

Focus

Patrones, procesos y conservación de comunidades: el caso de las aves acuáticas en humedales artificiales

Esther Sebastián-González, Francisco Botella & José Antonio Sánchez-Zapata

Patterns, processes and community conservation: the case of aquatic birds in artificial wetlands

The study of communities in ecology has acquired increasing importance in recent years because it allows more general and precise evaluations of species' organization patterns and their related processes. Here, we review the main historical milestones in community ecology and some of the theoretical principles that explain community composition. We include an example of an analysis of the distribution patterns and their causes in a waterbird community using artificial irrigation ponds in south-eastern Spain. It was found that the composition of the waterbird community depended on the natural history of the species, but also on the biogeographic processes (pond size and degree of isolation), quality of the available habitat (differences in the construction design and vegetation) and positive biological interactions between the species. We also noted that the community was organized in a nested pattern and that the causes of this patterning changed between seasons (breeding vs. wintering). We use this information to provide recommendations for managing the waterbird community present in these irrigation ponds. As the ponds are embedded in a network of natural and artificial wetlands of international importance, we use a cost-efficiency approach to make suggestions for managing the conservation of the waterbirds in this network of wetlands. This study shows how theoretical community ecology can be used to study animal and plant communities and how this information can be linked to conservation biology.

Key words: community, conservation, pattern, process, waterbirds, wetland.

Esther Sebastián-González*, *Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, CEP 05508-900, São Paulo, Brasil.*

Francisco Botella & José Antonio Sánchez-Zapata, *Área de Ecología, Departamento de Biología Aplicada, Universidad Miguel Hernández, Ctra. Beniel Km 3.2, E-03312 Orihuela, Alicante, España.*

*Autor para correspondencia: esebgo@gmail.com

Received: 25.08.13; Accepted: 08.10.13 / Edited by O. Gordo

El estudio de las especies a nivel de comunidad ha adquirido especial importancia en las últimas décadas. Los primeros estudios en el campo de la ecología se centraban en el análisis de la autoecología de las especies, la dinámica de las poblaciones y el funcionamiento de ciertos tipos de interacciones tales como la depredación, competencia, etc. (Putman 1994). Pero las especies no aparecen solas en el espacio y el

tiempo, sino que comparten los recursos de una misma zona e interaccionan entre ellas formando comunidades. El concepto de comunidad actual incluye a las especies que aparecen juntas en el espacio y el tiempo y a sus interacciones (Putman 1994), y es una idea dinámica de comunidad que evoluciona y cambia en el tiempo.

Los primeros pasos del cambio de una visión individualista a una de comunidades se dieron a

mediados del siglo XIX, sobre todo en el campo de la botánica. Alexander von Humboldt comienza a desarrollar estudios sobre biogeografía, donde describe variaciones altitudinales en la distribución de las plantas (Humboldt 1807). En la segunda mitad del siglo, se empieza a trabajar desde la perspectiva de que las especies aparecen agrupadas (de Candolle 1855, Griseback 1838, Warming 1909). En el Congreso Internacional de Botánica de París en 1905, aparece el término de asociación (Flahault 1901), pero el concepto de comunidad se relaciona con un estado permanente y en equilibrio con el medio. Sin embargo, algunos autores avanzaron hacia una visión más dinámica de la comunidad y Clements (1916) compara la comunidad con un superorganismo cuyas especies miembro están estrechamente vinculadas tanto en el momento actual como en su historia evolutiva común. La visión del superorganismo de Clements contrasta con la teoría individualista de la comunidad de Gleason (1926), que consideraba que la relación entre las especies coexistentes es el resultado de la

similitud en sus necesidades y tolerancias. En 1935, Tansley definió el término ecosistema como la unidad biológica junto con su ambiente físico. Esta visión de carácter estático de Tansley continuaría dominando la ecología de los años cuarenta a sesenta.

Whittaker (1951, 1953) comenzó a proponer ideas distintas que incluían el concepto de *gradientes ambientales* (Tabla 1), aunque la visión seguía siendo la de un sistema en equilibrio. En este contexto, MacArthur & Wilson (1967) describieron la teoría de biogeografía de islas donde afirman que las comunidades que habitan las islas son el resultado de procesos de *colonización* y *extinción* de las especies (Tabla 1). Estas ideas fueron recogidas por Levins (1976) que propuso la teoría de *metapoblaciones* (Tabla 1), posteriormente desarrollada por Hanski (1982, 1998). Fue Simberloff (1980) quien lideró una crítica fuerte a la visión estática de la ecología, que llevaría a la visión dinámica de la ecología actual.

Uno de los problemas de la ecología de comunidades es la dificultad de analizar bases

Tabla 1. Definición de algunos términos clave.
Definition of some key terms.

Término	Definición	Referencia
Gradiente ambiental	Rango de posibles valores que puede tomar una variable ambiental	Begon 1988
Metapoblación	Población de una especie compuesta por un conjunto de sub-poblaciones que interaccionan entre ellas intercambiando individuos	Hanski 1991
Metacomunidad	Conjunto de comunidades locales que interaccionan entre sí intercambiando especies e individuos	Leibold <i>et al.</i> 2004
Colonización	Proceso de ocupación de una zona por parte de una especie que se encontraba ausente anteriormente	MacArthur & Wilson 1967
Extinción	Proceso por el que una especie deja de existir en un lugar donde anteriormente estaba presente	MacArthur & Wilson 1967
Selección de habitat	Proceso por el cual los individuos eligen las zonas en las que llevarán a cabo actividades específicas	Begon 1988
Anidamiento	Patrón de organización de algunas comunidades. Una comunidad está anidada si las comunidades en los parches más pobres en especies son sub-grupos de las comunidades en los parches más ricos	Atmar & Patterson 1993
Convenio Ramsar	Tratado intergubernamental adoptado en 1971 que sirve de marco para la acción nacional y la cooperación internacional para la conservación y el uso racional de los humedales y sus recursos	www.ramsar.org
Hipótesis de Atracción Heteroespecífica	Afirma que los individuos de diferentes especies pueden utilizarse unos a otros como indicadores de la calidad del hábitat y co-ocurrir con una frecuencia más alta de lo esperado por el azar	Muller <i>et al.</i> 1997
Modelo de Viabilidad Poblacional	Modelo matemático que identifica las amenazas que enfrenta una especie y evalúa la probabilidad de que persista durante un tiempo determinado en el futuro	Akçakaya <i>et al.</i> 1995

de datos complejas. Sin embargo, en las últimas décadas, el desarrollo de técnicas de análisis más sofisticadas ha permitido el desarrollo de la ecología de comunidades y el estudio de estas como un todo (Morin 1999). El estudio a nivel de comunidad permite hacer evaluaciones más globales y precisas sobre las relaciones de las especies entre ellas y con el hábitat que las rodea (Verhoef & Morin 2010).

La ecología de comunidades se ha dedicado en los últimos años, entre otros, a estudiar los factores que influyen en su composición (p.e. Lichman & Klausmeier 2008), a detectar patrones de distribución y los procesos que los causan (p.e. Fridley *et al.* 2007) y a identificar las estrategias de gestión de las comunidades para intentar garantizar su conservación (p.e. DeCaro & Stokes 2008).

Factores que afectan la composición de las comunidades

Las especies que componen las comunidades de animales y plantas varían en el espacio y el

tiempo, pero esta distribución de las especies no es al azar. Comunidades cercanas pueden estar compuestas por especies muy diferentes, mientras que existen comunidades muy similares a miles de kilómetros de distancia. Esto es debido a que hay diversos factores tanto bióticos como abióticos que están modelando la distribución de las especies y de las comunidades. El conjunto de especies que aparece en una región está determinado por estos factores (Morin 1999, Lortie *et al.* 2004; Figura 1).

La composición de una comunidad es un reflejo de comunidades anteriores que han evolucionado y se han ido adaptando a las condiciones actuales. Por ejemplo, la aparición de nuevas especies puede provenir de procesos de especialización, como ocurre a menudo en ambientes insulares (p.e. procesos de especialización de aves nativas en Hawái, Berger 1981). Además, los ambientes donde las especies pueden distribirse dependen de las restricciones fisiológicas de cada especie.

Del grupo de especies con capacidad para habitar en una región, la composición de una comunidad particular obedece a procesos de colonización y de *selección de hábitat* (Tabla 1,

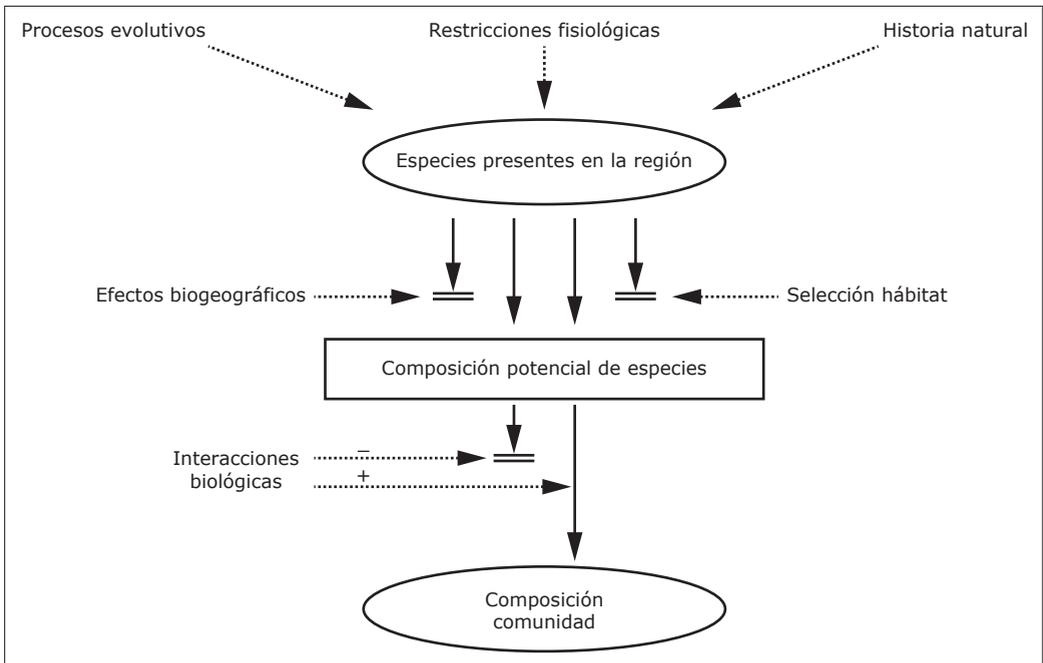


Figura 1. Factores que afectan a la composición de una comunidad.
Factors affecting community composition.

Jones & Diamond 1975). Para que una especie pueda establecerse en una zona, primero tiene que llegar a ella, y la colonización de una región depende, en principio, de la capacidad de dispersión de las especies (Levins 1976, Fahrig & Paloheimo 1988, Kareiva 1990). Especies de elevada movilidad se dispersarán más fácilmente que aquellas que tengan movilidad reducida. Además, especies con tamaños poblacionales pequeños tendrán una menor probabilidad de colonizar nuevas áreas que otras especies con similar capacidad de dispersión pero con una población mayor. Por otro lado, la distancia entre los parches de hábitat y el tamaño de los mismos son también de vital importancia, de modo que zonas cercanas y grandes serán alcanzadas con mayor facilidad (MacArthur & Wilson 1967). Sin embargo, para que una especie pueda ocupar una zona no sólo necesita ser capaz de llegar a ella, ya que existen unos requerimientos de hábitat que deben quedar cubiertos (Diamond 1975, Cody 1985). La observación de que algunos individuos móviles se encuentran en algunos hábitats pero no en otros ya es una evidencia de procesos de selección de hábitat (MacArthur 1958). Una zona que no proporcione a la especie suficientes recursos (p.e. alimento, refugio, etc.) y las condiciones necesarias para poder reproducirse, no será ocupada o, si lo es, no permitirá que la población de esa especie persista en el tiempo por sí sola. En resumen, las comunidades están relacionadas con procesos de colonización-extinción a nivel local del conjunto de especies presentes a nivel regional (Hanski 1998).

Asimismo, los componentes de una comunidad interactúan entre ellos y existen múltiples relaciones biológicas que ligan a los organismos de una misma comunidad. Las interacciones pueden ser con individuos de la misma especie (interacciones intraespecíficas) o con individuos de otras especies (interacciones interespecíficas). La presencia de un individuo puede ser perjudicial para otros. El caso más claro es el de la depredación, que supone la eliminación de individuos de una especie (presa) por parte del consumidor (depredador) para su alimentación. Además de la depredación, otro caso claro es la competencia. La escasez de recursos o altas concentraciones de individuos pueden afectar de manera adversa el crecimiento y la supervivencia de dos o más poblaciones de especies (Begon *et al.* 1988). Las interacciones entre los

individuos de una comunidad también pueden ser beneficiosas para las especies implicadas. Por ejemplo, algunos individuos se reproducen en colonias, lo que aumenta la probabilidad de encontrar pareja y proporciona defensa contra depredadores (Oro 1996, Goodale *et al.* 2010). Los individuos también pueden usarse unos a otros como indicadores de la calidad del hábitat, reduciendo el tiempo de búsqueda de lugares óptimos donde establecerse (atracción conoespecífica y heteroespecífica; Muller *et al.* 1997, Mönkkönen & Forsman 2002, Goodale *et al.* 2010).

Es poco probable que uno solo de estos factores sea el que determine la composición de una comunidad. Mayoritariamente, el patrón de distribución de las especies en las comunidades está determinado por la interacción de muchos de estos factores, por lo que no es sencillo indicar una sola variable que sea de mayor importancia que el resto (Schoener 1986). Precisamente, uno de los objetivos del estudio de comunidades es descifrar las interacciones entre los seres vivos con el ambiente donde viven, y entre estos y el resto de seres vivos para conseguir entender el funcionamiento de las comunidades como un todo.

Por otro lado, las comunidades no permanecen estables a lo largo del tiempo (Marrugan *et al.* 2010). Los procesos ecológicos varían en sus efectos e importancia a distintas escalas temporales, y en consecuencia las comunidades también cambian (Wiens 1989). Como la disponibilidad de recursos varía a lo largo del año, muchas comunidades sufren variaciones estacionales en su composición, sobre todo en ambientes templados (Rabenold 1979). Asociados a estos cambios, algunas especies migran o adaptan sus ciclos vitales a los cambios estacionales. Por otro lado, hay colonizaciones de nuevas especies que pueden incluirse en la comunidad sin llegar a cambiarla mucho, pero pueden aparecer especies (como las especies invasoras) que desplacen a alguna de las anteriores (Rodríguez-Pérez *et al.* 2009) o que produzcan grandes cambios en la comunidad (Tablado *et al.* 2010). Las características del hábitat también pueden cambiar, bien por las variaciones naturales en los sistemas (tales como sucesiones en comunidades de vegetales), por la acción a largo plazo del hombre (contaminación, cambios en el uso del hábitat; Vacek *et al.* 1999, Robledano *et al.* 2010), o por procesos catastróficos (como

incendios, inundaciones o enfermedades; Virgós *et al.* 2007, Sarà *et al.* 2006). Por lo tanto, la inclusión del tiempo en los estudios de ecología de comunidades ayuda a adquirir una comprensión más general de los procesos que modelan las comunidades.

Patrones de organización de las comunidades

La búsqueda de patrones en ecología de comunidades está suscitando especial interés entre los ecólogos en los últimos años. Numerosos estudios se centran en la búsqueda de estos modelos de organización de las especies y las comunidades que se repiten en el espacio y el tiempo (MacArthur 1958). Una vez se detecta un patrón, se precisa explicar qué ha generado ese patrón, es decir, el proceso. Un *proceso* es sinónimo de causa, el efecto de algún factor o factores que produce una relación en particular en un conjunto de observaciones (Wiens 1989).

Se han usado muchas aproximaciones para describir las agrupaciones de especies (p.e. Diamond 1975, Gotelli 2000, Gotelli & McCabe 2002). Como resultado, podemos encontrar numerosos patrones no aleatorios de distribución de especies tales como las reglas de agrupación de Diamond (1975) o el anidamiento (Patterson & Atmar 2000).

Uno de los patrones más estudiados en ecología es el patrón de coocurrencia de especies. Para identificar este patrón, los ecólogos comparan la coocurrencia de especies encontrada en un lugar con un modelo nulo (Diamond 1975, Connor & Simberloff 1979, Gotelli & McCabe 2002). Decimos que dos especies coocurren si la frecuencia de aparición de estas dos especies juntas es mayor de lo esperado en una distribución al azar (coocurrencia positiva). La coocurrencia también puede ser negativa cuando dos especies aparecen separadas con mayor frecuencia de lo esperado por el azar.

Los procesos que determinan estos patrones son varios, y en la mayoría de los casos aparecen conjuntamente. Un patrón de coocurrencia positivo puede estar causado por la similitud en los requerimientos de hábitat entre las especies implicadas (Gotelli & McCabe 2002) o por la existencia de una interacción biológica positiva (p.e. Ovaskainen *et al.* 2010). Si la coocurrencia

es negativa, puede ser que ambas especies tengan requerimientos de hábitat muy diferentes o que la presencia de una especie imposibilite la presencia de la otra por interferencia directa (p.e. Diamond 1975). Sin embargo, en la mayoría de los casos son varios los factores que están actuando al mismo tiempo, por lo que la detección de patrones no siempre resulta evidente.

Otro de los patrones que ha suscitado mucho interés en ecología es el *anidamiento* (Tabla 1), que aparece en comunidades distribuidas en ambientes parcheados (Figura 2). El patrón de distribución de especies se considera anidado cuando las especies presentes en parches con menor riqueza de especies son subgrupos de las especies presentes en parches más ricos, de modo que las mismas especies tienden a desaparecer de los parches de hábitat en aproximadamente el mismo orden (Atmar & Patterson 1993).

El anidamiento es un patrón común en muchas comunidades. Una de las estrategias de estudio más interesantes es el análisis de las causas que lo están ocasionando y de las especies que se apartan del patrón general (Atmar & Patterson 1993, Patterson & Atmar 2000). Las especies de una comunidad pueden estar anidadas como consecuencia de diferencias en la capacidad de colonización y/o extinción de las especies, por el anidamiento en la estructura del hábitat, por el tamaño y el grado de aislamiento de los parches, o por el muestreo pasivo (Cutler 1994, Lomolino 1996, Wethered & Lawes 2005, Higgins *et al.* 2006). También se han descrito

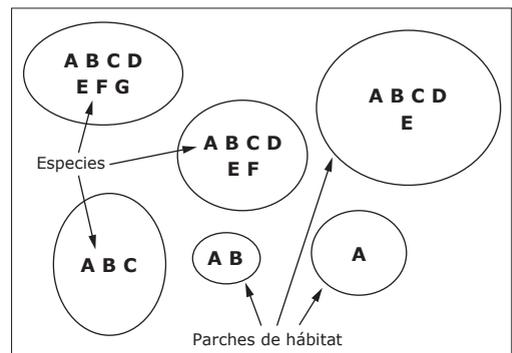


Figura 2. Las comunidades de especies que están en estos parches presentan un patrón anidado. Cada letra representa una especie y cada círculo un parche de hábitat.

Species communities with a nested pattern. Each letter represents one species and each circle one habitat patch.

otras causas tales como gradientes altitudinales o diferencias en la calidad del hábitat (Hylander *et al.* 2005).

La teoría del anidamiento puede ser usada para identificar especies especialmente sensibles a la alteración del hábitat, cuya protección deberá ser priorizada (Patterson & Atmar 2000). También se ha usado en el debate sobre si es mejor conservar una sola zona grande o varias pequeñas. Si las comunidades están anidadas, entonces los sitios más ricos deberían elegirse como reservas. Si por el contrario las comunidades no se organizan en subconjuntos anidados, será necesario seleccionar varios sitios y crear una red de reservas complementarias. Sin embargo, su utilidad en este sentido parece limitada (p.e. Boecklen 1997). Por un lado, ninguna comunidad está perfectamente anidada y, por otro, numerosos estudios ya han resaltado la importancia de los parches menos ricos como conectores entre comunidades. Sin embargo, el análisis del anidamiento de una comunidad todavía proporciona información útil para ser usada en la gestión y conservación de las comunidades.

Conservando comunidades

Los ecólogos han estudiado durante años los patrones y procesos asociados a las comunidades con la finalidad de aumentar la información disponible sobre su funcionamiento. Una información de base de calidad es indispensable para la gestión de las comunidades con el objetivo de aumentar su probabilidad de persistencia. La conservación de comunidades pasa por la detección de las zonas de mayor valor ecológico por su diversidad, riqueza, abundancia, rareza, etc. y el desarrollo de estrategias de gestión adecuadas. Pero no sólo son importantes los grandes puntos de concentración de biodiversidad. Cada vez hay una mayor conciencia del valor de los pequeños remanentes de hábitat tanto como refugio de algunas especies con requerimientos especiales, como de punto conector entre las grandes zonas naturales (Laguna *et al.* 2004, Scheffer & van Geest 2006).

El diseño y gestión de espacios naturales para la conservación de la biodiversidad se puede abordar desde numerosas perspectivas. Por ejemplo, se han desarrollado varios algoritmos para la selección de reservas naturales (Strange *et al.*

2006). Estos trabajos buscan identificar un conjunto de lugares de entre las zonas disponibles que preserven, por ejemplo, el mayor número de especies diferentes. Otra forma de abordar el problema de la conservación es evaluando proyectos de gestión tanto en zonas protegidas como fuera de ellas, seleccionando los que cumplen mejor los objetivos previamente fijados para cada caso (van Teeffelen *et al.* 2008, Joseph *et al.* 2009, Wickberg *et al.* 2009). Este tipo de actuaciones a menudo se orientan a las especies que precisan mayores esfuerzos de conservación.

A pesar de que el valor per se de la conservación de la diversidad biológica es compartido por la mayor parte de la gente, a menudo es difícil compararlo con el valor de cosas materiales que se mide fácilmente en dinero. En los últimos años se ha hecho un esfuerzo en asociar valoraciones económicas a la conservación de la naturaleza (p.e. Constanza 1991, Naidoo *et al.* 2006), con lo que la comparación se ha hecho más sencilla. Además, debido a que los recursos económicos destinados a la conservación son muy limitados, la comunicación entre ecólogos y gestores del medio se facilita si se incluyen en los proyectos de conservación valoraciones económicas objetivas. Es más, aunque lo realmente importante son los factores biológicos, el factor económico hace las evaluaciones de proyectos y reservas más fácilmente comparables y realistas (Polasky 2008, Bode *et al.* 2010).

Comunidades de aves acuáticas, agricultura y humedales artificiales

En el caso de las comunidades de aves acuáticas, los patrones de distribución de las especies están estrechamente ligados a la presencia de humedales, que constituyen su hábitat fundamental. Los humedales son considerados ecosistemas de importancia internacional para las aves debido a la elevada biodiversidad que mantienen (Cornwell & Grubb 2003). Estos sistemas juegan además un papel fundamental en la regulación de los ciclos hídricos por su capacidad para evaporar agua y en las inundaciones, ya que retardan los picos de avenida. Finalmente, sirven de refugio para flora y fauna, especialmente en regiones semiáridas donde las comunidades ligadas a la presencia de agua son más vulnerables. Sin embargo, los hume-

dales son uno de los ecosistemas más amenazados del mundo como consecuencia de la actividad humana. Por ejemplo, en el área Mediterránea, la superficie de zonas húmedas se ha reducido en un 80-90% en las últimas décadas (Finlayson *et al.* 1992). Esto ha llevado a la protección a nivel internacional de los humedales, usando en muchos casos a las aves acuáticas como indicadores de su importancia. Un claro ejemplo es el *Convenio Ramsar* (Tabla 1), firmado en 1971, cuyo principal objetivo es la conservación de los humedales a nivel internacional (www.ramsar.org).

Paralelamente a la pérdida de zonas húmedas naturales, algunas de las construcciones de origen antrópico han comenzado a ser usadas como hábitat alternativo para las especies dependientes de los humedales. La mayoría de estos humedales artificiales ofrecen un hábitat aprovechable por las aves en alguna época del año o en todo momento (Múrias *et al.* 2002, Elphick 2003, Elphick & Oring 2003, Paracuellos & Telleria 2004, Santoul *et al.* 2004, Sánchez-Zapata *et al.* 2005). Salinas, balsas de piscifactorías, lagunas mineras, graveras, campos de arroz o balsas de riego ofrecen un hábitat alternativo a aves así como a anfibios, plantas o invertebrados (Knutson *et al.* 2004, Nicolet *et al.* 2004, Taft & Haig 2005, Abellán *et al.* 2006, Julian *et al.* 2006). De hecho, el Convenio Ramsar ha empezado a incluir humedales artificiales en su lista de Humedales de Importancia Internacional. Sin embargo, parece ser que en comparación con los humedales artificiales, los humedales naturales son, en general, capaces de sustentar mayores y más diversas comunidades de animales y plantas (p.e. Ma *et al.* 2004).

La agricultura se ha expandido en todo el mundo, a menudo a costa de la pérdida de zonas húmedas (Revenge *et al.* 2000). Actualmente, los humedales ocupan sólo el 6% de la superficie emergida del planeta, en comparación con el 25% de los agro-ecosistemas (excluyendo Groenlandia y la Antártida; Mitsch & Gosselink 2000). La intensificación agrícola ha producido numerosos efectos ambientales negativos, tales como la introducción de especies exóticas, la pérdida de integridad biogeográfica, y graves declives en la biodiversidad asociada a los agro-ecosistemas (Davies *et al.* 1992, Donald *et al.* 2001). Por ejemplo, la puesta en funcionamiento del trasvase Tajo-Segura supuso importantes cambios en los paisajes del sureste de la Penín-

sula Ibérica, donde se transformaron decenas de miles de hectáreas de secano y usos naturales en nuevos regadíos.

No obstante, la intensificación agrícola no afecta a todas las especies por igual, y algunos ambientes agrícolas transformados pueden todavía ofrecer un hábitat adecuado para algunas especies con una tolerancia alta a los cambios antropogénicos (Elphic & Oring 2003, Moreno-Mateos *et al.* 2009). Por ejemplo, los cambios asociados al trasvase Tajo-Segura han conducido a la construcción de miles de balsas de riego en las que propietarios particulares y comunidades de regantes almacenan el agua para uso agrícola, lo que supone la presencia continua de una lámina de agua en una zona de escasa pluviosidad, que puede ser aprovechada por varias especies de animales y plantas.

Un ejemplo de estudio en la Vega Baja del Segura, Alicante

Descripción del área de estudio y objetivos

Tras el trasvase Tajo-Segura, en la Vega Baja del Segura (sur de Alicante) se han construido más de 3.000 balsas de riego en un área de 95.840 ha (Figura 3). Parte de esas balsas proporcionan un nuevo hábitat de nidificación, alimentación e invernada a un amplio abanico de aves acuáticas (Sánchez-Zapata *et al.* 2005). Esta red de balsas de riego se encuentra inmersa en una matriz que combina suelos agrícolas con urbanos. En la zona se encuentra, además, un conjunto de humedales naturales y seminaturales de importancia internacional para las aves acuáticas (Robledano 1992). La red incluye dos embalses de almacenamiento de agua (El Hondo y La Pedrera), una zona de inundación natural (Clot de Galvany) y tres salinas (Salinas de La Mata-Torrevieja, Santa Pola y San Pedro del Pinatar). De este modo, la gestión de esta red de humedales naturales y artificiales se encuentra vinculada a la conservación de la biodiversidad, la producción agrícola, la caza y pesca, y la producción industrial de sal. La compatibilidad de estos usos requiere de un conocimiento preciso de la función de cada uno de los elementos de la red de humedales y del grado de conexión que existe entre ellos. En este sentido, las aves acuáticas son un elemento fun-



Figura 3. Mapa de localización de la Vega Baja del Segura y su red de humedales. Las áreas en gris representan los humedales naturales y seminaturales, mientras que los puntos son las balsas de riego.
Situation of the Vega Baja del Segura and its network of wetlands. The areas in grey represent the natural and seminatural wetlands while the small spots represent artificial irrigation ponds.

damental puesto que sus poblaciones se utilizan como criterio de conservación a nivel regional e internacional y actúan como organismos móviles facilitando la conectividad y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Green *et al.* 2002).

En este área se reproducen alrededor de 74 especies de aves, de las cuales 47 tienen algún grado de protección a nivel nacional (Madroño *et al.* 2004, ver en el apéndice el listado de principales especies nidificantes). Además, en esta red de humedales podemos encontrar poblaciones de importancia internacional de algunas especies de aves acuáticas. Por ejemplo, en 2010 aproximadamente el 13% de la población mundial de la Gaviota de Audouin *Ichthyæetus audouinii* se reprodujo en las Salinas de La Mata-Torrevieja, mientras que la mayor parte de la población reproductora europea de Cerceta Pardilla *Marmaronetta angustirostris* se reproduce entre El Hondo y las Salinas de Santa Pola.

De estudios previos se sabía que las balsas de riego son un hábitat importante para las poblaciones reproductoras de siete especies de aves acuá-

ticas: el Zampullín Chico *Tachybaptus ruficollis*, la Cigüeñuela Común *Himantopus himantopus*, el Chorlitejo Chico *Charadrius dubius*, el Tarro Blanco *Tadorna tadorna*, la Focha Común *Fulica atra*, la Gallineta Común *Gallinula chloropus* y el Ánade Real *Anas platyrhynchos* (Sánchez-Zapata *et al.* 2005). Además, una fracción aún mayor de aves parece utilizar las balsas de riego como lugar de alimentación, aunque nidifiquen exclusivamente en los humedales protegidos. De este modo, las balsas de riego pueden jugar un papel relevante en el funcionamiento de la red de humedales, por lo que es necesario un conocimiento preciso de su aportación al mantenimiento de la diversidad biológica y de los procesos ecológicos para comprender la dinámica espacial y temporal de los mismos. Además, las balsas de riego, aunque estructuralmente sencillas, difieren entre ellas, lo que permite simplificar el estudio de procesos ecológicos. También están bien definidas en el espacio, con unos límites claros, eliminando delimitaciones subjetivas de parches de hábitat. Además, en el caso de las aves acuáticas, el error en el censo es pequeño ya que las balsas no son muy grandes (varían entre 0,01 y 6,61 ha, con una media de 0,63 ha) y no tienen mucha vegetación donde las aves puedan esconderse (menos del 30% de las balsas presentaron vegetación en la orilla). Esto minimiza los posibles problemas de detectabilidad.

Todas estas características confieren al sistema de balsas de riego de la Vega Baja del Segura unas condiciones óptimas para su uso como modelo de estudio de teorías ecológicas. En este marco, durante los años 2002 y 2011 se hicieron una serie de estudios en esta red de humedales naturales y artificiales con la finalidad de: 1) identificar los patrones de distribución de la comunidad de aves acuáticas y los procesos responsables de dichos patrones; 2) evaluar la importancia de las balsas de riego como nuevo hábitat de reposo, nidificación y alimentación para una comunidad de aves acuáticas; 3) desarrollar estrategias de gestión para la conservación de la comunidad, tanto para las balsas de riego como para la red de humedales del área de estudio.

Variables que afectaron a la composición de la comunidad

Para conseguir estos objetivos, se censó la comunidad de aves acuáticas en una media

de 263 balsas de riego distribuidas por toda el área de estudio tanto en la temporada invernal como en la de reproducción desde 2002 a 2011. Además, se caracterizaron las balsas de riego estudiadas tomando medidas de tamaño, grado de aislamiento, presencia o ausencia de diversos tipos de vegetación y diseño de construcción. Esta última variable clasifica a las balsas en dos tipos. Por un lado, están las balsas de Polietileno de Baja Densidad (PBD), que fueron las primeras en construirse y cuyos materiales plásticos precisan de una cobertura de grava para evitar el daño solar. Por otro lado, están las balsas de Polietileno de Alta Densidad (PAD), que son las que se construyen actualmente y no poseen la cobertura de grava. Estas balsas tienen pendientes mayores y presentan vegetación con menor frecuencia que las de PBD (Figura 4).

Para determinar qué procesos influyen a la comunidad de aves, estudiamos las características de las balsas que podían estar relacionadas con la abundancia y la riqueza de aves, agrupando las especies por gremios de alimentación. Posteriormente seleccionamos las aves que se reproducen en las balsas (de las que teníamos una información de mayor calidad) y usamos datos de coocurrencia de las especies para identificar posibles interacciones entre las diferentes especies. Esperábamos que las especies se usasen unas a otras como indicadores de calidad de hábitat siguiendo la *hipótesis de atracción heterospecífica* (Tabla 1, Sebastián-González *et al.* 2010c).

Las características de las balsas que determinan la abundancia de aves fueron diferentes entre estaciones y gremios (Sebastián-González

et al. 2010a). La comunidad de invernantes prefiere, en general, balsas grandes, construidas con PBD y con presencia de carrizo *Phragmites australis*, que puede servir como protección contra predadores. Las aves fueron más exigentes en sus requerimientos de hábitat durante la época de reproducción, ya que necesitan mayores recursos tanto alimenticios como de protección. En esta fase adquirió importancia la presencia de vegetación tanto sumergida como en la orilla, lo que se ha relacionado en otros estudios con la disponibilidad de alimento (Abellán *et al.* 2006).

La teoría de biogeografía de islas relaciona la distribución de las especies en ambientes parcheados con procesos de colonización y extinción (MacArthur & Wilson 1967, Jones & Diamond 1975). Las especies y las comunidades presentes en parches de mayor tamaño tendrán una menor probabilidad de extinción que aquellos que están en parches pequeños. Del mismo modo, los parches más aislados tendrán, en general, una menor probabilidad de ser colonizados. Las poblaciones y las comunidades que se distribuyen en ambientes parcheados forman metapoblaciones y metacomunidades si la ocupación de los parches está determinada por procesos de colonización y extinción (Hanski 1998, Leibold *et al.* 2004). El sistema balsas-aves acuáticas puede asimilarse a una *metacomunidad* (Tabla 1) en la que cada balsa es un parche de hábitat rodeado de una matriz no habitable para las aves. Efectivamente, en todos los análisis realizados, las balsas de mayor tamaño y con menor grado de aislamiento tenían mayores valores de riqueza y abundancia de aves.



Figura 4. Ejemplos de balsas de riego de Polietileno de Baja Densidad (derecha) y de Polietileno de Alta Densidad (izquierda).

Photographs of irrigation ponds constructed from low-density polyethylene (right) and high-density polyethylene (left).

Un tercer factor que afecta a la distribución y organización de las comunidades son las interacciones biológicas entre las especies (p.e. Mönkkönen & Forsman 2002, Ahlring & Faborg 2006, Vaclav *et al.* 2011). Los procesos de facilitación parecen ser frecuentes en ambientes con tasas de recambio de especies altas, como las balsas de riego (Bertness & Callaway 1994, Villarreal-Barajas & Martorell 2009), porque los beneficios del uso de heteroespecíficos como indicadores de calidad pueden superar los costes del aumento en la competencia por los recursos. En nuestro sistema, una vez tenidas en cuenta las características estructurales de las balsas, se encontró que los individuos de diferentes especies presentaron un patrón de coocurrencia generalmente positivo, o sea, las especies tienden a aparecer juntas con mayor frecuencia de lo esperado por el azar. Esto sugiere que la mayoría de las especies usan a otras como indicadoras de la calidad del hábitat, como predice la hipótesis de atracción heteroespecífica. Esta conclusión coincide con la biología de las especies. Por ejemplo, el Zampullín Chico es una especie residente en las balsas, por lo que dispone de todo el año para evaluar la calidad de las mismas y hacer su selección. Esta especie es la que presenta más coocurrencias positivas, sobre todo con la Cigüeñuela Común, que es una especie migradora que llega a las balsas con un tiempo reducido para evaluar y seleccionar su lugar de cría, por lo que puede fijarse en el Zampullín como indicador de la calidad. Sin embargo, nuestros datos son correlacionales y la relación causal debería verificarse mediante experimentos manipulativos.

A nivel de la comunidad entera, estudiamos si la comunidad estaba organizada siguiendo un patrón anidado, de modo que las comunidades más pobres serían un subconjunto de las comunidades más ricas. Además, estudiamos cuales eran las causas de este patrón y si estas causas variaban entre los diferentes años. Este tipo de análisis proporciona información sobre qué procesos están afectando a la organización de las comunidades. La comunidad de aves acuáticas de las balsas de riego se distribuyó siguiendo un patrón anidado todos los años y estaciones (Sebastián-González *et al.* 2010b). Las causas del anidamiento varían entre años y, sobre todo, entre estaciones. Los procesos de extinción selectiva (relacionados con el tamaño

de los parches) fueron identificados como la causa del patrón en todas las comunidades en época de nidificación, pero sólo en algunas de las comunidades invernantes. Por su parte, la colonización selectiva (relacionada con el grado de aislamiento) apareció como causa del patrón solamente en una comunidad reproductora y una invernante (ambas el mismo año). Las variables ambientales también se relacionaron con el patrón y su efecto también varió con los años y las estaciones. Por lo tanto, podemos afirmar que el anidamiento en la comunidad parece estar causado por una combinación de efectos de colonización selectiva, extinción selectiva y la existencia de un hábitat anidado. Esto es importante porque la mayoría de los estudios sobre anidamiento de comunidades usan datos de un solo censo (aunque Azeria *et al.* 2006, Bloch *et al.* 2007, Azeria & Kolasa 2008 analizan variaciones temporales), y las conclusiones derivadas podrían no ser adecuadas. La inclusión de la variable temporal en el estudio de los patrones de distribución de las especies ofrece una visión más completa del funcionamiento del sistema y ayuda a comprender los procesos que están dando lugar a los patrones detectados.

Importancia de las balsas para la comunidad de aves

Sabíamos que las balsas son, obviamente, importantes para las 7 especies que se reproducen en ellas, pero no sabíamos si eran realmente importantes como hábitat de alimentación de la comunidad de lárvidos que nidifican en los humedales naturales cercanos, pero que se alimentan fuera de ellos en el mar o en las balsas. Mediante el análisis de isótopos estables y datos observacionales pudimos separar las especies que se alimentan en las balsas y las que se alimentan en el mar. El análisis de isótopos permite conocer de un modo no invasivo la contribución relativa en la dieta de las presas de origen marino respecto a las de origen dulceacuícola. Esta técnica se basa en la diferencia en la composición isotópica de las plantas y animales que viven en diferentes ambientes y que está influenciada por procesos biogeoquímicos. Al alimentarse de presas con composición distinta, las aves también varían su composición isotópica y es posible detectar donde se han alimentado. Tanto los isótopos como las observaciones directas confirmaron

que los láridos se segregan espacialmente en la búsqueda de alimento.

La Gaviota Reidora *Chroicocephalus ridibundus*, el Fumarel Cariblanco *Chlidonias hybridus* y la Pagaza Piconegra *Gelochelidon nilotica* mostraron preferencia por las balsas de riego. Por el contrario, la Gaviota de Audouin y el Charrán Patinegro *Thalasseus sandvicensis* mostraron un comportamiento exclusivamente marino. Sin embargo, el Charrán Común *Sterna hirundo*, el Charrancito Común *Sterna albifrons* y la Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis* combinaron el uso de ambas fuentes de alimento. Por tanto, podemos afirmar que las balsas de riego juegan un papel importante no solo para la reproducción de algunas especies, sino también en la alimentación de algunas especies de láridos. En consecuencia, puede ser beneficioso para la conservación de estas aves desarrollar estrategias de gestión de las balsas que tengan en cuenta las preferencias de hábitat de las especies.

Implicaciones para la conservación

Los estudios desarrollados nos permiten proporcionar algunas recomendaciones para la gestión de las balsas. En general, proponemos que la construcción y renovación de balsas de riego siga el diseño de las de PBD (orillas con baja pendiente y grava recubriendo el plástico), así como incentivos para el mantenimiento de la vegetación en las balsas. Ya que muchos agricultores reciben ayudas europeas, estas ayudas deberían estar supeditadas a la adopción de medidas de gestión de las balsas que favorezcan su uso, ya no solo por la avifauna, sino que también por otras especies como macroinvertebrados (Abellán *et al.* 2005), anfibios o plantas. Pero nuestro trabajo no se limita al sistema de balsas de riego. El sur de la provincia de Alicante alberga una comunidad de aves acuáticas de importancia internacional (Madroño *et al.* 2004, Martí & del Moral 2003, 2004), y sus humedales son lugar de nidificación de muchas especies amenazadas (Almaraz & Amat 2004, Armengol *et al.* 2008, Pérez *et al.* 2008), por lo que el conocimiento de su forma de organización y de los procesos que están produciendo los patrones encontrados puede ser de gran ayuda en la elaboración de las estrategias de gestión del sistema.

La selección de las estrategias de gestión más adecuadas en cada situación es una tarea

difícil, por la gran cantidad de variables que hay que considerar (Polasky *et al.* 2008, Arponen *et al.* 2010), y porque aparecen varios actores implicados en la gestión que hay que coordinar (administración pública, propietarios, actividades económicas asociadas). Además, hay un creciente interés en la inclusión de la variable económica en los modelos para hacerlos más realistas (Naidoo *et al.* 2006, Polasky 2008, Wickberg *et al.* 2009, Giakoumi *et al.* 2011). Sin embargo, el grado de complejidad de los análisis requeridos en muchos de ellos es elevado (p.e. Polasky *et al.* 2008), lo que dificulta su uso por parte de los gestores. La utilización de protocolos sencillos pero efectivos puede ser de gran ayuda para abordar problemas de gestión y conservación.

Con este objetivo, completamos nuestros estudios con una evaluación de varios proyectos de gestión de la comunidad de aves acuáticas de la red de humedales del sur de Alicante, en la que incluimos la variable económica (Sebastián-González *et al.* 2011). Para eso, desarrollamos un método de evaluación en dos pasos basándonos en experiencias previas. En primer lugar, hicimos una valoración coste-eficiencia y obtuvimos un ranking de priorización de los proyectos evaluados. Posteriormente, comparamos los resultados obtenidos con *Modelos de Viabilidad Poblacional* (Tabla 1) para dos de las especies estudiadas. Estos modelos usan datos biológicos propios de las especies para simular el comportamiento de la población en las diferentes situaciones evaluadas. El protocolo de priorización de proyectos fue muy eficaz en la evaluación de las actuaciones que deberían ser prioritarias en el área de estudio y puede ser fácilmente extrapolable a otras localidades. Por su parte, los modelos de viabilidad poblacional coincidieron enormemente en los resultados obtenidos por el protocolo. En general, el protocolo seleccionó actuaciones en los grandes humedales naturales donde la abundancia y riqueza de especies es mayor y por lo tanto el beneficio en relación al coste es también de mayor envergadura. El protocolo demostró ser un buen balance entre rigor, complejidad, practicidad y disponibilidad de datos.

Los resultados de nuestros estudios apoyan trabajos anteriores que ya indicaban que los humedales del sur de Alicante funcionan de manera conjunta y que la comunidad de aves acuáticas que los usa hace un uso complemen-

tario de ellos (Robledano 1992). Sin embargo, la gestión de cada uno de los humedales se hace de manera independiente, de modo que cada parque natural tiene su propio PRUG (Plan Rector de Uso y Gestión), PORN (Plan de Ordenación de los Recursos Naturales) y director. Las balsas de riego, por otra parte, son de gestión privada. Una gestión integrada del sistema permitiría desarrollar estrategias más óptimas de gestión (O'Dea *et al.* 2006, Mills *et al.* 2010).

Dado el clima semiárido del sur de Alicante, la administración del agua es de especial relevancia (Torregrosa *et al.* 2010). La gestión de este recurso, tan importante para la presencia de aves acuáticas, se hace de manera independiente en cada humedal y atendiendo, en gran parte, a los requerimientos de las actividades económicas asociadas a los humedales, particularmente a los regadíos. La directiva marco del agua (Directiva 2000/60/EC de la Unión Europea) reconoce la necesidad de gestionar el recurso atendiendo a divisiones de origen hídrico, y consolidar los caudales ecológicos de las zonas húmedas. En cambio, en la red de humedales del sur de Alicante se da la paradoja de que los embalses y las balsas de riego están llenas a lo largo de todo el año de agua de gran calidad proveniente del río Segura y del trasvase Tajo-Segura, mientras que el Hondo, que es un humedal de una importancia mucho mayor para las aves, dispone cada año de menos recursos hídricos (Almaraz *et al.* 2010, Meléndez-Pastor *et al.* 2010) y de peor calidad (Colmenarejo *et al.* 2007). Una gestión global del sistema, permitiría la distribución equitativa de los recursos, cubriendo las necesidades ambientales sin descuidar las actividades económicas asociadas.

El valor para la conservación de la comunidad de aves acuáticas de las balsas de riego del sur de Alicante ha suscitado interesantes discusiones con investigadores y gestores. La transformación del hábitat a consecuencia de la intensificación agrícola puede beneficiar a algunas especies, cuyas poblaciones se ven favorecidas (Casas *et al.* 2011), pero tiene importantes efectos negativos para un grupo de especies aún mayor (Morris *et al.* 2005, Wretenberg *et al.* 2007, Bas *et al.* 2009). La homogenización del paisaje es uno de los efectos que ha producido mayores pérdidas de biodiversidad por todo el mundo (Donald *et al.* 2001, 2006). En nuestro caso, hemos encontrado que las balsas de riego

parecen tener un papel relevante para la reproducción (Sebastián-González *et al.* 2010a,c) y la alimentación de un número reducido de especies. De este modo, sin olvidar el contexto de los efectos negativos de la intensificación y la homogenización sobre las poblaciones y comunidades, se proponen estrategias de gestión de las balsas de riego y se evalúa el valor relativo de las medidas de conservación en una compleja red de humedales.

Agradecimientos

Este trabajo es el resultado de muchas horas de campo, discusiones y conversaciones con Andrés Giménez, Marcos Ferrández, Joan Navarro, Brendan Wintle, Otso Ovaskainen, Alicia Montesinos, Antonio Sáez, Karen Alexander, Raúl Sempere, Mariano Paracuellos, Fernando Hiraldo, Jordi Figuerola, Juan Manuel Pérez, Daniel Zapater y José Luis Echevarría. Oscar Gordo proporcionó interesantes comentarios que mejoraron la calidad del texto.

Resum

Patrons, processos i conservació de comunitats: El cas d'una comunitat d'aus aquàtiques en aiguamolls artificials

L'estudi de comunitats en ecologia ha adquirit una gran importància en els darrers anys, ja que permet avaluacions de caràcter general i precis dels patrons d'organització de les espècies i els seus processos relacionats. En aquest estudi es fa una revisió de les principals etapes històriques en ecologia de comunitats i d'alguns dels principis teòrics que expliquen la composició de la comunitat. També incloem un exemple on s'analitzen els patrons de distribució i els processos que els causen en una comunitat d'aus aquàtiques que utilitza una xarxa de basses de reg artificials al sud-est d'Espanya. Es va identificar que la composició de la comunitat d'aus aquàtiques depenia de la història natural de les espècies, però també de processos biogeogràfics (mida de l'estany i el grau d'aïllament), de la qualitat de l'hàbitat disponible (diferències en el disseny de la construcció i de la vegetació) i de les interaccions biològiques positives entre les espècies. També es va detectar que la comunitat es va organitzar seguint un patró imbricat, i que les causes del patró varien entre estacions (reproducció vs hivern). Utilitzem aquesta informació per donar recomanacions sobre la gestió de la comunitat d'aus aquàtiques a les basses de reg. Finalment, com les basses estan immerses en una xarxa d'aiguamolls naturals i artificials d'importància internacional, vam fer servir un enfoc de cost -eficiència

per donar recomanacions de gestió per a la conservació de les aus aquàtiques en tota la xarxa de zones humides. Aquest estudi mostra com la teoria d'ecologia de comunitats es pot fer servir per estudiar comunitats de plantes i animals, i com podem connectar aquesta informació amb la biologia de la conservació.

Resumen

Patrones, procesos y conservación de comunidades: El caso de una comunidad de aves acuáticas en humedales artificiales

El estudio de comunidades en ecología ha adquirido una gran importancia en los últimos años, ya que permite evaluaciones de carácter general y preciso de los patrones de organización de las especies y sus procesos relacionados. En este estudio se hace una revisión de las principales etapas históricas en ecología de comunidades y de algunos de los principios teóricos que explican la composición de la comunidad. También incluimos un ejemplo donde se analizan los patrones de distribución y los procesos que los causan en una comunidad de aves acuáticas que usa una red de balsas de riego artificiales en el sureste de España. Se identificó que la composición de la comunidad de aves acuáticas dependía de la historia natural de las especies, pero también de procesos biogeográficos (tamaño del estanque y el grado de aislamiento), de la calidad del hábitat disponible (diferencias en el diseño de la construcción y de la vegetación) y de las interacciones biológicas positivas entre las especies. También se detectó que la comunidad se organizó siguiendo un patrón anidado, y que las causas del patrón cambian entre temporadas (cría vs invernada). Utilizamos esta información para dar recomendaciones sobre la gestión de la comunidad de aves acuáticas en las balsas de riego. Finalmente, como los estanques están inmersos en una red de humedales naturales y artificiales de importancia internacional, utilizamos un enfoque de coste-eficiencia para dar recomendaciones de gestión para la conservación de las aves acuáticas en toda la red de humedales. Este estudio muestra cómo la teoría de ecología de comunidades puede usarse para estudiar comunidades de plantas y animales, y cómo podemos conectar esta información con la biología de la conservación.

Referencias

Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Millán, A., Botella, F., Sánchez-Zapata, J.A. & Giménez, A. 2006. Irrigation ponds as macroinvertebrate habitat in a semi-arid agricultural landscape (SE Spain). *J. Arid Environ.* 67: 255-269.

- Ahlering, M.A. & Faaborg, J.** 2006. Avian habitat management meets conspecific attraction: If you build it, will they come? *Auk* 123: 301-312.
- Akçakaya, H.R.** 2000. Viability analyses with habitat-based metapopulation models. *Popul. Ecol.* 42: 45-53.
- Almaraz, P. & Amat, J.A.** 2004. Multi-annual spatial and numeric dynamics of the white headed Duck *Oxyura leucocephala* in southern Europe: seasonality, density dependence and climatic variability. *J. Anim. Ecol.* 73: 1013-1023.
- Almaraz, P., Alexander-Guirao, K., Pérez-García, J.M., Botella, F., Sánchez-Zapata, J.A. & Sebastián-González, E.** 2010. *Análisis de las tendencias poblacionales de la cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) y la malvasía cabe-ciblanca (Oxyura leucocephala) en el Parque Natural del Hondo.* Valencia: Generalitat Valenciana.
- Armengol, X., Antón-Pardo, M., Atiénzar, F., Echevarría, J.L. & Barba, E.** 2008. Limnological variables relevant to the presence of the endangered white-headed duck in the southeastern Spanish wetlands during a dry period. *Acta Zool. Hung.* 54: 45-60.
- Arponen, A., Cabeza, M., Eklund, J., Kujala, H. & Lehtomäki, J.** 2010. Costs of integrating economics and conservation planning. *Conserv. Biol.* 24: 1198-1204.
- Atmar, W. & Patterson, B.D.** 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373-382.
- Azeria E.T. & Kolasa J.** 2008. Nestedness, niche metrics and temporal dynamics of a metacommunity in a dynamic natural model system. *Oikos* 117, 1006-1019.
- Azeria E.T., Carlson A., Pärt, T. & Wiklund, C.G.** 2006. Temporal dynamics and nestedness of an oceanic island bird fauna. *Global Ecol. Biogeogr.* 15: 328-338.
- Bas, Y., Renard, M. & Jilguet, F.** 2009. Nesting strategy predicts farmland bird response to agricultural intensity. *Agr. Ecosyst. Environ.* 134: 143-147.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R.** 1988. *Ecología. Individuos, Poblaciones y Comunidades.* Barcelona: Omega.
- Berger, A.J.** 1981. *Hawaiian Birdlife.* Honolulu: University of Hawaii Press.
- Bertness, M.D. & Callaway, R.** 1994. Positive interactions in communities. *Trends Ecol. Evol.* 9: 191-193.
- Bloch, C.P., Higgins, C.L. & Willig, M.R.** 2007. Effects of large-scale disturbance on metacommunity structure of terrestrial gastropods: temporal trends in nestedness. *Oikos* 116: 395-406.
- Bode, M., Wilson, K.A., Brooks, T.M., Turner, W.R., Mittermeier, R.A., McBride, M.F., Underwood, E.C. & Possingham, H.P.** 2008. Cost-effective global conservation spending is robust to taxonomic group. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 6498-6501.
- Boecklen, W.J.** 1997. Nestedness, biogeographic theory, and the design of nature reserves. *Oecologia* 112: 123-142.
- Casas, J.J., Sánchez-Oliver, J.S., Sanz, A., Furné, M., Trenzado, C., Juan, M., Paracuellos, M., Suárez, M.D., Fuentes, F., Gallego, I., Gil, C. & Ramos-Miras, J.J.** 2011. The paradox of the conservation of an endangered fish species in a

- Mediterranean region under agricultural intensification. *Biol. Conserv.* 144: 253–262.
- Clements, F.E.** 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Washington: Carnegie Institution of Washington.
- Cody, M.L.** 1985. *Habitat Selection in Birds*. Orlando: Academic Press Inc.
- Colmenarejo, M.F., Sanchez, E., Borja, R., Travieso, L., Cirujano, S., Echevarrias, J.L., Rubio, A. & Gonzalez, M.G.** 2007. Evaluation of the quality of the water in El Hondo Natural Park located in the east of Spain. *J. Environ. Sci. Heal.* 42: 969–981.
- Cornwell, W.K. & Grubb, P.J.** 2003. Regional and local patterns of plant species richness with respect to resource availability. *Oikos* 100: 417–428.
- Costanza, R.** 1991. *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. New York: Columbia Univ. Press.
- Cramp, S.** 1998. *The Complete Birds of the Western Palearctic in CD-room*. London: Oxford University Press.
- Cutler, A.** 1994. Nested biotas and biological conservation: metrics, mechanisms, and meaning of nestedness. *Landscape Urban Plan.* 28: 73–82.
- Davies, B., Biggs, J., Williams, P. & Thompson, S.** 2009. Making agricultural landscape more suitable for freshwater biodiversity: a case study from southern England. *Aquat. Conserv.* 19: 439–447.
- De Candolle, A.L.** 1855. *Géographie Botanique Raisonnée*. Paris: Masson.
- DeCaro, D. & Stokes, M.** 2008. Social-psychological principles of community-based conservation and conservancy motivation: Attaining goals within an autonomy-supportive environment. *Conserv. Biol.* 22: 1443–1451.
- Diamond, J.M.** 1975. Assembly of species communities. In Cody, M.L. & Diamond, J.M. (eds): *Ecology and evolution of communities*. Pp. 342–444. Cambridge: Harvard University Press.
- Donald, P.F., Green, R. & Heath, M.** 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *P. Roy. Soc. Lond. B* 268: 25–29.
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P.J.** 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agr. Ecosyst. Environ.* 116: 189–196.
- Elphick, C.S. & Oring, L.W.** 2003. Conservation implications of flooding rice fields on winter waterbird communities. *Agr. Ecosyst. Environ.* 94: 17–29
- Fahrig, L. & Paloheimo, J.E.** 1988. Determinants of local population size in patchy habitats. *Theor. Popul. Biol.* 34: 194–213.
- Fajardo, A. & McIntire, E.J.B.** 2011. Under strong niche overlap conspecifics do not compete but help each other to survive: facilitation at the intraspecific level. *J. Ecol.* 99: 642–650.
- Flahault, C.** 1901. Premier essai de nomenclature phytogéographique. *Bulletin de la Société Linguistique Géographique* 24: 157–192.
- Finlayson, C.M., Hollis, G.E. & Davis, T.J.** 1992. *Managing Mediterranean wetlands and their birds*. Slimbridge: International Waterfowl and Wetlands Research Bureau Special Publication No 20.
- Fridley, J.D., Stachowicz, J.J., Naem, S., Sax D.F., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Stohlgren, T.J., Tilman, D. & Von Holle, B.** 2007. The invasion paradox: Reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88: 3–17.
- Giakoumi, S., Grantham, H.S., Kokkoris, G.D. & Possingham, H.P.** 2011. Designing a network of marine reserves in the Mediterranean Sea with limited socio-economic data. *Biol. Conserv.* 144: 753–763.
- Gleason, H.A.** 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53: 7–26.
- Goodale, E., Beauchamp, G., Magrath, R.D., Nieh, J.C. & Ruxton, G.D.** 2010. Interspecific information transfer influences animal community structure. *Trends Ecol. Evol.* 25: 354–361.
- Gotelli, N.J. & McCabe, D.L.** 2002. Species co-occurrence: a metaanalysis of J.M. Diamond's assembly rules. *Ecology* 83: 2091–2096
- Gotelli, N.J.** 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81: 2606–2621.
- Green, A.J., Figuerola, J. & Sánchez, M.I.** 2002. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecol.* 23: 177–189.
- Grisebach, A.** 1838. Über dein Einfluss das Klimas auf die Bergranzung der natürlichen. *Flora. Linnaea* 12: 159–200.
- Hanski, I.** 1991. Single species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. In Gilpin, M.E. & Hanski, I. (eds): *Metapopulation Dynamics*. Pp. 17–38. London: Academic Press.
- Hanski, I.** 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41–49.
- Higgins, C.L., Willig, M.R. & Strauss, R.E.** 2006. The role of stochastic processes in nested patterns of species distributions. *Oikos*: 114: 159–167.
- von Humboldt, A.** 1807. Ideen zu einer Geographie der Pflanzen. FG Cotta. *Tübingen rep 1969. Wissenschaftl Buchges. Darmstadt.*
- Hylander, K., Nilsson, C., Jonsson, B.G. & Göthner, T.** 2005. Differences in habitat quality explain nestedness in a land snail meta-community. *Oikos* 108: 351–361.
- Jones, H.L. & Diamond, J.M.** 1976. Short-time base studies of turnover of breeding bird populations of the California Channel Islands. *Condor* 78: 526–549.
- Joseph, L.N., Maloney, R.F. & Possingham, H.P.** 2009. Optimal allocation of resources among threatened species: a project prioritization protocol. *Conserv. Biol.* 23: 328–338.
- Julian, J.T., Craig, D.S. & Young, J.A.** 2006. The use of artificial impoundments by two amphibian species in the Delaware Water Gap National Recreation Area. *Northeast Naturalist* 13: 459–468.
- Kareiva, P.** 1990. Population dynamics in spatially complex environments: Theory and data. *Philos. T. Roy. Soc. Lond. B* 330: 175–190.
- Kennedy, C. & Marra, P.** 2010. Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: Inference from experimental translocations. *Biol. Conserv.* 143: 2136–2145.
- Knutson, M.G., Richardson W.B., Reineke D.M., Gray B.R., Parmelee J.R. & Weick S.E.** 2004. Agricultural ponds support amphibian populations. *Ecol. Appl.* 14: 669–684.
- Laguna, E., Deltoro, V.I., Perez-Botella, J., Perez-Rovira, P., Serra, L.I., Olivares, A. & Fabregat, C.** 2004. The role of small resources in plant conservation in a region of high diversity in eastern Spain. *Biol. Conserv.* 119: 421–426.

- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, M., Amara-sekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. & Gonzalez, A.** 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7: 601–613.
- Levins, S.A.** 1976. Population dynamic models in heterogeneous environments. *Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics* 7: 287–310.
- Lichman, E. & Klausmeier, C.A.** 2008. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics* 39: 615–639.
- Lomolino, M.V.** 1996. Investigating causality of nestedness of insular communities: Selective immigrations or extinctions? *J. Biogeogr.* 23: 699–703.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I. & Callaway, R.M.** 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107: 433–438.
- Ma, Z., Li, B., Zhao, B., Ping, K., Tang, S. & Chen, J.** 2004. Are artificial wetlands good alternatives to natural wetlands for waterbirds? A case study on Chongming Island, China. *Biodiv. Conserv.* 13: 333–350.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O.** 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- MacArthur, R.H.** 1958. Population ecology of some warblers of southeastern coniferous forests. *Ecology* 39: 599–619.
- Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C.** (eds). 2004. *Libro Rojo de la Aves de España*. Madrid: Dirección general para la biodiversidad, SEO-BirdLife.
- Marrugan, A.E., Baillie, S.R., Buckland, S.T., Dick, J.M., Elston, D.A., Scott, E.M., Smith, R.I., Somerfield, P.J. & Watt, A.D.** 2010. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Evolution* 25: 574–582.
- Martí, R. & del Moral, J.C.** (eds). 2003. *La invernada de aves acuáticas en España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Ed. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.
- Martí, R. & del Moral, J.C.** (eds). 2004. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Ed. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.
- Massol, F., Gravel, D., Mouquet, N., Cadotte, M.W., Fukami, T. & Leibold, M.A.** 2011. Linking community and ecosystem dynamics through spatial ecology. *Ecol. Lett.* 14: 313–323.
- Melendez-Pastor, I., Navarro-Pedreño, J., Gomez, I. & Koch, M.** 2010. Detecting drought induced environmental changes in a Mediterranean wetland by remote sensing. *Appl. Biogeogr.* 30: 254–262.
- Mills, M., Pressey, R.L., Weeks, R., Foale, S. & Ba, N.C.** 2010. A mismatch of scales: challenges in planning for implementation of marine protected areas in the Coral Triangle. *Conserv. Lett.* 3: 291–303.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J. G.** 2000. *Wetlands*. Hoboken: Jon Wiley and Sons.
- Mönkkönen, M. & Forsman, J.T.** 2002. Heterospecific attraction among forest birds: a review. *Ornithological Science* 1: 41–51.
- Moreno-Mateos, D., Pedrocchi, C. & Comín, F.A.** 2009. Avian communities' preferences in recently created agricultural wetlands in irrigated landscapes of semi-arid areas. *Biodiv. Conserv.* 18: 811–828.
- Morin, P.J.** 1999. *Community Ecology*. London: Blackwell Science.
- Morris, A.J., Wilson, J.D., Whittingham, M.J. & Bradbury, R.B.** 2005. Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agr. Ecosyst. Environ.* 106: 1–16.
- Muller, K.L., Stamps, J.A., Krishnan, V.V. & Willits, N.H.** 1997. The effects of conspecific attraction and habitat quality on habitat selection in territorial birds (*Troglodytes aedon*). *American Naturalist* 150: 650–661.
- Múrias, T., Cabral, J.A., Lopes, R., Marques, J.C. & Goss-Custard, J.** 2002. Use of traditional salines by waders in the Mondego estuary (Portugal): a conservation perspective. *Ardeola* 49: 223–240.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P.J., Polansky, S., Ricketts, T.H. & Rouget, M.** 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends Ecol. Evol.* 21: 681–687.
- Nicolet, P., Biggs, J., Fox, G., Hodson, M.J., Reynolds, C., Whitfield, M. & Williams, P.** 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biol. Conserv.* 120: 261–278.
- O'Dea, N., Araujo, M.B. & Whittaker, R.J.** 2006. How well do important bird areas represent species and minimize conservation conflict in the tropical Andes? *Divers. Distrib.* 12: 205–214.
- Oro, D.** 1996. Colonial seabird nesting in dense and small sub-colonies: an advantage against aerial predation. *Condor* 98: 848–850.
- Ovaskainen, O., Hottola, J. & Siitonen, J.** 2010. Modelling species co-occurrence by multivariate logistic regression generates new hypotheses on fungal interactions. *Ecology* 20: 2514–2521.
- Paracuellos, M. & Telleria, J.L.** 2004. Factors affecting the distribution of a waterbird community: The role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds* 27: 446–453.
- Patterson, B.D. & Atmar, W.** 2000. Analyzing species composition in fragments. *Bonner zoologische Monographien* 46: 9–24.
- Pérez, I., Mínguez, E., Sarzo, B., Villuendas, E., Martínez, A., Oro, D. & Carda, J.** 2008. *Lessons from the management of Audouin's Gull Larus audouinii in Eastern Spain*. 1999–2008): recommended guidelines. Valencia: Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda. Generalitat Valenciana.
- Polasky, S.** 2008. Why conservation planning needs socioeconomic data. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* 105: 6505–6506.
- Putman, R.J.** 1994. *Community Ecology*. London: Chapman & Hall.
- Rabenold, K.N.** 1979. A reversed latitudinal diversity gradient in avian communities of eastern deciduous forests. *American Naturalist* 114: 275–286.
- Redmond, L.J., Murphy, M.T., Dolan, A.C. & Sexton, K.** 2009. Public information facilitates habitat selection of a territorial species: the eastern kingbird. *Anim. Behav.* 77: 457–463.
- Reuter, H., Jopp, F., Blanco-Moreno, J.M., Damgaard, C., Matsinos, Y. & DeAngelis, D.L.** 2010.

- Ecological hierarchies and self-organisation: Pattern analysis, modelling and process integration across scales. *Basic Appl. Ecol.* 11: 572–581.
- Revenga, C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K. & Payne, R.** 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems (PAGE): Freshwater systems*. Washington: World Resources Institute.
- Robledano, F.** 1992. *Ecología de las comunidades de aves acuáticas en la conservación y gestión de los humedales del sudeste de España*. Tesis doctoral. Murcia: Universidad de Murcia.
- Robledano, F., Esteve, M.A., Farinos, P., Carreño, M.F. & Martínez-Fernández, J.** 2010. Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of Mediterranean wetlands. *Ecol. Indic.* 10: 274–286.
- Rodríguez-Pérez, H., Gómez-Rodríguez, C., Florencio, M., Green, A.J., Díaz-Paniagua, C. & Serrano, L.** 2009. Monitoring the invasion of the aquatic bug *Trichocorixa verticalis verticalis* (Hemiptera: Corixidae) in the wetlands of Doñana National Park (SW Spain). *Hydrobiologia* 634: 209–217.
- Sánchez-Zapata, J.A., Anadón, J.D., Carrete, M., Giménez, A., Navarro, J., Villacorta, C. & Botella, F.** 2005. Breeding waterbirds in relation to artificial pond attributes: implications for the design of irrigation facilities. *Biodiv. Conserv.* 14: 1627–1639.
- Santoul, F., Figuerola, J. & Green, A.J.** 2004. Importance of gravel pits for the conservation of waterbirds in the Garonne river floodplain (southwest France). *Biodiv. Conserv.* 13: 1231–1243.
- Sarà, M., Bellia, E. & Milazzo, A.** 2006. Fire disturbance disrupts co-occurrence patterns of terrestrial vertebrates in Mediterranean woodlands. *J. Biogeogr.* 33: 843–852.
- Scheffer, M. & van Geest, G.J.** 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227–231.
- Schoener, T.W.** 1986. *Overview: Kinds of ecological communities—ecology becomes pluralistic*. In Diamond, J. & Case, T.J. (eds.): *Community Ecology*. Pp. 467–479. New York: Harper & Row.
- Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J.A. & Botella, F.** 2010a. Agricultural ponds as alternative habitat for waterbirds: Spatial and temporal patterns of abundance and management strategies. *Eur. J. Wildlife Res.* 56: 11–20.
- Sebastián-González, E., Botella, F., Paracuellos, M. & Sánchez-Zapata, J.A.** 2010b. Processes driving temporal dynamics in the nested pattern of waterbird communities. *Acta Oecol.* 36: 160–165.
- Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J.A., Botella, F. & Ovaskainen, O.** 2010c. Testing the heterospecific attraction hypothesis with time-series data on species co-occurrence. *P. Roy. Soc. Lond. B* 277: 2983–2990.
- Sebastián-González, E., Botella, F. Sempere, R.A., & Sánchez-Zapata, J.A.** 2010d. An empirical demonstration of the Ideal free distribution: Little Grebes *Tachybaptus ruficollis* breeding in agricultural intensive landscapes. *Ibis* 152: 643–650.
- Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J.A., Botella, F., Figuerola, J., Hiraldo, F. & Wintle, B.** 2011. Cost-efficiency evaluation of management strategies: waterbirds in a wetland network. *Biol. Conserv.* 144: 2354–2361.
- Simberloff, D.** 1980. *A succession of paradigms in ecology: essentialism, to materialism and probabilism*. In Saarinen, E. (ed): *Conceptual issues in ecology*. Pp. 71–80. Dordrecht: Reidel.
- Strange, N., Rahbek, C., Jepsen, J.K. & Lund, M.P.** 2006. Using farmland prices to evaluate cost-efficiency of national versus regional reserve selection in Denmark. *Biol. Conserv.* 128: 455–466.
- Tablado, Z., Tella, J.L., Sánchez-Zapata, J.A. & Hiraldo, F.** 2010. The Paradox of the Long-Term Positive Effects of a North American Crayfish on a European Community of Predators. *Conserv. Biol.* 24: 1230–1238.
- Taft, O.W. & Haig, S.M.** 2005. The value of agricultural wetlands as invertebrate resources for wintering shorebirds. *Agr. Ecosyst. Environ.* 110: 249–256.
- Tansley, A.G.** 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284–307.
- Torregrosa, T., Sevilla, M., Montano, B. & Lopez-Vico, V.** 2010. The Integrated Management of Water Resources in Marina Baja (Alicante, Spain). A Simultaneous Equation Model. *Water Resour. Manag.* 24: 3799–3815.
- Ulrich, W. & Gotelli, N.J.** 2010. Null model analysis of species associations using abundance data. *Ecology* 91: 3384–3397.
- Vacek, S., Bastl, M. & Lepš, J.** 1999. Vegetation changes in forests of the Krkonoše Mts over a period of air pollution stress (1980–1995). *Plant Ecol.* 143: 1–11.
- Vaclav, R., Valera, F. & Martinez, T.** 2011. Social information in nest colonization and occupancy in a long-lived, solitary breeding bird. *Oecologia* 165: 617–627.
- Van Teeffelen, A.J.A., Cabeza, M., Pöyry, J., Raatikainen, K. & Kuussaari, M.** 2008. Maximizing conservation benefit for grassland species with contrasting management requirements. *J. Appl. Ecol.* 45: 1401–1409.
- Verdu, J.R., Numa, C. & Hernandez-Cuba, O.** 2011. The influence of landscape structure on ants and dung beetles diversity in a Mediterranean savanna-forest ecosystem. *Ecol. Indic.* 11: 831–839.
- Verhoef, H.A. & Morin, P.J.** (eds.). 2010. *Community ecology: processes, models, and Applications*. New York: Oxford University Press.
- Villarreal-Barajas, T. & Martorell, C.** 2009. Species-specific disturbance tolerance, competition and positive interactions along an anthropogenic disturbance gradient. *J. Veg. Sci.* 20: 1027–1040.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S. & Lozano, J.** 2007. Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodivers. Conserv.* 16: 3489–3504.
- Vögeli, M., Serrano, D., Pacios, F. & Tella, J.L.** 2010. The relative importance of patch habitat quality and landscape attributes on a declining steppe-bird metapopulation. *Biol. Conserv.* 143: 1057–1067.
- Warming, E.** 1909. *Oecology for plants: An introduction to the study of plant communities*. Humphrey Milford. Oxford: Oxford University Press.
- Wethered, R. & Lawes, M.J.** 2005. Nestedness of bird assemblages in fragmented Afromontane forest: the effect of plantation forestry in the matrix. *Biol. Conserv.* 123: 125–137.

- Wiens, J.A.** 1989. *The Ecology of Bird Communities. Foundations and Patterns*. New York: Cambridge University Press.
- Wikberg, S., Perhans, K., Kindstrand, C., Djupstro, L.B., Boman, M., Mattsson, L., Martin, L., Weslien, J. & Gustafsson, L.** 2009. Cost-effectiveness of conservation strategies implemented in boreal forests: The area selection process. *Biol. Conserv.* 142: 614–624.
- Wilson, K.A., McBride, M.F., Bode, M. & Possingham, H.P.** 2006. Prioritizing global conservation efforts. *Nature* 440: 337–340.
- Wretenberg, J., Lindstrom, A., Svensson, S. & Pärt, T.** 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44: 933–941.

Apéndice. Listado de principales especies nidificantes en el área de estudio.

Información sobre la población española máxima, y la población en el área de estudio de cada especie se refiere a número de parejas reproductoras (Martí & del Moral 2004, Consellería de Agua, Medio Ambiente y Vivienda 2003-2009). Se especifica también el grado de amenaza de cada especie según el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al.* 2005): PC: Peligro Crítico, EP: En Peligro, V: Vulnerable, CA: Casi Amenazada, IE: Interés Especial, NA: No Amenazada.

*Information on the maximum Spanish population and maximum population in the study area of each species. Numbers refer to breeding pairs (Martí & del Moral 2004, Consellería de Agua, Medio Ambiente y Vivienda 2003-2009). Also given is the conservation status of each species according to the Red List of Spanish Birds (Madroño *et al.* 2005): PC: Critically Endangered, EP: Endangered, V: Vulnerable, CA: Near Threatened, IE: Of Special Interest, NA: Not Threatened.*

Especie	Nombre científico	Amenaza (España)	España (max)	Área estudio
Alcaraván	<i>Burhinus oediconemus</i>	CA	40.000	5
Ánade Friso	<i>Anas strepera</i>	NA	3.800	1
Ánade Real	<i>Anas platyrhynchos</i>	NA	31.892	133
Avoceta	<i>Recurvirostra avosetta</i>	NA	6.000	642
Calamón	<i>Porphyrio porphyrio</i>	V	3.500	29
Canastera	<i>Glareola pratincola</i>	V	3.800	85
Cerceta Pardilla	<i>Marmaronetta angustirostris</i>	PC	30-200	34
Charran Común	<i>Sterna hirundo</i>	CA	8.000	825
Charran Patinegro	<i>Sterna sandvicensis</i>	CA	3.000	349
Charrancito	<i>Sternula albifrons</i>	CA	6.000	541
Chorlitejo Chico	<i>Charadrius dubius</i>	NA	4.277	2
Chorlitejo Patinegro	<i>Charadrius alexandrinus</i>	V	2.565	315
Cigüeñuela Común	<i>Himantopus himantopus</i>	NA	15.000	389
Flamenco	<i>Phoenicopterus roseus</i>	CA	9.000	33
Focha Común	<i>Fulica atra</i>	NA	20.000	327
Fumarel Cariblanco	<i>Chlidonias hybrida</i>	CA	4.500	191
Fumarel Común	<i>Chlidonias niger</i>	EP	60	2
Garceta Común	<i>Egretta garzetta</i>	NA	10.400	50
Garcilla Bueyera	<i>Bubulcus ibis</i>	NA	64.000	973
Garcilla Cangrejera	<i>Ardeola ralloides</i>	CA	1.100	29
Garza Imperial	<i>Ardea purpurea</i>	NA	2.000	16
Garza Real	<i>Ardea cinerea</i>	NA	6.000	18
Gaviota Audouin	<i>Ichthyaeus audouinii</i>	V	16.957	257
Gaviota Cabecinegra	<i>Ichthyaeus melanocephalus</i>	NA	3	2
Gaviota Patiamarilla	<i>Larus michahellis</i>	NA	100.000	438
Gaviota Picofina	<i>Chroicocephalus genei</i>	V	900	282
Gaviota Reidora	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	NA	3.077	912
Malvasía Cabeciblanca	<i>Oxyura leucocephala</i>	EP	1.150	38
Martinete	<i>Nycticorax nycticorax</i>	NA	4.430	66
Pagaza Piconegra	<i>Gelochelidon nilotica</i>	V	3.500	165
Pato Colorado	<i>Netta rufina</i>	V	4.000	57
Gallineta Común	<i>Gallinula chloropus</i>	NA	120.000	179
Porrón Común	<i>Aythya ferina</i>	NA	5.000	171
Porrón Pardo	<i>Aythya nyroca</i>	PC	10	1
Rascón Europeo	<i>Rallus aquaticus</i>	NA	69.000	9
Somormujo	<i>Podiceps cristatus</i>	NA	3.400	34
Tarro Blanco	<i>Tadorna tadorna</i>	CA	150	13
Zampullín Chico	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	NA	8.000	133
Zampullín Cuellinegro	<i>Podiceps nigricollis</i>	CA	700	158