). SEO BirdLife. Madrid. 114 pp.

– DEL MORAL, J. C., DE LA PUENTE, J., 2005. Buitre negro – *Aegypius monachus*. EN: Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.) 2002. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Sociedad de Amigos de la MNCN y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org> [03/12/2012].

– DONÁZAR, J.A., 1993. *Los buitres ibéricos: Biología y Conservación*. Reyero. Madrid. 256 pp.

– FUNDACIÓN BANCO SANTANDER, 2010. *Manuales de desarrollo sostenible 9. Recuperación de fauna autóctona*. Investigación Gráfica S.A./Alberto Corazón. Guadalajara. 83 pp.

Proyectos de investigación-conservación

– GALÁN, R., 1998. *Plan de Recuperación del buitre negro (Aegypius monachus) en Sierra pelada*. Andalus y Fundación Bios. Huelva. 25 pp.

– GREFA. 2013a. Programa de reintroducción del buitre negro en Pirineos. Disponible en: <http://www.grefa.org/57-proyectos/vulturnet/buitre-negro/reintroduccion-del-buitre-negro-en-los-pirineos/memorias/810-2012-programa-de-reintroduccion-del-buitre-negro-en-pirineos> [18/02/2013].

– GREFA. 2013b. Reintroducción del buitre negro en Pirineos / Enero de 2013. Disponible en <http://es.blackvulture-pyrenees.org/> [18/02/2013].

– HEREDIA, B. (Coord.). 1996. *Action Plan for the Cinereous Vulture (*Aegypius monachus*) in Europe*. BirdLife International. Dadiá. 22 pp.

– HERNÁNDEZ, M., ORIA, J., 2007. Intoxicaciones y envenenamientos de buitres negros en España: situación y evolución. EN Moreno-Opo, R.,Guil, F. (Coords.). Manual de gestión del hábitat y las poblaciones de buitre negro en España. pp 269-286. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

– IGLESIAS, J. J. 2009. Mesa redonda: Perspectivas de la gestión de carroñas para fauna silvestre; Una oportunidad única para desarrollar buenos planes sostenibles. EN FIDA. Gestión y fomento de la fauna en la Red Natura 2000: Ponencias de las jornadas celebradas en el marco de la Semana Europea, 12 de Mayo de 2009. pp 37-40. Fundación para la Investigación y el Desarrollo Ambiental. 79 pp.

– JIMÉNEZ, J., GONZÁLEZ, L. M., 2012. Patrones de movimiento y uso del espacio en la dispersión juvenil del buitre negro (*Aegypius monachus*). *Ecología*, 24: 73-93.

– JIMÉNEZ, F.J., GORDO, F.J., GONZÁLEZ, A., 2006. *Manual sobre criterios de gestión forestal compatibles con la conservación de las especies de aves y quirópteros asociados a hábitats forestales*. Junta de Castilla y León y Consejería de Medio Ambiente. Valladolid. 80 pp.

– MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C., ATIENZA, J.C., (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad/SEO BirdLife. Madrid. 452 pp.

– MAGRAMA, 2012. Biomap: Plataforma interactiva del Inventario Español de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Disponible en <http://biomap.es/biomap.php/>[16/11/2012].

– MARTÍ, R., DEL MORAL, J.C., (Eds.), 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza/Sociedad Española de Ornitología*. Madrid. Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/inventario-nacional-de-biodiversidad/index2010-11-11_20.52.58.7490.aspx> [20/11/2012].

– MORENO-OPO, R., 2007. El buitre negro. EN Moreno-Opo, R.,Guil, F. (Coords.). Manual de gestión del hábitat y las poblaciones de buitre negro en España. pp 25-45. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

– MORENO-OPO, R., ARREDONDO, A., GUIL, F., 2010b. Foraging range and diet of Cinereous vulture *Aegypius monachus* using livestock resources in Central Spain. *Ardeola*, 57: 111-119.

Proyectos de investigación-conservación

– MORENO-OPO, R., GUIL, F. (Coords.), 2007. *Manual de gestión del hábitat y las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

– MORENO-OPO, R., MARGALIDA, A., ARREDONDO, Á., GUIL, F., MARTÍN, M., HIGUERO, R., SORIA, C., GUZMÁN, J., 2010a. Factors influencing the presence of the cinereous vulture *Aegypius monachus* at carcasses: food preferences and implications for the management of supplementary feeding sites. *Wildlife Biology,* 16: 25–34.

– MUÑOZ-ADALIA, E. J., 2012. Propuesta de plan de conservación del buitre negro, *Aegypius monachus* L., en la provincia de Segovia (España central). *Ecología*, 24: 165-181.

– VARELA, J. M., 2007. *Aves amenazadas de España*. Lynx Edicions. Barcelona. 272 pp.

Proyectos de investigación-conservación

El Banco de germoplasma de la flora silvestre valenciana: La colección CIEF (1990-2012).

P. Pablo Ferrer-Gallego, Inmaculada Ferrando, Mari C. Escribá, Francisco Albert, Albert Navarro, Víctor Martínez, Ana Hurtado & Emilio Laguna.

Servicio de Espacios de Naturales y Biodiversidad – CIEF (Centro para la Investigación y Experimentación Forestal), Generalitat Valenciana, Av. Comarques del País Valencià, 114, E-46930, Quart de Poblet (Valencia), España.

E-mail: flora.cief@gva.es

RESUMEN

El Banco de germoplasma de la flora silvestre de la Comunidad Valenciana está integrado por tres organismos pertenecientes a dos instituciones; Generalitat Valenciana y Universitat de Valencia. En la actualidad cuenta con un total de 2.209 lotes de semillas conservadas pertenecientes a más de 560 especies silvestres, lo que equivale a una cantidad superior a 2 millones de semillas conservadas. Para la flora incluida dentro del Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas, más de 60% cuenta con lotes dentro de la colección. Asimismo, en torno al 80% de las especies incorporadas en las colecciones activas de semillas, corresponden a plantas que viven en hábitats prioritarios de la Directiva 92/43.

Palabras clave: Conservación, Generalitat Valenciana, flora, germoplasma, semilla.

INTRODUCCIÓN

La flora de la Comunidad Valenciana está integrada por más de 3.200 especies, de las que en torno a 370 (11%) son endemismos (plantas exclusivas) de la Península Ibérica o íbero-baleáricos. De éstas, un total de 64 (17%) solo viven en el territorio valenciano, no considerándose autóctonas (naturales, indígenas o propias del territorio) de otros sitios del planeta (LAGUNA, 1998, 2008). Además, en lo referente a la flora amenazada, según dicta el Decreto 70/2009, de 22 de mayo, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas (en adelante CVEFA), existen 398 especies con protección legal (AGUILELLA, 2009; D. 70/2009), entre las que destacan por su particular riesgo de desaparición las del propio CVEFA, que reúne un total de 42 especies en peligro de extinción (especies cuya supervivencia es poco probable si los factores responsables de su situación de amenaza prevalecen) y 83 que catalogan como vulnerables (especies susceptibles de pasar a la categoría de en peligro de extinción en un futuro inmediato si los factores adversos responsables de su situación prevalecen), integrando ambos grupos el anexo I de la citada normativa.

La conservación *ex situ* de este conjunto de especies depende en gran medida del Banco de Germoplasma de la Flora Silvestre Valenciana (BGFSV), una red de instalaciones que conserva semillas de las poblaciones vegetales autóctonas, dando prioridad a los táxones protegidos por el Decreto 70/2009, y a los endémicos exclusivos o iberolevantinos presentes en la Comunidad Valenciana.

Proyectos de investigación-conservación

Como se describe en el esquema de la figura 1, dicha red la integran las colecciones sitas en el Banco de germoplasma del Jardí Botànic de la Universitat de València (BGJBUV), donde reside la sede central y la principal unidad de conservación a largo plazo del BGFSV, y en las instalaciones del Centro para la Investigación y Experimentación Forestal (BGSENB-CIEF) y de la sección de conservación vegetal del Centro de Investigaciones Piscícolas (BGSENB-CIP), ambas dependientes del Servicio de Espacios Naturales y Biodiversidad (SENB) de la Generalitat Valenciana, donde adquieren más importancia las colecciones de semilla para su conservación a corto o medio plazo y la producción de planta destinada a los diferentes trabajos de restitución de las poblaciones en el medio natural (refuerzos poblacionales, reintroducciones, introducciones benignas, etc.). En el presente artículo se describe la actividad desarrollada en las instalaciones del BGSENB-CIEF, donde al centralizarse los trabajos relativos a plantas protegidas de hábitats terrestres se centraliza gran parte de la actividad de conservación de la flora amenazada valenciana (FERRER *et al.*, 2012).

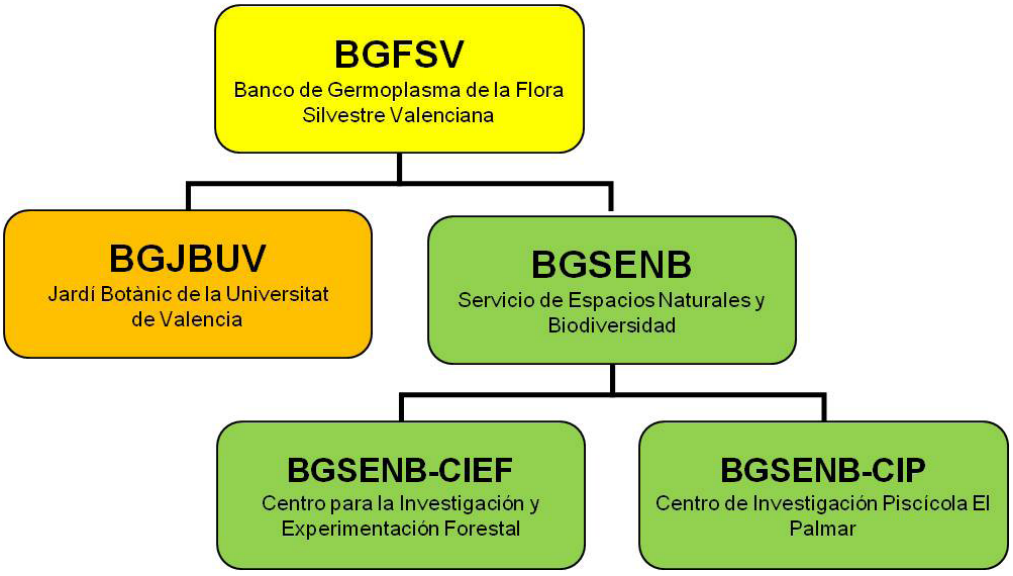


Figura 1. Organigrama del Banco de germoplasma de la flora silvestre valenciana (BGFSV).

MATERIAL Y MÉTODOS

La conservación de germoplasma en el BGSENB-CIEF se fundamenta en las reglas de HARRINGTON (1972), que establece los principios básicos para la conservación de las semillas a medio-largo plazo. En este sentido, el método utiliza la relación exponencial entre la longevidad de las semillas, la temperatura y la humedad de almacenamiento, de manera que el tiempo de viabilidad de una semilla se duplica por cada reducción de 5ºC en la temperatura y de un 1% en el contenido de humedad interna de la propia semilla.

El BGSENB-CIEF está integrado por dos colecciones, separadas básicamente en función del método empleado para la conservación de las semillas:

» **Colección activa:** conservación a temperatura entre 0º y 10ºC; está constituida por accesiones (una recolección de semillas en una determinada población) (figura 2) que son utilizadas en pocos años (5-20 años) para las actividades *in situ* (trabajos de restitución), *ex situ* (multiplicación, intercambios de semillas, etc.), o para el desarrollo de diferentes tests y análisis en el laboratorio.

Proyectos de investigación-conservación

» **Colección base:** conservación en cámaras frías a temperaturas de -18ºC (figuras 2 y 3), destinada al mantenimiento de germoplasma de la máxima calidad posible a muy largo plazo (> 100 años); con estas accesiones se efectúan solamente controles periódicos cada 5-10 años.

Cada recolección de semillas, bien procedente de una población natural, bien a partir del cultivo *ex situ* de plantas (colecciones de planta viva; huertos semilleros, de clones, de progenies, etc.), da lugar a un lote de material reproductivo, y a partir de éste a sus posteriores accesiones (partes en las que se divide el lote, y que se someten al almacenamiento en banco de germoplasma como unidades independientes). Todas las muestras conservadas en el Banco son caracterizadas (figura 3), catalogadas y registradas en una base de datos que permite en todo momento controlar el proceso de trazabilidad de las semillas, desde que entran en la colección hasta que salen en forma de planta para los trabajos de restitución en el medio natural o, en su caso también en forma de lote para cubrir las demandas solicitadas por otros departamentos, centros o instituciones. Además, como copia de seguridad, parte de las accesiones que se conservan en el CIEF, se ceden periódicamente al BGJBUV (ver figura 1) para la confección de lotes de semillas duplicados para su conservación a largo plazo, así como para la evaluación comparativa de la eficacia del método de conservación utilizado en ambos centros a partir del análisis de la capacidad germinativa de las semillas.

Figura 2. Accesiones de semillas conservadas en la colección activa (izquierda) y colección base (derecha) en el Banco de germoplasma de la flora silvestre valenciana (BGFSV).

Figura 3. Cámara de conservación a -18ºC utilizada para el mantenimiento de la colección base (izquierda) y caracterización morfológica de las semillas (derecha) conservadas en el Banco de germoplasma de la flora silvestre valenciana (BGFSV).

Proyectos de investigación-conservación

Todas las accesiones son testadas para conocer la viabilidad de las semillas que contine, al tiempo que se estudian y caracterizan para estimar sus posibilidades de uso futuro; el resultado sustancial de este proceso es la obtención de un protocolo de germinación, esto es, una técnica depurada y susceptible de repetición con adecuadas garantías para obtener la máxima cantidad posible de nuevas plantas. Los procedimientos aplicados en el CIEF se han descrito por FERRER *et al.* (2012), y su aplicación para las especies valencianas más amenazadas se ha resumido por LAGUNA *et al.* (2012).

Como último eslabón de la actividad, parte de este germoplasma es utilizado en la producción de planta, tanto en las diferentes instalaciones del CIEF, como a través de los viveros forestales de la Generalitat Valenciana, e instalaciones similares en la red de espacios naturales protegidos. La mayor parte de la producción de planta está destinada a abastecer los trabajos de conservación dentro de los terrenos gestionados por la Generalitat y adscritos a red Natura 2000, con particular prioridad en las microrreservas de flora y en los espacios naturales protegidos (LAGUNA, 2003), en todos los casos siguiendo las recomendaciones de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (AKEROYD & WYSE JACKSON, 1995; IUCN, 1998).

Tabla 1. Número de lotes y especies procesados y conservados a lo largo del tiempo en el BGSENB-CIEF en la colección activa.

AÑOS	LOTES		ESPECIES	
	ANUAL	ACUMULADO	ANUAL	ACUMULADO
1990	3	3	3	3
1991	3	6	3	6
1992	2	8	2	8
1993	4	12	4	12
1994	10	22	8	20
1995	8	30	8	28
1996	13	43	9	37
1997	53	96	41	78
1998	27	123	24	102
1999	19	142	21	123
2000	48	190	39	162
2001	60	250	40	202
2002	79	329	58	260
2003	176	505	125	385
2004	147	652	109	494
2005	178	830	95	589
2006	171	1.001	108	697
2007	260	1.261	179	876
2008	236	1.497	153	1.029
2009	124	1.621	83	1.112
2010	171	1.792	98	1.210
2011	287	2.079	81	1.291
2012	130	2.209	66	1.357

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las colecciones CIEF y CIP empezaron su rodaje con muy pocas especies a finales de la década de 1990. No obstante, gracias al apoyo inicial de diversos proyectos LIFE de la Comisión Europea, continuado con otros fondos comunitarios como FEOGA-Orientación o más recientemente FEADER -acrónimo del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural-, se han venido incrementando y mejorando progresivamente. Los trabajos actualmente cofinanciados por el fondo FEADER se centran en poblaciones de plantas situadas en hábitats de la red Natura 2000 o con previsión de su implantación en tales zonas, dando prioridad a las características de tipos de vegetación considerados como 'hábitats de interés comunitario' por la normativa de la Comisión Europea. Un gran número de actuaciones dentro de red Natura 2000 se centran en los LIC (Lugares de Interés Comunitario) que se extienden por toda la geografía valenciana.

En los últimos años, gracias al apoyo de estos fondos comunitarios se ha recolectado en suma más de 2 millones de semillas desde 1990. En el caso del CIEF, donde al trabajar con flora terrestre es más fácil la conservación de especies de semillas ortodoxas, la suma de sus dos colecciones (activa y base) cuenta con 2209 lotes, estando representadas poblaciones de 560 especies silvestres valencianas (Tablas 1, 2 y 3). Actualmente, más del 60% de las especies terrestres del CVEFA están representadas en el banco de germoplasma, y dicha proporción es aún mayor para las plantas catalogadas como *En peligro de extinción*, de las que se poseen accesiones del 70% de las especies.

Proyectos de investigación-conservación

Por otro lado, del total de las especies conservadas, 94 de ellas poseen representación en la colección base, a través de 285 lotes (Tabla 3). En torno al 80% de las especies incorporadas en las colecciones activas de semillas, corresponden a plantas que viven en hábitats prioritarios de la Directiva 92/43/CEE y cuyo destino preferente es la posterior plantación en actividades de gestión de los Lugares de Interés Comunitario que componen la red Natura 2000.

Tabla 2. Número de lotes procesados e incorporados a la colección activa del BGSENB-CIEF a lo largo del tiempo (1990-2012) para las especies que figuran en los diferentes anexos del Decreto 70/2009 de la Comunidad Valenciana y para aquellas no protegidas. EPE (En peligro de extinción); VU (Vulnerable); EPNC (Especie protegida no catalogada); VI (Vigilada).

AÑOS	EPE		VU		EPNC		VI		NO PROTEGIDAS	
	NÚMERO LOTES		NÚMERO LOTES		NÚMERO LOTES		NÚMERO LOTES		NÚMERO LOTES	
	ANUAL	ACUMULADO	ANUAL	ACUMULADO	ANUAL	ACUMULADO	ANUAL	ACUMULADO	ANUAL	ACUMULADO
1990	0	0	0	0	0	0	2	2	1	1
1991	1	1	0	0	0	0	1	3	1	2
1992	0	1	0	0	1	1	1	4	0	2
1993	0	1	0	0	0	1	2	6	2	4
1994	2	3	3	3	2	3	1	7	2	6
1995	3	6	3	6	0	3	0	7	2	8
1996	2	8	4	10	1	4	2	9	4	12
1997	8	16	10	20	7	11	8	17	20	32
1998	3	19	5	25	3	14	3	20	13	45
1999	4	23	2	27	2	16	1	21	10	55
2000	10	33	7	34	5	21	4	25	22	77
2001	13	46	10	44	4	25	3	28	30	107
2002	10	56	11	55	6	31	5	33	47	154
2003	34	90	27	82	11	42	9	42	95	249
2004	16	106	27	109	17	59	18	60	69	318
2005	24	130	36	145	15	74	21	81	82	400
2006	32	162	33	178	14	88	30	111	62	462
2007	43	205	65	243	18	106	30	141	104	566
2008	35	240	62	305	10	116	14	155	115	681
2009	26	266	25	330	5	121	15	170	53	734
2010	28	294	28	358	6	127	30	200	79	813
2011	78	372	56	414	16	143	24	224	113	926
2012	54	426	31	445	7	150	8	232	30	956

Tabla 3. Contenido total de las colecciones activa y base del BGSENB-CIEF, con desglose por tipos de protección.

CATEGORÍA	NÚM. ESPECIES		NÚM. LOTES	
	ACTIVA	BASE	ACTIVA	BASE
En peligro de extinción (EPE)	31	19	426	68
Vulnerables (VU)	48	26	445	114
Protegidas no catalogadas (EPNC)	28	10	150	15
Vigiladas (VI)	42	17	232	60
No protegidas	414	22	956	28
Total	**563**	**94**	**2209**	**285**

Proyectos de investigación-conservación

Entre los trabajos más sobresalientes realizados a partir de la gestión de las semillas conservadas en el Banco, destacan los refuerzos poblacionales de los endemismos íbero-balear *Silene hifacensis* (silene de Ifac), *Medicago citrina* (mielga real) y *Diplotaxis ibicensis* (rabaniza de Ibiza) en varios LIC costeros del norte de la provincia de Alicante en hábitats de acantilados marinos. Diversas plantaciones con especies endémicas del género *Limonium*, comúnmente llamadas "saladillas" (*L. dufourii, L. perplexum*) (figura 4) en zonas costeras (acantilados, zonas de marjal y arenas litorales), así como en hábitats ricos en yeso presentes en zonas de interior (*L. mansanetianum*), donde también se han trabajado otras especies propias de este hábitat (*Gypsophila bermejoi, Thymus lacaitae*). Asimismo, dentro de ecosistemas forestales de interés comunitario, se han realizado plantaciones de tejos (*Taxus baccata*) y acebos (*Ilex aquifolium*) para la restauración de tejedas y refuerzos poblacionales para el avellanillo (*Frangula alnus*) en comunidades vegetales de ribera.

Figura 4. Trabajos de plantación de una especie de "saladilla" endémica valenciana (*Limonium dufourii*) en el Lugar de Interés Comunitario denominado Marjal de los Moros (Sagunto, Valencia).

CONCLUSIONES

El BGFSCV es una herramienta muy útil y necesaria para la conservación vegetal en la Comunidad Valenciana, ya que constituye el punto de partida de las actividades ex situ (germinación, cultivo y viverización), que permiten la posterior restitución de poblaciones de plantas silvestres en peligro de desaparición. Desde la aprobación del Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazada, la colección CIEF ha dedicado un mayor interés en recolectar, caracterizar y conservar germoplasma de las especies incluidas en sus dos categorías de amenazada (En peligro de extinción y Vulnerable). En la actualidad la colección CIEF cuenta con más de 2209 accesiones de 563 especies silvestres, y conoce de manera exhaustiva los diferentes protocolos de germinación necesarios para la producción de planta a partir de las semillas que conserva para ser utilizadas en proyectos de recuperación de especies amenazadas.

AGRADECIMIENTOS

A nuestros compañeros del Banc de Llavors Forestals del CIEF y al resto del equipo del Servicio de Espacios Naturales y Biodiversidad.

BIBLIOGRAFÍA

– AGUILELLA, A., FOS, S., LAGUNA, E. (Eds.), 2009. *Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas*. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, Generalitat Valenciana. Valencia.

– AKEROYD, J. & P. WYSE JACKSON, 1995. *A Handbook for Botanic Gardens on the reintroduction of plants to the wild*. Botanic Gardens Conservation International. Richmond.

– DECRETO 70/2009, de 22 de mayo del Consell, por el que se crea y regula el Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas y se regulan medidas adicionales de conservación. Diari Oficial de la Comunitat Valenciana 6.021: 20143-20162.

– FERRER, P.P., I. FERRANDO, C. GAGO & E. LAGUNA (Eds.), 2012. *Manual para la conservación de germoplasma y el cultivo de la flora valenciana amenazada*. Colección Manuales Técnicos Biodiversidad, 3. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Valencia.

– HARRINGTON, J.F., 1972. Seed storage and longevity. In KOZLOWSKY, T.T. (Ed.): *Seed Biology* 3: 134-245. Academic Press. New York.

– IUCN, 1998. *IUCN Guidelines for Re-introductions*. International Union for Nature Conservation (IUCN). Gland & Cambridge.

– LAGUNA, E. (Coord.), 1998. *Flora rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Consellería de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. Valencia.

– LAGUNA, E. (Ed.), 2003. *Hábitats prioritarios de la Comunidad Valenciana. Valores faunísticos y botánicos*. Consellería de Territorio y Vivienda. Generalitat Valenciana.

– LAGUNA, E., 2008. La conservación de la Biodiversidad aplicada a pequeña escala: La red valenciana de microrreservas de flora. In: GRISOLÍA, S. (coord.).: Biodiversidad: 249-263. Presidència de la Generalitat Valenciana – Fundación Premios Jaime I. Valencia.

– LAGUNA, E., P.P. FERRER, M.C. ESCRIBÁ, C. PEÑA, A. SEBASTIÁN, I. FERRANDO, F.J. ALBERT & A. NAVARRO, 2012. El efecto de la normativa de protección en la mejora de la conservación ex situ de especies amenazadas: el caso de la germinación de plantas catalogadas en la Comunidad Valenciana. *Cuadernos de Biodiversidad* 40: 1-7. EN: <http://cibio.ua.es/Cuadernos/40/40-1.pdf >

Proyectos de investigación-conservación

Repoblación y seguimiento con telemetría acústica del mero (*Epinephelus marginatus*) en el Paraje Natural de Acantilados de Maro-Cerro Gordo.

María Ángeles Bruzón Gallego[1, 3], Oscar Mansilla Reyes[1, 4], Alfonso Ismael Manzano Rodríguez[1], Elisa Martí Morales[1], Alejandro José Ibáñez-Yuste[2] y Pilar Yamuza Clavijo[1].

[1]IFAPA centro El Toruño. C/ Tiro Pichón s/n Apto. 16. El Puerto de Santa María, Cádiz.

[2]Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía. C/ Bergantín, 39. CP 41012 Sevilla, España.

[3] mariaa.bruzon@juntadeandalucia.es

[4] osecar@hotmail.com

RESUMEN

El mero Epinephelus marginatus *(Lowe, 1834) es un pez protógino (con capacidad de cambio de sexo de hembra a macho), de hábitos costeros y que se distribuye por algunas partes del océano Atlántico, Índico y por todo el Mar Mediterráneo. Este pez es muy valorado y se halla en seria regresión, por lo que son diversas las medidas de conservación que se vienen planteando desde hace algún tiempo.*

Desde el centro "IFAPA El Toruño", organismo perteneciente a la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta De Andalucía, la Dra. María Ángeles Bruzón Gallego dirige una serie de investigaciones relacionadas con acuicultura y repoblación del mero a partir de ejemplares procedentes de la cría en cautividad, desarrolladas durante la ejecución de varios proyectos JACUMAR. El resultado de estas investigaciones ha llevado a este centro a ser pionero en España en la reproducción en cautividad del mero y además, con los ejemplares obtenidos se ha desarrollado un reciente proyecto piloto de repoblación y monitoreo en el "Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo" usando telemetría acústica.

Palabras clave: *Epinephelus marginatus*, repoblación, acuicultura, Toruño.

INTRODUCCIÓN

El mero *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) es un pez marino perteneciente a la familia Serranidae. Esta especie de hábitos costeros está presente hasta una profundidad de 250 m, y se halla asociado a fondos rocosos, mixtos y pecios. Su área de distribución abarca el océano Atlántico, el mar Mediterráneo, y el océano Índico occidental. En el Atlántico suroccidental se halla desde el sur de Brasil hasta Argentina y Uruguay, en el Atlántico oriental se halla desde el Golfo de Vizcaya hasta Sudáfrica, y en el Índico occidental desde Sudáfrica hasta el Cuerno de África.

Dentro de sus características biológicas podemos destacar que el mero es un hermafrodita protógino; es decir, inicialmente se desarrolla como hembra y posteriormente sufre conversión sexual y se desarrolla como macho. El momento de maduración sexual de las hembras y el momento de conversión sexual pueden variar en función de diversos factores, por lo que varios autores han observado estos cambios en diferentes estados de desarrollo.

Proyectos de investigación-conservación

Son varios los autores 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 80 y 90 cm (Marino *et al.*, 2007 a, b, c; Chauvet, 2007). Otros autores se refieren al peso en la inversión sexual, situándola desde los 9 kg hasta más de 15 kg (Bruslé y Bruslé, 1976).

El mero ha sido tradicionalmente una especie muy apreciada por su alto valor culinario (Briquet-Laugier, *et al.*, 2007) y, en el "2º Simposio Internacional sobre el Mero de El Mediterráneo" celebrado en Mayo de 2007 en Niza (Francia), Harmelin-Vivien *et al.*, 2007, afirman que la especie ha sufrido una fuerte recesión en todo el mundo debido a la severa explotación pesquera que ha sufrido. A consecuencia de este declive, se han planteado medidas de protección que han llevado a declarar al mero como especie en peligro de extinción por varias entidades. Son documentos tales como el "Anexo 3 del Protocolo para La Biodiversidad de El Mediterráneo", el "Anexo 3 de la Convención de Berna", y la "Lista Roja de las Especies de la UICN" los que respaldan dicha amenaza.

El auge de la acuicultura como sistema alternativo a la explotación pesquera y el fuerte declive de algunas especies han fomentado las inversiones en investigación de la acuicultura en el mero. Así, varios países tales como Grecia, Croacia, Italia, España, Portugal o Brasil han desarrollado proyectos de investigación sobre esta especie en diferentes aspectos como la reproducción (Bruzón, 2007; Ehlers *et al.*, 2012; Spedicato *et al.*, 2007a, b), repoblación (Cottalorda y Francour, 2007; Ganteaume y Francour, 2007; Glamuzina *et al.*, 2007) o el monitoreo (Astruch, *et al.*, 2007; Lembo *et al.*, 1999).

Con fondos procedentes de JACUMAR (Junta Asesora de Cultivos Marinos), se han podido llevar a cabo investigaciones en acuicultura y repoblación del mero (Bruzón, 2012). Dichos trabajos han sido tutelados por la Dra. María Ángeles Bruzón Gallego, y llevados a cabo en el Centro IFAPA El Toruño, centro ubicado en El Puerto de Santa María (Cádiz, España) y perteneciente al IFAPA, organismo de la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Las investigaciones de este centro han logrado el ciclo completo en cautividad del mero, así como el desarrollo de un reciente programa de repoblación. En este último proyecto se ha realizado la liberación en el medio natural (dentro del Paraje Natural Acantilados de Maro Cerro Gordo) en octubre de 2012 de un conjunto de meros criados en cautividad por el centro que aún se halla en fases iniciales de investigación. En este proyecto de repoblación han colaborado la Universidad del Algarve y la empresa Nautilus Oceanica, que han ayudado a desarrollar la técnica de telemetría acústica empleada en el stock de meros liberados. La información emitida por los transmisores está siendo registrada por una serie de receptores fondeados en la zona. Las labores de trabajo subacuático han sido y están siendo desarrolladas por el centro de buceo Ocean Addicts. El objetivo de la telemetría acústica será obtener información sobre los patrones migratorios de la especie y sobre la adaptabilidad al medio salvaje de ejemplares de mero criados en cautividad, con el fin de conocer la viabilidad de futuros proyectos de repoblación que favorezcan la recuperación de la especie.

Con el fin de obtener un stock de reproductores, en el año 1997 se obtuvieron ejemplares adultos de este serránido capturados mediante nasas por los pescadores de Conil en el Banco del Hoyo, un extenso arenal con lajas salteadas situado a 14 millas al WSW del cabo de Trafalgar. Este lugar supone uno de los últimos reductos naturales en la península Ibérica para este pez y no forma parte de ninguna reserva natural.

Proyectos de investigación-conservación

MATERIALES Y MÉTODOS

Estos ejemplares fueron trasladados al Centro IFAPA El Toruño donde se consiguió aclimatarlos a la vida en cautividad, obteniendo la primera puesta de ovocitos viables en el año 2006, mediante la reproducción inducida utilizando la hormona liberadora de gonadotropinas (GnRH), y una segunda puesta natural en el año 2007. El desarrollo larvario y juvenil fue un éxito, de modo que en el 2009 el centro contaba con individuos de hasta 500 g. Del número total de ejemplares, 700 fueron trasladados a la Isleta del Moro, localidad perteneciente al Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería), donde se realizó un proyecto de engorde en jaulas dispuestas en el mar. Se trataba de jaulas de gravedad, de polietileno, tipo Corelsa y de 20 m de diámetro, donde se mantuvo a los individuos durante 3 años, comenzando incluso algunos de ellos la maduración sexual.

Observando la evolución de los meros en las jaulas, se comprobó que crecían y se desarrollaban correctamente por lo que se planteó efectuar una repoblación de dichos meros en zonas donde la población había sido diezmada. Para ello, los ejemplares a repoblar fueron marcados de distintas formas para facilitar su seguimiento después de la liberación. Los marcajes utilizados fueron: banderillas o etiquetas de marcaje, microchips y transmisores acústicos.

Para llevar a cabo la liberación de los meros, previamente se eligió el conjunto de individuos que formarían parte de la suelta. Se seleccionaron hembras cercanas a los 3 kg, no funcionales pero muy próximas al estado de maduración sexual. Se tuvieron en cuenta las condiciones sanitarias de los individuos, siendo sometidos a un reconocimiento visual en cuanto a morfología y parasitología por un equipo veterinario.

El lugar seleccionado para la liberación fue el Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo, ya que se trata de un área protegida calificada como LIC (Lugar de Interés Comunitario) y declarada como ZEPIM por las Naciones Unidas (Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo) (Figura 1).

Figura 1. Paraje Natural Acantilados Maro Cerro-Gordo.

En este paraje no se puede realizar la pesca profesional ni deportiva y las inmersiones de buceo deben ir acompañadas de autorización. El enclave engloba una franja de 12 km de longitud, paralela a la línea de costa, penetra 1 milla marina en el interior del Mar de Alborán y posee una superficie total del espacio terrestre y marítimo de 1.814,685 ha. Se caracteriza principalmente por una orografía cambiante con fuertes pendientes y sistemas rocosos de derrumbe, así como acantilados verticales que en algunos casos alcanzan los 80 m de altura sobre la zona intermareal y descienden hasta los 25 m en su zona sumergida. Posee numerosos huecos, consecuencia de las rocas desprendidas que originan espacios como cavernas y grutas, muy favorables para ser habitados por el mero.

Proyectos de investigación-conservación

Con el fin de proteger praderas de *Posidonia oceanica* existentes en el paraje, cuenta con arrecifes artificiales cuyo proyecto técnico fue elaborado por la Consejería de Medio Ambiente y ejecutado por la Consejería de Agricultura y Pesca en el año 2006.

El arrecife artificial se ubica en la franja litoral situada en el límite de las provincias de Málaga y Granada protegiendo un área de 3,55 km^2 enclavada dentro del Paraje Natural Acantilado de Maro-Cerro Gordo, lo que, unido a que se trata de una actuación conjunta de las Consejerías de Medio Ambiente y Agricultura y Pesca, le confiere una especial relevancia.

Los arrecifes artificiales son unos módulos acondicionados por el hombre que se vienen instalando en España desde mediados de los años 70, y cuya finalidad está orientada a la protección y regeneración del área marina. Se trata de unas estructuras de hormigón ya que no perjudican al medio marino, poseyendo la carga adecuada para que no sea desplazado por los artes de pesca. En el caso de los arrecifes artificiales del Paraje Natural de Maro- Cerro Gordo son 298 módulos, que se distribuyen entre las líneas batimétricas de los 10 m y los 50 m de profundidad, cuyos diseños están destinados a la protección, la producción y así como de tipo mixto, contando algunos con una morfología ideal para el asentamiento de una población de meros, entre los que destacan dos estructuras complejas de gran tamaño.

De manera previa a la liberación, se realizaron distintas técnicas de adaptación del mero al medio natural en el centro IFAPA El Toruño durante las cuales se les proporcionó a los individuos alimento vivo, principalmente *Fundulus heteroclitus* y juveniles de *Mugil* sp. con el objeto de comprobar si los peces conservaban el instinto de caza.

Se colocaron microchips y etiquetas de marcado a 98 de los individuos, mientras que para el implante quirúrgico en la cavidad abdominal fueron seleccionados 28 de los ejemplares anteriormente marcados. La cirugía fue realizada por un equipo de la Universidad del Algarve, liderados por el Dr. Erzini, apoyado por un equipo técnico del centro IFAPA El Toruño (Figura 2).

Figura 2. Implantación de transmisores en los meros.

Paralelamente al proceso de estabulación de los ejemplares a liberar, se realizaron trabajos de campo en el paraje de Maro-Cerro Gordo consistentes en el fondeo de 8 estaciones de recepción de las señales emitidas por los meros sometidos a implantes. Las estaciones están compuestas por un fondeo de 25 kg anclado mediante una gavilla de hierro al fondo, un cabo para situar al receptor a 5 m del lecho marino y una boya incompresible cuya misión es mantener suspendido al receptor telemétrico.

Los receptores pertenecen a la casa Vemco, siendo elegido el modelo VR2W-69 kHz, con alcances contrastados de hasta 500 m y con una alta capacidad de almacenamiento de datos y batería por encima del año de duración.

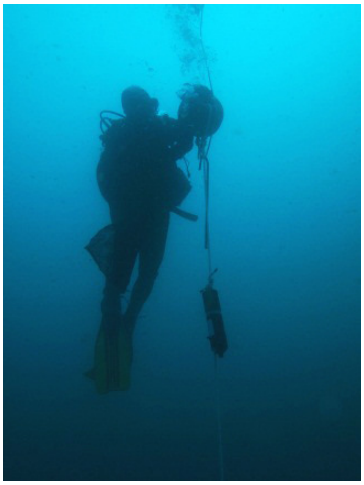


Figura 3. Fondeo de los receptores. Foto: Alejandro José Ibáñez-Yuste.

En su localización se ha buscado poder detectar la señal emitida por los ejemplares distribuidos tanto por el acantilado, como en los arrecifes artificiales situados lejos de este. Igualmente estos aparatos desarrollan la técnica de VPS, (sistema de posicionamiento del VR2W), la cual permite conocer la situación exacta del individuo mediante triangulación de las señales simultáneas recibidas por tres receptores en distinto tiempo y emitidas por un mismo pez (Figura 3).

De igual modo, anterior a la liberación y con la finalidad de ajustar los receptores se hizo un test de rango, en el cual se escogió un lugar de características similares a dónde se iba a realizar la suelta de los meros, y se colocaron dos dispositivos receptores separados por una distancia de 1000 m. Entre ellos y separados de cada receptor por una distancia de 500 m se localizó un emisor durante 24 horas. Al día siguiente, el personal se encargó de ir desplazando el emisor 100 m cada dos horas hacia uno de los receptores, de forma que se alejaba del otro. Este test de rango permitió la calibración de los aparatos en el lugar concreto de desarrollo de la experiencia, con el objeto de poder afinar más en la interpretación de la señal.

El 29 de octubre de 2012 se llevó a cabo la liberación de 98 meros con un peso comprendido entre los 2 y 3 kg en el Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo. Esto fue posible gracias a la contribución de AGAPA (Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía), que cedió para la suelta el barco *Cormorán Granada* y una zodiac de apoyo (Figura 4).

Para un seguimiento del proceso se extraía del agua los receptores periódicamente gracias a una llave proporcionada por la casa, así era posible la descarga de los datos almacenados vía bluetooth, con un sencillo software. Además, la observación directa mediante inmersiones con equipo de buceo autónomo durante los muestreos, así como la información aportada por los clubes de submarinismo de la zona, han ido aportando una valiosa información acerca de la presencia y posición de los peces.

Figura 4. La embarcación Cormorán Granada dentro del Paraje Natural de Acantilados de Maro-Cerro Gordo.

Proyectos de investigación-conservación

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El proyecto, a pesar de encontrarse todavía en ejecución, puede considerarse un éxito en muchos aspectos que pasamos a detallar a continuación:

El centro IFAPA El Toruño apoyados por JACUMAR vienen desarrollando una labor de investigación sobre reproducción en cautividad con el mero desde el año 1997, y el haber obtenido puestas viables en los años 2006 y 2007 ha supuesto un logro que ha colocado a dicho centro a la vanguardia a nivel europeo en lo referente a la reproducción del *Epinphelus marginatus* (Lowe, 1834).

Por ello, el poder dar libertad a un centenar de ejemplares de este lote, en el que se ha observado como una parte del mismo ya ha comenzado la maduración sexual, supone la consecución de uno de los objetivos perseguidos durante estos 15 años de trabajo, y que no era otro que el de ayudar a una especie en franco retroceso, amenazada e incluida en la lista roja por la IUCN de especies en peligro de extinción.

El lugar elegido para su suelta, el Paraje Natural de Acantilados de Maro-Cerro Gordo, contribuye más si cabe a justificar la repoblación de esta especie en el litoral andaluz, ya que debido a su orografía, pequeñas calas alternadas con acantilados de piedra que se precipitan rápidamente en el Mediterráneo, supone un entorno frágil, donde la presión humana ha actuado rápida y negativamente sobre la biocenosis asociada, al ser muy pequeña la superficie ocupada por el sustrato rocoso. Esto ha llevado a prácticamente erradicar la población de meros de sus fondos marinos, siendo antaño conocida esta costa por los enormes ejemplares de este pez que se podían ver en sus aguas.

Hoy en día, a pesar de ser declarado Paraje Natural desde el año 1989 todavía no se ha recuperado la población de meros y actualmente sigue siendo muy difícil su visualización durante una inmersión. La protección con la que cuentan estos acantilados en la actualidad es estar considerados como zona LIC por la Directiva de Hábitats (artículo 6 de la directiva 92/43/CEE) en la que se obliga a los estados miembros a velar por la integridad ambiental de los espacios. Además posee figuras de protección de carácter internacional al estar también reconocida como zona ZEPIM en el convenio de Barcelona, estas dos figuras garantizan la protección de los peces a repoblar. Los agentes de Medio Ambiente, así como los de la Consejería de Agricultura y Pesca son los responsables del cumplimiento de la normativa dentro del parque. El Ministerio de Agricultura y Pesca es el encargado de las aguas exteriores dentro de la milla marina paralela a la costa con que cuenta la reserva marina de Maro-Cerro Gordo. Las razones anteriormente expuestas han justificado el esfuerzo de realizar el traslado en tanques por carretera durante casi 500 km y su posterior traslado en barco hasta los puntos de suelta dentro del Paraje Natural.

En lo referente a la manipulación de los peces, los ejemplares han estado siempre sometidos a control veterinario, especialmente antes de realizarse cualquier traslado, asegurándose en todo momento la inexistencia de patologías y malformaciones. Por otro lado, los meros han respondido correctamente al proceso de adaptación alimentaria antes de su suelta en libertad, siendo aceptado sin problema el cambio de una dieta inerte consistente en pienso extrudido a una dieta viva, compuesta como ya se comentó anteriormente de juveniles de *Mugil* sp y *Fundulus heteroclitus*.

Durante el traslado los peces se mostraron tranquilos, no siendo necesaria la administración de anestésico en ningún momento y sin contabilizarse ninguna baja. La liberación de los casi cien ejemplares marcados se realizó sin ninguna incidencia y se pudo constatar visualmente tras la suelta como algunos ejemplares de mero buscaron refugio en el arrecife artificial (Figura 5).

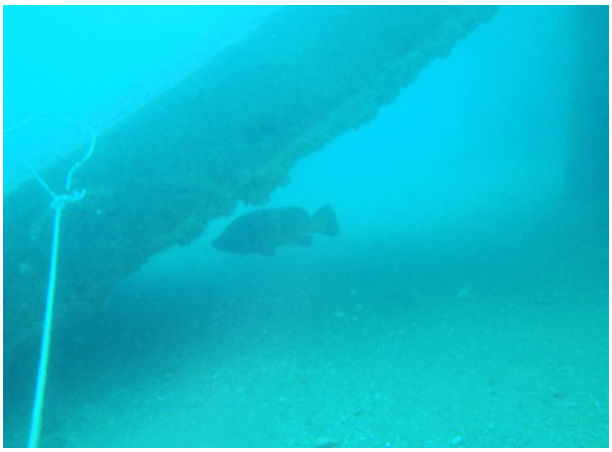
Proyectos de investigación-conservación

Figura 5. Momento de la liberación de los meros.

Las señales emitidas por los peces con emisores están siendo recepcionadas en las ocho estaciones colocadas en estos momentos a lo largo de todo el paraje. Hasta la fecha se ha realizado tan sólo una descarga de la información almacenada, ejecutada el 19 de diciembre de 2012, obteniéndose presencia de los peces en todos los receptores instalados. Además, en reuniones mantenidas con clubes de buceo con permiso para sumergirse dentro del paraje, se ha confirmado que en inmersiones realizadas en enero de 2013 han sido vistos ejemplares de meros marcados con etiquetas perfectamente adaptados a la vida en el acantilado de Maro-Cerro Gordo (Figura 6).

Más adelante se intentará, mediante el procesado de los datos, situar los peces de forma más precisa, obteniéndose información sobre los patrones migratorios de la especie, y sobre la adaptabilidad al medio salvaje.

Figura 6. Observación directa de ejemplar de *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1832).
Foto: Alejandro José Ibáñez-Yuste.



Proyectos de investigación-conservación

AGRADECIMIENTOS

» Universidad de Algarve y el IMPA de Portugal en cuanto a la colocación de los transmisores.

» Departamento de Matemáticas de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Cádiz por lo que respecta a la modelización del comportamiento de los meros.

» Contribución de AGAPA, que cedió el barco Cormorán Granada y la zodiac de apoyo.

» CARMAR (empresa almeriense) aportó las jaulas en el mar.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

– ASTRUCH, P., LENFANT, P., BINCHE, J.L., PASTOR, J., DALIAS, N., 2007. Marquage et suivi du mérou brun (*Epinephelus marginatus*) par télémétrie acoustique dans la Réserve marine de Cerbère-Banyuls (France, Méditerranée nord-occidentale) . 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– BRIQUET-LAUGIER, J.C., CHANCOLLON, O., COTTALORDA, J.M., FRANCOUR, P., 2007. Vers une évaluation économique du mérou en Méditerranée?. 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– BRUSLÉ, J. AND BRUSLÉ, S., 1976. Contribution a l'etude de la reproduction de deux esèces de Merous (*Epinephelus aeneus* et E. Guaza) des côtes de Tunisie. *Rapp. Comm. Int. Mer Mediterr.* 23 (8), 49-50.

– BRUZÓN, M.A., 2007. The reproduction and culture of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe,1834) in the South of Spain. 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– BRUZÓN, M.A., 2012. *Nuevos avances en la domesticación del mero criado en cautividad en El Toruño*. Ipac Acuicultura.

– CHAUVET, C., 2007. Le frai d'*Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834): seize années d'observations in situ (1976 à 1992). 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– COTTALORDA, J.M., FRANCOUR, P., 2007. Evolution de la population de mérous bruns (*Epinephelus marginatus*) entre 1995 et 2006 dans les eaux de la Principauté de Monaco. 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– EHLERS, C., AZEVEDO, H.K., DOS SANTOS, P.A., GOMES, E., 2012. Reproduction and Larvi: culture of Dusky Grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) in Brazil. *Journal of Agricultural Science and Technology* , B 2 (2012): 229-234 .

– GANTEAUME, A., FRANCOUR, P., 2007. Evolution of the dusky grouper population (*Epinephelus marginatus*) between 1997 and 2005 in a non-protected area (Gulf of La Ciotat, France, NW Mediterranean). 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– GLAMUZINA, B., SKARAMUCA, B. GLAVIC, N., KOZUL, V., TUTMAN, P., 2007. Status of grouper (genus *Epinephelus*) investigations in Croatia.

Proyectos de investigación-conservación

– HARMELIN-VIVIEN, M., GARCÍA-CHARTON, J.A., BAYLE-SEMPERE, J., CHARBONNEL, E., LE DIRÉACH, L., ODY, D., PÉREZ.RUZAFA, A., REÑONES, O., SÁNCHEZ-JEREZ, P., VALLE, C., 2007. Importance of marine reserves for the population dynamics of groupers (*Epinephelinae*) in the Western Mediterranean. 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– LEMBO, G., FLEMING, I.A., ØKLAND, F., CARBONARA, P., SPEDICATO, M.T., 1999. Site Fidelity of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) studied by acustic telemetrie. *Mar. Life*, 9(2): 37-43.

– MARINO, G., AZZURRO, E., FINOIA, M.G., MESSINA, M.T., MASSARI, A., MANDICH, A., 2007a. *Recent advances in induced breeding of the dusky grouper* Epinephelus marginatus *(Lowe, 1834).*

– Marino, G., Longobardi, A., La Mesa, G., Donadelli, V., De Innocentiis, S., 2007b. Pilot restocking of hatchery dusky grouper *Epinephelus marginatus* juveniles in Mediterranean sea. 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– MARINO, G., PANINI, E., LONGOBARDI, A., MANDICH, A., FINOIA, M.G., ZOHAR, Y., MYLONAS, C.C., 2007c. Induction of ovulation in captive-reared dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834), with a sustained-release GnRHa implant. *Aquaculture*, 219: 841-858.

– SPEDICATO, M.T., BOGLIONE, C., 2007a. *Main constraints in the artificial propagation of the dusky grouper* Epinephelus marginatus *(Lowe, 1834): Three years experimental trials on induced spawning and larval rearing.*

– SPEDICATO, M.T., LEMBO, G., DI MARCO, P., MARINO, G., 2007b. *Preliminary results in the breeding of dusky grouper* Epinephelus marginatus *(Lowe, 1834).*

FUENTES CONSULTADAS

– Ben, S., Kebir, A., 2007. Fishing and dispersion effect on hermaphrodite population dynamics. 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– "Fish Base". 22/01/2013. [online]. Extraído de: <http://www.fishbase.org/summary/Epinephelus-marginatus.html>

– Pierre, S., Gaillard, S., Prevot-D'Alvise, N., Aubert, J., Rostaing-Capaillon, O., Leung-Tack, D., Grillasca, J.P., 2007. Grouper Aquaculture: Taiwan 5 - Mediterranean. 2nd Symposium on Mediterranean Groupers, 10-13/05/07, Niza (Francia).

– Agencia de Gestión Agraria y Pesquera de Andalucía. Estudio previo para la construcción e instalación de un arrecife artificial en el Paraje Natural "Acantilados de Maro-Cerro Gordo". (Málaga- Granada). Conserjería de Agricultura y Pesca.

– Ministerio de Medio AmbienteGuía Metodológica para la Instalación de Arrecifes Artificiales.

Proyectos de investigación-conservación

Conectividad y biología de la conservación en el Mediterráneo. Una perspectiva genética basada en especies clave de invertebrados marinos bentónicos.

Pilar Casado-Amezúa

Grupo de Biodiversidad Marina. Dpto. de Ciencias de la Vida. Universidad de Alcalá.

p.casadoamezua@gmail.com

RESUMEN

Comprender los patrones de dispersión, estructura de las poblaciones y conectividad entre estas es de gran utilidad a la hora de establecer estrategias de manejo y conservación de especies. Los marcadores moleculares son herramientas útiles para la evaluación indirecta de estos procesos y patrones asociados. Su aplicación se basa en dos aspectos: i) entender los cambios genéticos que afectan a la supervivencia de las especies; ii) proporcionar información genética utilizable para la mejor gestión de las especies. Recientemente, se esta viendo incrementado el número de estudios que se centran en especies clave de invertebrados marinos de carácter bentónico.

Este artículo de revisión pretende dar a conocer los estudios llevados a cabo durante los últimos diez años con la aplicación de herramientas genéticas al campo de la conectividad entre y dentro de poblaciones de especies clave de invertebrados bentónicos del Mediterráneo; con el objetivo final de su aplicación en la disciplina de biología de conservación. Se centra en dos grupos de estudios: modelos de dispersión a pequeña escala y modelos de conectividad a mayores escalas espaciales, o la interacción entre la capacidad de dispersión larvaria y las condiciones oceanográficas.

Palabras clave: Ecología molecular, conectividad, conservación, invertebrados marinos bentónicos, mar Mediterráneo.

INTRODUCCIÓN

La conectividad, o el intercambio de individuos entre poblaciones, es un tema central en ecología marina y conservación. El grado en que las poblaciones se autoabastecen de nuevos individuos o intercambian individuos con otras poblaciones tiene consecuencias para su regulación y resiliencia (capacidad para adaptarse a un entorno fluctuante); constituyendo un paso fundamental para el desarrollo de estrategias de conservación de las especies marinas, y para el diseño de redes de reservas marinas dentro de paisajes degradados y fragmentados (Botsford *et al*., 2001). Desentrañar los procesos que conducen a la conectividad entre poblaciones está vinculado al conocimiento de las características biológicas de las especies, tales como el éxito reproductivo, el potencial de dispersión en cualquier fase del ciclo de vida y las variaciones demográficas de las poblaciones, así como los factores abióticos que pueden afectar a la dispersión de las especies (i.e. corrientes superficiales y barreras al flujo génico).

Proyectos de investigación-conservación

En el caso de la mayoría de especies de invertebrados bentónicos, el carácter sésil de los adultos hace que la conectividad entre poblaciones se produzca principalmente durante el estadío larvario de su ciclo de vida. Dado que, en general, las rutas y distancias de dispersión de las larvas son difíciles de estudiar a través de metodologías de seguimiento activo, las herramientas moleculares proporcionan un instrumento ideal como evaluación indirecta de la dispersión de estas especies y la conectividad entre poblaciones (Cowen y Sponaugle, 2009).

La aplicación de herramientas moleculares genéticas a problemas de ecología es lo que se conoce como "Ecología Molecular". El aspecto central de la Ecología Molecular es la integración de estas herramientas con cuestiones biológicas básicas, otorgando por tanto una mayor robustez científica a debates tradicionales en ecología. La elección del marcador molecular más apropiado depende de la facilidad de uso, el nivel de variación intraespecífica (entre individuos de la misma especie), y las características evolutivas de este (Avise, 2004). Las herramientas moleculares más utilizadas recientemente son las basadas en la reacción en cadena de la polimerasa (PCR por sus siglas en inglés), técnica con la cual se consigue amplificar una región determinada del genoma que se ha comprobado anteriormente tiene variabilidad intraespecífica, como son los marcadores basados en el ADN mitocondrial y nuclear de las especies, y las regiones microsatélite (regiones del genoma constituidas por repeticiones en tándem de unos pocos pares de bases (1 a 6), cuya variación viene determinada por los diferentes números de repeticiones, dando fragmentos amplificados por PCR de distinto tamaño). Los marcadores moleculares permiten la obtención de información a diferentes niveles: sobre las estructura de las poblaciones, el flujo génico entre estas relaciones de parentesco entre individuos y patrones históricos de biogeografía (Godoy, 2009). Todo esto permite la inferencia de la dispersión larvaria y el reclutamiento en las poblaciones.

Estas técnicas permiten la detección de barreras al flujo génico, procesos de regresión de las poblaciones y cuellos de botellas o aislamiento y fragmentación. A través de la caracterización genética de las especies, pueden establecerse dentro de cada una de las diferentes poblaciones locales (entendiendo por tales los conjuntos de individuos que interaccionan regularmente unos con otros), si estas son cerradas (el intercambio de individuos o larvas con otras poblaciones locales no existe o es muy raro y su crecimiento depende de las reproducción dentro de la misma) o abiertas (el intercambio de individuos o larvas con otras poblaciones es común y su crecimiento depende también de la importación o inmigración) (Hellberg y Taylor, 2002). En estudios sobre biología de la conservación, estas técnicas han sido ampliamente utilizadas en el caso de vertebrados terrestres; su aplicación en el medio marino ha sido principalmente aplicada en el campo de las pesquerías, para la identificación de stocks de peces o en acuicultura. Recientemente, se está viendo incrementado el número de estudios que se centran en especies clave de carácter bentónico. Como especies claves se consideran a aquellas que tienen un efecto sobre la comunidad en la que viven desproporcionadamente alto pese a que su biomasa no sea elevada, de forma que su retirada altera mucho el ecosistema y las redes tróficas.

La aplicación de estas herramientas en la biología de la conservación de especies claves de invertebrados marinos bentónicos se basa en dos aspectos fundamentales: i) entender los cambios genéticos que afectan a la supervivencia de las especies; ii) proporcionar información genética utilizable para la mejor gestión de las especies. En este último aspecto destacan la identificación de unidades de conservación, definiendo si una población concreta merece protección o no al identificar, entre otros aspectos, procesos de endogamia y fenómenos de hibridación e introgresión de las poblaciones.

Proyectos de investigación-conservación

El mar Mediterráneo ofrece una amplia variedad de medios para que los individuos se dispersen dentro y entre poblaciones, por medio de las corrientes locales y generales, así como varias barreras oceanográficas para la dispersión (Fig. 1). Estos obstáculos pueden actuar sutilmente, retardando el movimiento bidireccional, en una dirección frente a otra, lo que puede conducir a la evaluación del alcance y la extensión de la dispersión entre poblaciones.

Esta revisión resume una visión práctica de estudios modelo llevados a cabo durante los últimos diez años con la aplicación de herramientas genéticas a la dispersión larvaria y conectividad entre y dentro de poblaciones de especies clave de invertebrados bentónicos del Mediterráneo, con el objetivo final de su aplicación en la disciplina de biología de conservación.

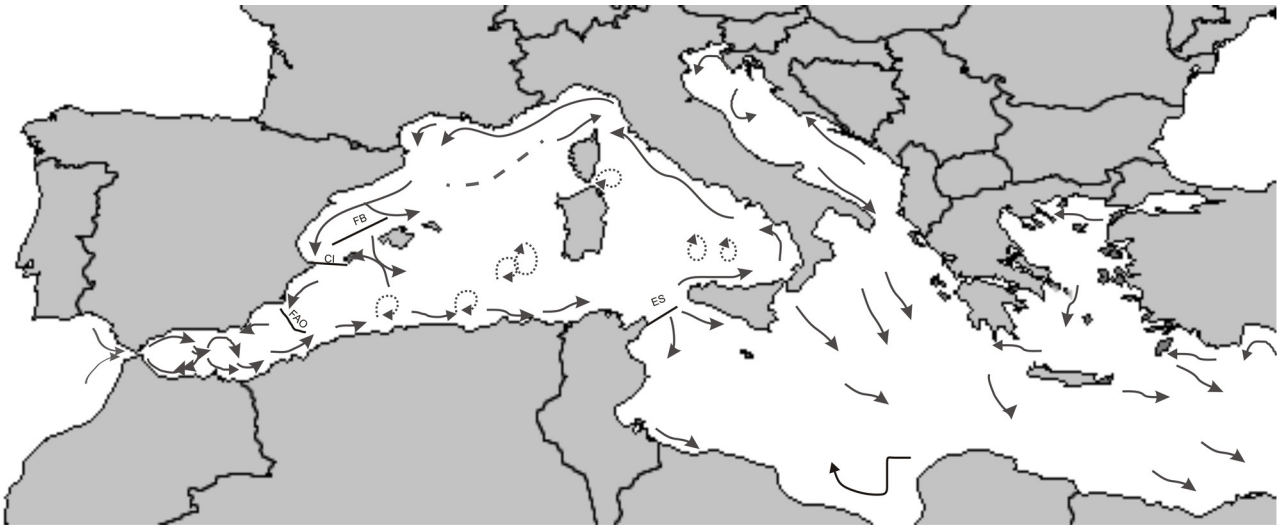


Figura 1. Esquema del sistema general de corrientes del Mediterráneo. Las flechas con líneas discontinuas indican inestabilidad de las corrientes, remolinos y meandros. (Modificado de Millot *et al.*, 1999). Se indican las barreras oceanográficas que se han estudiado afectan a la conectividad entre poblaciones de invertebrados marinos: el frente Almería-Orán (FAO), el frente balear (FB), el canal de Ibiza (CI) y el estrecho de Sicilia (ES).

UTILIDAD Y APLICACIONES DE LOS MODELOS DE CONECTIVIDAD A DISTINTAS ESCALAS

Una comprensión completa de los procesos que afectan a la dispersión de las larvas a diferentes escalas geográficas, y los factores que impulsan estos es esencial para evaluar los patrones de conectividad, la dinámica de las poblaciones, estructura genética y biogeografía de muchas especies costeras.

MODELOS DE DISPERSIÓN A PEQUEÑA ESCALA

A pequeña escala, de menos de 1 km, el tamaño y la interconexión de las unidades de reproducción son parámetros importantes para llevar a cabo estrategias de conservación, ya que las poblaciones pequeñas y aisladas son vulnerables a la depresión endogámica, lo que podría reducir su potencial evolutivo y aumentar su riesgo de extinción (Saccheri *et al.*, 1998). El término "tamaño de vecindario", define la variación en la distancia de dispersión de la descendencia con respecto a sus padres (Wright, 1949).

Proyectos de investigación-conservación

Llevando esto al mundo real, y teniendo en cuenta que la dispersión de los invertebrados marinos se debe principalmente a la biología de sus larvas, cabe pensar que las especies cuyas larvas se dispersan a grandes distancias tendrán grandes vecindarios y al contrario si la dispersión es baja. Este parámetro es fundamental para entender cómo las especies marinas utilizan el paisaje marino y por tanto es fundamental para la futura gestión y los planes de conservación y para el correcto diseño de las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) (Palumbi, 2004).

Uno de los estudios más relevantes a pequeña escala, se ha llevado a cabo en el coral rojo, *Corallium rubrum*, (Fig.2A). Este coral, es una especie atlanto-mediterránea distribuida principalmente en el Mediterráneo Occidental y las costas atlánticas de Portugal, Islas Canarias y Cabo Verde. Habita zonas rocosas como cuevas y extraplomos entre los 5 y 800 metros de profundidad (Zibrowius *et al.*, 1984). Se considera una especie clave, base de los ecosistemas del coralígeno Mediterráneo, hábitat de una amplia diversidad de especies animales y vegetales. Las poblaciones de este coral han sido desde antaño explotadas con fines decorativos, esto unido a las mortandades masivas recientes de las poblaciones localizadas a bajas profundidades (5-50m de profundidad), atribuidas al incremento actual de la temperatura superficial del mar (Garrabou *et al.*, 2009), han hecho que las poblaciones de este preciosos coral se vean diezmadas a lo largo de toda su área de distribución. Es una especie gonocórica (i.e. sexos separados) e incubadora (i.e. fecundación y desarrollo embrionario en el interior del pólipo madre), por lo que es de esperar que las larvas posean escasa capacidad de dispersión. Este restringido potencial de dispersión de las larvas se revela en la distribución agregada de las colonias de coral rojo (Harmelin *et al.*, 1985). El primer estudio genético a pequeña escala llevado a cabo sobre esta especie (Costantini *et al.*, 2007), en dos poblaciones de la costa de Liguria, mostró con el uso de marcadores microsatélite una elevada heterogeneidad genética a escalas espaciales de tan sólo 10 metros sugiriendo que la mayor parte de la dispersión larvaria se da lugar a menos de esta distancia del pólipo madre, corroborando la escasa movilidad de las larvas del coral rojo. En un estudio posterior (Ledoux *et al.*, 2010), llevado a cabo en una localidad en el norte de la cuenca occidental del Mediterráneo, también con marcadores microsatélite y tomando también en consideración el tamaño y la edad de las colonias con el fin de proporcionar una mejor evaluación de la estructura temporal genética de la población; el patrón de aislamiento por distancia reveló un tamaño de vecindario de 75 individuos, con una media de distancias de la descendencia con respecto a sus progenitores de 22,6 y 32,1 cm. Estas estimaciones están en concordancia con la estimación anterior. Por tanto, los estudios genéticos a pequeña escala sobre el coral rojo indican que las poblaciones de este coral son cerradas y que los procesos locales pueden desempeñar un papel importante en su biología.

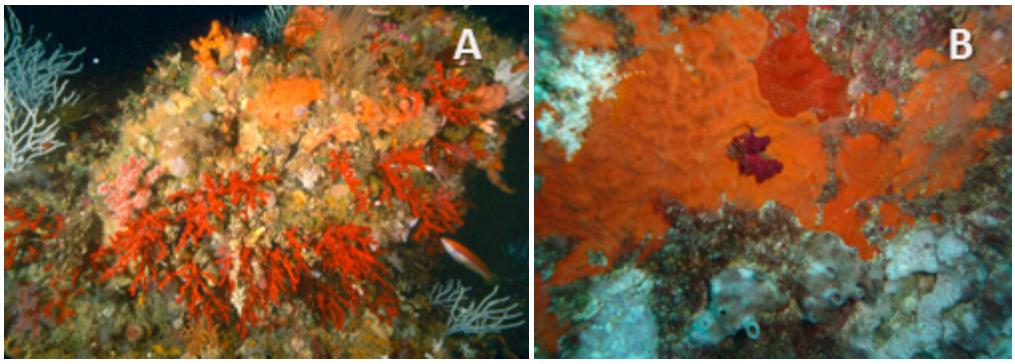


Figura 2. A: comunidades del coralígeno Mediterráneo dominadas por el coral rojo (*Corallium rubrum*). Fotografía. Juan Carlos Calvín. B: esponja anaranjada (*Crambe crambe*). Fotografía: María Segovia.

Proyectos de investigación-conservación

AGUJEROS EN LOS ESTUDIOS GENÉTICOS A PEQUEÑA ESCALA: ACONTECIMIENTOS DE REPRODUCCIÓN ASEXUAL

Los estudios a pequeña escala también deben tener en cuenta la presencia de eventos de reproducción asexual en las especies de invertebrados marinos bentónicos.

La esponja anaranjada (*Crambe crambe*, Fig. 2B) es una especie incubadora que además de reproducirse sexualmente, tiene reproducción asexual por eventos de fisión (Turón *et al.*, 1998). Un estudio a pequeña escala de una sola pared rocosa (distancias entre individuos de 0 a 7 m), con el uso de marcadores microsatélite (Calderón *et al.*, 2007), reveló que la reproducción asexual juega un papel importante en la estructura de las poblaciones de esta esponja, observándose clones (i.e. individuos genéticamente iguales) cada 70-80 cm. Así pues, a la hora de establecer la dispersión larvaria de las poblaciones a distintas escalas espaciales, hay que tener en cuenta la presencia de este tipo de reproducción en algunas especies con la finalidad de eliminar el efecto de la clonalidad en las poblaciones.

ESTUDIOS A DIFERENTES ESCALAS: LA INTERACCIÓN ENTRE LA CAPACIDAD DE DISPERSIÓN LARVARIA Y LAS CONDICIONES OCEANOGRÁFICAS.

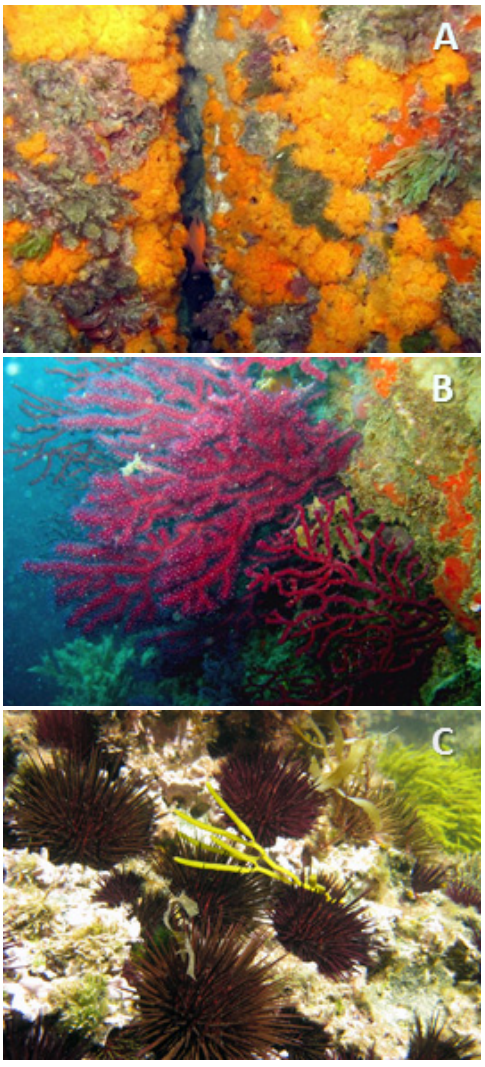


Figura 3.
A: colonias del coral naranja (*Astroides calycularis*).
B: colonias de la gorgonia roja (*Paramuricea clavata*). Fotografías: Luis Sánchez-Tocino.
C: erizo común (*Paracentrotus lividus*). Fotografía: Nuno Alves.

Cuando el aislamiento por distancia juega un papel importante en la conectividad entre las poblaciones.

En el caso de invertebrados cuya fase larvaria posee un escaso potencial de dispersión, las distancia espacial entre las poblaciones juega un papel fundamental en la heterogeneidad genética y estructuración de éstas.

El coral naranja del Mediterráneo (*Astroides calycularis*, Fig. 3A) es una especie de coral escleractinio azooxantelada y colonial, cuya área de distribución está limitada a las costas rocosas de la cuenca del Mediterráneo suroccidental (Zibrowius, 1995). Este coral está experimentando una regresión debido al impacto antropogénico de la mayoría de la costas rocosas donde se localiza (Moreno *et al.*, 2008). Es una especie gonocórica e incubadora, cuyas larvas adquieren un comportamiento demersal al ser liberadas al medio (Goffredo *et al.* 2010). Un estudio realizado por Casado-Amezúa *et al.* (2012) con el uso de marcadores microsatélite a diferentes escalas espaciales,desde menos de un kilómetro a miles de kilómetros de distancia, abarcando la mayor parte del área de distribución conocida de la especie y en poblaciones de las cuencas del mar de Alborán, Argelina y mar Tirreno, demostró que la homogeneidad genética de las poblaciones del coral naranja sólo se encuentra en el rango de 0.6-1 km de distancia. En localidades más distantes, la diferenciación genética correspondió con un modelo "paso a paso" de conectividad y flujo génico, en el que laspoblaciones son más propensas a intercambiar individuos con localidades adyacentes en lugar de con los más distantes (Kenchington *et al.*, 2006). Este estudio también concluyó que eventos de dispersión eventual fuera del lugar donde pueden haber sido producidas las larvas debido a las corrientes superficiales y locales, podrían contribuir al intercambio de individuos con otras poblaciones más distantes. Por lo que no es solo la biología de la larva la que juega un papel fundamental en la conectividad entre sus poblaciones, si no también los factores abióticos como son las corrientes locales, generales y barreras oceanográficas.

Proyectos de investigación-conservación

Por otra parte, la gorgonia roja (*Paramuricea clavata*, Fig. 3B) es una especie colonial que habita el coralígeno Mediterráneo. Es una especie de crecimiento lento y longeva (50-100 años), que actúa como ingeniero de ecosistemas generando estructura espacial, y que juega un papel importante en el mantenimiento de la biomasa y la biodiversidad en los conjuntos asociados (Ballesteros, 2006). La gorgonia roja es una especie atlanto-mediterránea ampliamente distribuida en la cuenca occidental del Mediterráneo, a profundidades de 5-200 m. Es una especie gonocórica e incubadora cuyas larvas tienen un comportamiento similar al de las del coral naranja. El estudio llevado a cabo por Mokhtar-Jamaï *et al.* (2011) con marcadores microsatélite a escalas espaciales, de 10m a 3.000 km y tomando en consideración poblaciones representativas de la especie a lo largo de toda su área de distribución, concluyó que es principalmente el comportamiento de la larva de la especie el causante de la elevada estructura genética de las poblaciones a escasa distancia, en sinergia con tres posibles obstáculos al flujo de genes en el Mediterráneo: el frente Almería-Orán, el canal de Ibiza y el frente Balear. Este estudio introdujo además la importancia del muestreo a distintas profundidades en una escala local, al comparar las diferentes poblaciones de la gorgonia roja a dos profundidades diferentes, encontrando resultados diferentes dependientes del rango de profundidad muestreado, lo que sugiere que el flujo de genes entre las profundidades es impulsado probablemente por el flujo de agua local, la topografía, y la presencia de corrientes termohalinas en verano. Cabe destacar que los estudios que relacionan la estructura de población a diferentes profundidades son escasos y hay que tener en cuenta este factor para estudiar la estructura y conectividad de las poblaciones.

Homogeneidad genética, poblaciones abiertas.

Las poblaciones de especies de invertebrados con larvas planctónicas, que pasan gran parte de su duración en la columna de agua, muestran elevada similitud genética en amplias escalas geográficas como consecuencia de un gran flujo génico.

La mayoría de los estudios realizados en el Mediterráneo, se centran en el erizo de mar común (*Paracentrotus lividus*, Fig. 3C). Esta especie es una especie clave en las comunidades bentónicas sublitorales del Mediterráneo, debido a que su actividad es uno de los factores principales que regulan la abundancia de algas (Palacín *et al.*, 1998). Las larvas de erizos pueden dispersarse a escalas de cientos de kilómetros, por lo que es razonable pensar que el grupo de larvas está bien mezclado en grandes escalas espaciales. Se han caracterizado dos eventos de desove a lo largo del ciclo de vida de la especie, un desove principal en primavera y eventos más pequeños en otoño (Tomás *et al.*, 2004). El estudio llevado a cabo por Duran *et al.* (2004) ofreció la primera visión sobre la diversidad genética y estructura poblacional de esta especie considerando poblaciones de toda la Península Ibérica, las costas atlánticas de Portugal, Francia y las Islas Canarias y el marcador mitocondrial citocromo oxidasa I (COI). Más recientemente, Maltagliati *et al.*, (2011), estudiaron la estructura genética de poblaciones del Mediterráneo y del Atlántico, con el marcador mitocondrial citocromo b. Ambos estudios confirman una homogeneidad genética general dentro de las muestras del Mediterráneo, incluso entre las poblaciones a ambos lados del Frente Almería-Orán (que separa el Mar de Alborán del resto del Mediterráneo), que actúa como una fuerte barrera para la diferenciación entre poblaciones de otras especies (Patarnello *et al.*, 2007). Por otra parte, ambos estudios confirmaron una débil heterogeneidad genética entre las poblaciones del Mediterráneo y las del Atlántico, y en el último estudio, entre las de ambas regiones y las del Mar Adriático.

Proyectos de investigación-conservación

APLICACIONES PARA LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS ESPECIES Y DISEÑO DE ÁREAS MARINAS PROTEGIDAS (AMPs)

El Mediterráneo se considera como uno de los "hotspot" de biodiversidad marina a nivel mundial, con una mezcla de elementos subtropicales y templados y un gran porcentaje de endemismos. Una revisión reciente (Coll*et al.*, 2010) ha puesto de manifiesto que se conocen en este mar cerca de 11.000 especies de invertebrados marinos. Aun así, la información sobre la biología de numerosas especies de invertebrados es escasa y, en consecuencia, la consideración de estas especies a la hora de establecer planes de conservación y gestión, pese a ser las principales especies formadoras de hábitats bentónicos y dar cobijo y alimento a la mayoría de especies de la cadena trófica.

Las áreas marinas protegidas (AMPs), juegan un papel fundamental en la gestión y conservación de las especies. Uno de los objetivos de las AMPs es proteger la diversidad genética de las especies que albergan en las áreas donde están localizadas (Kelleher, 1999). El desarrollo de estrategias de conservación y el diseño de las AMPs debería de centrarse en la modelación espacial de la dinámica de las poblaciones, especialmente teniendo en cuenta la dispersión larvaria y por tanto conectividad entre poblaciones (Cowen *et al.*, 2007). Estas áreas juegan un papel fundamental a escalas mas allá de sus límites, así pues el análisis de la estructura genética a nivel local, también es fundamental a la hora de establecer valores mínimos de dispersión larvaria y procesos de reproducción asexual (Palumbi, 2003). En el Mediterráneo, desde el punto de vista de las áreas marinas protegidas, se ha escrito algo sobre su papel como exportadoras de larvas o adultos a las áreas próximas, aunque son pocos los trabajos que lo corroboren. Por otro lado, apenas se ha comentado el papel de tales reservas como importadoras de larvas. Otro aspecto, muy debatido ha sido si es más conveniente establecer una red de numerosas reservas marinas de pequeño tamaño repartidas a lo largo de todo el litoral o si, por el contrario, es mejor la existencia de pocas reservas grandes en zonas adecuadamente seleccionadas (Halpern y Warner, 2003). Aunque varios autores coinciden en la primera opción (e.g. Shanks *et al.*, 2003; Boudouresque *et al.*, 2005), todavía queda trabajo por hacer a la hora de establecer casos específicos y regionales. Para resolver estas cuestiones, y otras muchas relacionadas con los espacios marinos protegidos es necesario, una vez más, el estudio de los aspectos anteriormente mencionados.

REFERENCIAS

– AVISE, J.C., 2004. *Molecular markers, natural history and evolution*. Segunda edición. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.

– BALLESTEROS, E., 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr.Mar. Biol.*, 44: 123: 195.

– BOTSFORD, L.W., Hastings, A., Gaines, S.D., 2001.Dependence of sustainability on the configuration of marine reserves and larval dispersal distances. *Ecol. Letters.*, 4:144:150.

– BOUDOURESQUE, C.F., CADIOU, G. & LE DIREAC'H, L.,2005. Marine protected areas: a tool for coastal areas management: In Strategic Management of Marine Ecosystems (ed E. Levner), pp. 29–52. Dordrecht: Springer.

– CALDERON, I., ORTEGA, N., DURAN, S., BECERRO, M., PASCUAL M., TURON, X., 2007. Finding the relevant scale: clonality and genetic structure in a marine invertebrate (*Crambecrambe*, Porifera). *Mol. Ecol.*, 16: 1799: 1810.

Proyectos de investigación-conservación

– CASADO-AMEZUA, P., GOFFREDO, S., TEMPLADO, J., MACHORDOM, A., 2012. Genetic assessment of population structure and connectivity in the threatened Mediterranean coral *Astroides calycularis* (Scleractinia, Dendrophylliidae) at different spatial scales. *Mol. Ecol*., 21: 3671-3685.

– COLL, M., PIRODDI, C., STEENBEEK, J., KASCHEN, K., BEN RAIS LASRAM, F., AGUZZI, J., *et al*., 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns and threats. *PlosOne*, 5: e11842.

– COSTANTINI, F., FAUVELOT, C., ABBIATI, M., 2007. Genetic structuring of the temperate gorgonian coral (*Corallium rubrum*) across the western Mediterranean Sea revealed by microsatellite and nuclear sequences. *Mol. Ecol.*, 16: 5168-5182.

– COWEN, R.K., GAWARKIEWICZ, G., PINEDA, J., THORROLD, S.R., WERNER, F., 2007. Population connectivity in marine ecosystems. An overview. *Oceanography*, 20: 14:21.

– COWEN, R.K., SPONAUGLE, S, 2009. Larval dispersal and marine population connectivity. *Annu. Rev. Mar. Sci*., 1: 443-466.

– DURAN, S., PALACÍN, C., BECERRO, MA., TURON, X., GIRIBET, G., 2004. Genetic diversity and population structure of the commercially harvested sea urchin *Paracentrotus lividus* (Echinodermata, Echinoidea). *Mol. Ecol.*, 13: 3317-3328.

– GARRABOU, J., COMA, R., BENSOUSSAN, N., BALLY, M., CHEVALDONNÉ, P., CIGLIANO, M., 2009. Mass mortality in North-western Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Glob. Change Biol.,* 15: 1090-1103.

– GODOY, J.A., 2009. La genética, lo marcadores moleculares y la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 18: 23-33.

– GOFFREDO, S., GASPARINI, G., MARCONI, G., PUNTIGNANO, M.T., PAZZINI, C., ZACCANTI, F., 2010. Gonochorism and planula brooding in the Mediterranean endemic orange coral *Astroides calycularis* (Scleractinia: Dendrophylliidae): Morphological aspects of gametogenesis and ontogenesis. *Mar. Biol. Res*., 10: 421-436.

– HALPERN, B.S., WARNER, R.R., 2003. Matching marine reserve design to reserve objectives. *P. Roy. Soc. Lond. B. Bio*., 270: 1871-1878.

– HARMELIN, J.G., VACELET, J., VASSEUR, P., 1985. Dark submarine caves- an extreme environment and a refuge- biotope. *Tethys*, 11: 214-229.

– HELLBERG, M.E., TAYLOR, M.S., 2002. Genetic analysis of sexual reproduction in the dendrophylliid coral *Balanophyllia elegans*. *Mar. Biol*., 141: 629-637.

– KENCHINGTON, E.L., PATWATY, M.U., ZOUROS, E., BIRD, C.J., 2006. Genetic differentiation in relation to marine landscape in a broadcast-spawning bivalve mollusk (*Placopecten magellanicus*). *Mol. Ecol.*, 15: 1781-1796.

– KELLEHER, G., 1999. *Guidelines for Marine Protected Areas*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.107 pp.

– LEDOUX, J., MOKHTAR-JAMAÏ, K., ROBY, C., FERAL, J.P., GARRABOU, J., AURELLE, D., 2010. Genetic survey of shallow populations of the Mediterranean red coral *Corallium rubrum* (Linnaeus, 1758): new insights into evolutionary processes shaping nuclear diversity and implications for conservation. *Mol. Eco*., 19: 675-690.

Proyectos de investigación-conservación

– MALTAGLIATI, F., DI GIUSEPPE, G., BARBIERI, M., CASTELLI, A., DINI, F., 2011. Phylogeograohy and genetic structure of the edible sea urchin *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) inferred from the mitochondrial cytochrome b gene. *Biol. J. Linn. Soc.*, 100: 910-923.

– MILLOT C (1999). Circulation in the Western Mediterranean Sea. *J. Mar. Sys.*, 20: 423-442.

– MOKHTAR-JAMAÏ K., PASCUAL M., LEDOUX, J.B., COMA, R., FÉRAL, J.P., GARRABOU, J., AURELL, D., 2011. From global to local genetic structuring in the red gorgonian *Paramunicea clavata*: the interplay between oceanographic conditions and limited larval dispersal. *Mol. Ecol.*, 20: 3291-3305.

– MORENO, D., DE LA LINDE, A., ARROYO, M.C., LÓPEZ-GONZÁLEZ, P.J., 2008. *Astroides calycularis* (Pallas, 1766). In: J.M. Barea-Azcón, E. Ballesteros-Duperón & D. Moreno (coords.). Libro rojo de los invertebrados de Andalucía. Tomo 1. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla: 281-287.

– PALACÍN, C., GIRIBET, G., GARNER, S., DANTART, L., TURON, X., 1998. Low densities of sea urchins influence the structure of algal assemblages in the western Mediterranean. *J. Sea. Res.*, 39: 281-290.

– PALUMBI, S.R., 2003. Population genetics, demographic connectivity and the design of marine reserves. *Ecol. Appl.*, 13: 146-158.

– PALUMBI, R.S., 2004. Marine reserves and ocean neighborhoods: the spatial scale of marine populations and their management. *Annu. Rev. Environ. Resour*, 29: 31-68.

– PATARNELLO, T., VOLCKAERT, F.A.M.J., CASTILHO, R., 2007. Pillars of Hercules: is the Atlantic- Mediterranean transition a phylogeographical break? *Mol. Ecol.*, 16: 4426-4444.

– SHANKS, A.L., GRANTHAM, B., CARR, M.H., 2003. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecol. Applic.*, 13 : 159-169.

– SACCHERI, I., KUUSSAARI, M., KANKARE, M., VIKMAN, P., FORTELIUS, W., HANSKI, I., 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulations. *Letters to Nature*, 392: 491-494.

– TOMÁS, F., ROMERO, J., TURON, X., 2004. Settlement and recruitment of the sea urchin Paracentrotuslividus in two contrasting habitats in the Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser*, 282: 173-184.

– TURON X, TARJUELO I, URIZ MJ (1998) Growth dynamics and mortality of the encrusting sponge *Crambe crambe* (Poecilosclerida) in contrasting habitats: correlation with population structure and investment in defense. *Funct. Ecol.*, 12: 631-639.

– WRIGHT, S., 1949. The genetical structure of populations. *Ann. Eugenic.*, 15: 323-354.

– ZIBROWIUS, H., MONTERO, M., GRASHOFF, M., 1984. La répartition du *Corallium rubrum* dans l'Atlantique. *Thetys*, 11: 163-170.

– ZIBROWIUS, H., 1995. The "Southern" *Astroides calycularis* in the Pleistocene of the northern Mediterranean – an indicator of climatic changes (Cnidaria, Scleractinia). *Geobios*, 28: 9-16.