

AVES ACUÁTICAS COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES

ANDY J. GREEN Y JORDI FIGUEROLA

Dpto. de Biología Aplicada, Estación Biológica de Doñana, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Avda. de María Luisa, s/n, 41013, Sevilla, e-mail: andy@ebd.csic.es

INTRODUCCIÓN

Los seres humanos tendemos a fijarnos en los organismos grandes y endotérmicos antes de los pequeños y exotérmicos (por ej., Herrera, 1989). Tanto los biólogos como el público en general suelen prestar más atención a las aves que en los invertebrados. Entre las aves, las especies grandes y llamativas como las águilas o los flamencos (las que algunas llaman “la mega fauna heroica”, Franklin, 1993) reciben más atención que las pequeñas. En el mundo de la conservación, las aves reciben una atención especial. Hay ONGs importantes como BirdLife que carecen de equivalentes para los invertebrados, y organismos de conservación más generales como el UICN también prestan más atención a las aves (solo hay que comparar el número y tamaño de los grupos de especialistas del UICN en aves y en invertebrados, ver <http://www.iucn.org/themes/ssc/sgr/sgr.htm>).

En el campo de la ornitología (por ej., en las publicaciones de BirdLife) muchas veces se utiliza el siguiente argumento: es conveniente concentrarnos en las aves porque son buenas indicadoras de los cambios ambientales y de las zonas más importantes para conservar otros grupos taxonómicos (anfibios, insectos, etcétera). Por lo tanto, podemos dedicarnos a conservar a las aves y confiar en que, al mismo tiempo, vamos a conservar todo lo demás (ver por ej., Bibby *et al.*, 1992). Esta idea de las aves como paraguas protectores de la biodiversidad global, aunque muy extendida, no ha sido apoyada por análisis de la distribución de la biodiversidad a escala nacional. De este modo, la distribución de los “hotspots” de diversidad para aves, plantas acuáticas, mariposas, líquenes y libélulas, no coinciden espacialmente en las Islas Británicas (Prendergast *et al.*, 1993). Es decir la protección de áreas calientes de biodiversidad para las aves es importante en sí misma, pero no necesariamente justificada por la biodiversidad de otros organismos.

Aquí nos dedicaremos a revisar la idea de que las aves funcionan como buenos indicadores de los cambios ambientales, centrándonos en las aves acuáticas y en su posible función como indicadores de los cambios en los humedales. Kushlan (1992) ya ha tratado este tema y, mientras que recomendamos su artículo al lector, no pretendemos repetir lo expuesto allí (ver también Furness y Greenwood, 1993; Hilty y Merenlender, 2000; Zacharias y Roff, 2001).

USO DE LAS AVES COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES

El uso de las aves como bioindicadoras de cambios ambientales se fundamenta en que debido a su posición en la escala trófica se verán afectados por una gran variedad de factores. Esta “bondad” de las aves como concentradoras de efectos, representa en si mismo un problema cuando pretendamos examinar los cambios en las poblaciones de aves frente a un factor aislado. Las aves no estarán afectadas únicamente por ese factor que nos interesa en ese momento, si no por un conjunto de variables que cuanto mejor conozcamos, mayor será nuestra confianza en la bondad de los resultados obtenidos.

Debido principalmente al sesgo de los seres humanos hacia las aves, se han acumulado bases de datos de censos de aves acuáticas que pueden servir como herramienta únicas para estudiar los cambios históricos en los ecosistemas acuáticos, actuando en distintas escalas. Este es el caso por ejemplo de los censos internacionales de invernantes coordinados por Wetlands International en el Paleártico Occidental desde los años 60 (Delany *et al.*, 1999). En el caso de Doñana, existen censos de aves acuáticas desde los años 60 que proporcionan una oportunidad única para estudiar los cambios desde entonces en las marismas y otros humedales, ya que apenas existen datos alternativos (sobre calidad de agua, vegetación, invertebrados, etcétera). Sin embargo, hasta la fecha apenas se han analizado dichos datos, debido al ingente esfuerzo de análisis de datos que ninguna administración ha decidido financiar por el momento.

En principio, las aves acuáticas pueden servir como bioindicadoras en distintas escalas, y su eficacia como tal dependerá en parte en la escala utilizada. En escalas mayores (nacional o regional, por ej., correspondiendo con distintas poblaciones biogeográficas de aves migratorias), se detectan declives en algunas poblaciones de aves acuáticas que parecen explicarse por la pérdida de hábitat (deseccación y degradación de humedales). Entre las varias regiones utilizadas por distintas poblaciones de anátidas en el Paleártico Occidental, se han detectado declives poblacionales asociados a pérdida de hábitats sobre todo en el Mediterráneo occidental y oriental, debido a la mayor tasa de pérdida de humedales en estas regiones (Delany *et al.*, 1999). Evidentemente, donde desaparecen los humedales, desaparecen las aves también, y la destrucción de hábitat es el problema más importante a que se enfrentan las especies amenazadas de aves acuáticas (Green, 1996; BirdLife International, 2000).

En escalas inferiores, las características físicas de los humedales (tamaño, forma, perfil de profundidades, presencia y distribución de vegetación emergente, etcétera) influye mucho sobre la diversidad y abundancia de aves acuáticas. Diversos trabajos cuantifican lo que cualquier ornitólogo sabe: patos buceadores se encuentran en zonas más profundas que patos nadadores, distintos limícolas utilizan profundidades distintas para alimentarse en función del tamaño de sus patas y de su pico, muchas garzas (especialmente en la época de cría) y rálidos tienen una estrecha relación con manchas de vegetación emergente, etcétera (por ej., Nudds, 1983; Pöysä, 1983; Velásquez, 1992; Safran *et al.*, 1997; Ntiamoa-Baidu *et al.*, 1998). Igualmente, los humedales más grandes albergan más especies de aves, y las que se encuentran en los sitios más pequeños suelen ser las especies más abundantes y ubicuas en general (Brown y Dinsmore, 1986; Craig y Beal, 1992; Elmberg *et al.*, 1993; Elmberg *et al.*, 1994). Además, la diversidad y abundancia de aves que usan un humedal aumenta con la proximidad a otros humedales, es

decir que hay un efecto de aislamiento que complica la relación entre las características de un humedal determinado y las aves que en él habitan (Murphy *et al.*, 1984; Brown y Dinsmore, 1986; Craig y Beal, 1992). Así por ejemplo, en una charca en Doñana esperaríamos encontrar más aves que en una charca más grande situada donde no hay otros humedales alrededor.

INCONVENIENTES DEL USO DE LAS AVES COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES

Comparando una serie de humedales en el espacio, se ha visto como la comunidad de aves acuáticas también está influenciada por otros factores como la salinidad, pH y la razón entre superficies de vegetación emergente y aguas abiertas (Buckton *et al.*, 1998; Goodsell, 1990; Parker *et al.*, 1992; Halse *et al.*, 1993; Murkin *et al.*, 1997). El estatus trófico (es decir de nutrientes) es otra variable clave, con mayor abundancia y diversidad de aves en humedales mesotróficos y eutróficos, y menor en los oligotróficos y hypereutróficos (Nilsson, 1978; Murphy *et al.*, 1984; Kerekes *et al.*, 1997; Küsters, 2000). Las aves piscícolas (garzas, cormoranes, etcétera) tienen una estrecha relación con sus recursos tróficos, es decir que se distribuyen en función de la disponibilidad de peces (Kerekes *et al.*, 1997). Mientras que las aves se alimentan en el mismo humedal, los propios censos de aves proporcionan alguna información sobre el estatus trófico de los humedales, y se puede estimar la producción de recursos tróficos (plantas, invertebrados, peces) en el humedal necesaria para soportar esa cantidad de aves (ver Cairns y Kerekes, 2000, para el uso de un modelo bioenergético de este tipo). No obstante, muchas anátidas invernantes usan un humedal más como un dormitorio, saliendo por la noche para alimentarse en otros sitios (el caso por ejemplo de l'Albufera de Valencia, utilizada por patos que se alimentan en los arrozales limítrofes con el parque). Igualmente, muchas garzas y otras aves coloniales usan un humedal para situar la colonia pero se alimentan en otros sitios.

Como consecuencia de todos los factores arriba mencionados, se puede considerar que hay una clara relación entre la variabilidad espacial en la naturaleza de los humedales, y la variabilidad en las comunidades de aves acuáticas. Cabe subrayar que muchos de las variables que hemos descrito antes están intercorrelacionadas (por ej., estatus trófico y las características de la vegetación) y que a veces es imposible saber cuáles son las que realmente causan los patrones en la distribución de las aves. En comparación, la relación entre los cambios temporales en las condiciones en un humedal determinado y los cambios en la comunidad de aves que allí se encuentran es más difícil de demostrar e interpretar, a pesar de que sea precisamente esta relación la que es más importante cuando pretendemos usar las aves como bioindicadores. Por ejemplo, ¿qué nos indica el hecho de que haya varias especies de aves (incluyendo la malvasía cabeciblanca) que han desaparecido como nidificantes en las marismas del Parque Nacional de Doñana a lo largo del siglo XX, o el qué haya muchas más malvasías en las Albuferas de Adra desde el año 1987 que antes?

Es fácil, pero arriesgado, suponer que cambios en la abundancia de una especie de interés en el humedal donde realizamos nuestros estudios reflejan algún cambio limnológico (es decir, en la calidad o cantidad de agua, y/o en las comunidades de plantas, invertebrados y bacterias).

Sin embargo, muy pocas poblaciones de aves son estrictamente sedentarias y dependen de muchos factores que pueden actuar lejos de un humedal concreto. Por ello, cambios en el tamaño poblacional pueden reflejar cambios en cualquier otra parte de la distribución de esa población (un problema que se puede abordar comparando las tendencias en el humedal estudiado con las observadas en otros humedales cercanos, ver Duncan *et al.*, 1999), o incluso cambios en el comportamiento migratorio (por ej., las tendencias actuales de gansos o cigüeñas a migrar a menos distancia de las zonas de nidificación, Sutherland, 1998a). Por otro lado, pueden deberse a enfermedades o (en el caso de aves que se alimentan en sitios mas allá del humedal) a intoxicaciones que nada tienen que ver con cambios en el humedal estudiado. Cambios en la presión cinegética u otras perturbaciones humanas frecuentemente cambian la distribución y abundancia de aves acuáticas sin cambios limnológicos en sus hábitats (Klein *et al.*, 1995; Madsen y Fox, 1995; Sutherland, 1998b; Duncan *et al.*, 1999a). En cambio, su alta capacidad de dispersión hace que las aves puedan responder más rápido a cambios limnológicos en la distribución de hábitat disponible que muchos otros organismos (aunque muchos organismos se dispersan a través de las mismas aves, Figuerola y Green, 2002).

En muchos casos, parece que los cambios poblacionales en aves sí reflejan cambios limnológicos, pero no se puede demostrar la relación claramente debido a la falta de datos sobre otros componentes del ecosistema (por ej., vegetación, nutrientes). Es decir, el mismo sesgo que nos ha hecho fijarnos en las aves hace que al final no tengamos con qué comparar los datos de fluctuaciones en los números de aves. En el caso de Doñana, se estimaron unas 500 parejas de porrón pardo nidificando en las marismas a primeros del siglo XX (Valverde, 1960), y unas 200 parejas de malvasía en los años 50 (Amat y Sánchez, 1982). Su desaparición se debe, en general, a un conjunto de cambios dramáticos en las marismas desde entonces, relacionados con las transformaciones en las cuencas vertientes, que han cortado el ciclo de inundación y eliminado zonas profundas y semi-permanentes adecuadas para la cría de estos dos patos buceadores (Saura *et al.*, 2001). Sin embargo, hasta la fecha no existen estudios que documenten estos cambios en el hábitat en detalle. En el caso de la cerceta pardilla, el número de parejas nidificantes en las marismas del Parque Nacional de Doñana también se ha reducido desde varios miles a principios de siglo hasta el punto de desaparecer hoy en día (Green *et al.*, en prensa). La reducción en el ciclo de inundación hace que esta especie tardía no tenga tiempo para terminar de criar en la marisma (Green, 2000).

El aumento en la abundancia en las malvasías en Almería y otras provincias españolas en los últimos 15 años se debe principalmente a una recuperación de una población protegida de la persecución, cuando la presión cinegética la había llevado al borde de la extinción (Torres y Moreno-Arroyo, 2000). Aparte de una selección hacia humedales relativamente profundos y con mayor cobertura de vegetación emergente en Almería (Castro *et al.*, 1994), no hay estudios detallados que identifiquen qué otras variables generales explican la distribución de la malvasía. La biomasa de quironómidos bentónicos determina en parte su distribución (Green *et al.*, 1999; Sánchez *et al.*, 2000), y ya que los quironómidos llegan a densidades altas en humedales eutróficos es probable que el estatus trófico de las aguas tenga mucho que ver con la distribución de la malvasía en España. Es posible que humedales con cierta contaminación debido a las entradas artificiales de nutrientes (como las Albuferas de Adra, la Cañada de las Norias o El

Hondo) sean ideales para la producción de quironómidos, y por lo tanto para la malvasía. Sin embargo, esta situación no suele ser estable a largo plazo, y la entrada masiva de nutrientes acaba resultando en la hipereutroficación (y anoxia en los sedimentos), con un consecuente bajón en la producción de quironómidos y del alimento disponible para los patos (Green *et al.*, 1996). Sospechamos que esto ha ocurrido en El Hondo entre 2000 y 2002, explicando la reducción drástica en el número de malvasías allí (Torres y Moreno-Arroyo, 2000). Ha habido una serie de episodios de contaminación en El Hondo en 2001 y 2002 (asociado al uso del espacio para embalsar agua de regadío), aunque desconocemos la evolución de las poblaciones de quironómidos desde el año 2000. Algo parecido parece haber ocurrido en la laguna de Tarelo (Parque Natural de Doñana), donde la desaparición de la malvasía como nidificante en el año 2002 (Concha Raya, comm. pers.) coincide con la reducción de biomasa de quironómidos bentónicos relacionado con hipereutrofia y episodios de anoxia (Serrano *et al.*, 2002).

Algunos estudios detallados ponen de manifiesto como cambios limnológicos importantes en los humedales no han resultado en cambios correspondientes en las aves acuáticas (o sea, que las aves no han indicado los cambios). En la Camarga, cambios drásticos en los ecosistemas acuáticos (por ej., en la salinidad y la abundancia de diversas especies de plantas sumergidas), transformación de marismas en arrozales y la pérdida de mucha biodiversidad en plantas y invertebrados, no se han visto reflejados en cambios en el número o tipo de anátidas invernantes (Tamisier y Grillas, 1994; Dehorter y Tamisier, 1996). Las plantas sumergidas soportan mucha comida para anátidas, zampullines, fochas y muchas más aves, y humedales con más plantas tienen más aves (por ej., Green, 1998; Blindow *et al.*, 2000), pero parece ser secundario cuáles son las especies de plantas sumergidas presentes. Estudios comparativos entre humedales sugieren que la diversidad de aves acuáticas no indica la diversidad de otros organismos en los humedales. En Marruecos, Green *et al.* (2002) no encontraron una relación entre humedales entre la diversidad (número de especies) de aves acuáticas y la de plantas. Igualmente, no hay una buena relación entre la diversidad de aves terrestres y la de insectos en el Reino Unido (Prendergast y Eversham, 1997). Mientras que hay una buena correlación entre salinidad y la diversidad de plantas acuáticas o invertebrados acuáticos en Marruecos, la salinidad no afecta la diversidad de las aves (Green *et al.*, 2002).

BUEN Y MAL USO DE LAS AVES COMO BIOINDICADORES EN LOS HUMEDALES

Sin embargo, entre todas las aves acuáticas hay especies que funcionan mejor y peor como bioindicadores (Halse *et al.*, 1993). Por ejemplo, la focha cornuda parece indicar especialmente bien los humedales de agua dulce, de aguas claras con una alta diversidad y cobertura de plantas sumergidas (Green *et al.*, 2002, datos sin publicar). Puede servir como una buena especie “paraguas” (ver Lambeck, 1997; Simberloff, 1998; Zacharias y Roff, 2001) para conservar estos ambientes, que resultan ser los que están desapareciendo más rápido en la región mediterránea (Green *et al.*, 2002). En Marruecos, ninguna otra especie de ave indica tan bien los lugares de alta diversidad de plantas y de baja salinidad (aunque otras especies amenazadas, la cerceta pardilla y el porrón pardo, también se concentran en humedales de alta diversidad botánica).

Cabe comparar la focha con el flamenco rosa, la especie de ave acuática que ha recibido más atención conservacionista en nuestra región. La reserva natural de Fuente de Piedra fue declarada con el objetivo específico de aumentar la población de flamencos (Montes *et al.*, 1987; Montes, 1995), algo sin precedente e probablemente impensable en el caso de especies mucho más amenazadas (pero no tan grandes y bonitas). Considerada por muchos como una especie bandera para la conservación de humedales mediterráneos y siendo el flamenco la especie que más figura en los centros de visitantes y las portadas de informes u otros documentos relacionados con humedales (por lo menos en el sur de España y Francia), sería conveniente que la presencia de flamencos indicara sitios más biodiversos ricos de plantas y invertebrados así como de otras especies de aves. Por desgracia no es así. En Marruecos, los flamencos no demuestran la correlación entre su abundancia y la riqueza de plantas observada con las fochas cornudas y otras especies amenazadas, concentrándose en humedales más salinos (ambientes menos diversos y menos amenazados en general). En Túnez, la construcción de una serie de embalses en las cuencas del lago Ichkeul (protegido como parque nacional y sitio Ramsar) ha producido un lago hipersalino y una pérdida catastrófica de diversidad de plantas, aves e invertebrados considerado como uno de los desastres más destacados en la conservación de humedales mediterráneos (Tamisier y Boudouresque, 1994; Ramdani *et al.*, 2001). No obstante, el flamenco solo apareció en este humedal cuando su degradación ya estaba en marcha, y han aumentado en número conforme que la salinidad ha aumentado (M. Smart y Wetlands International, datos sin publicar). En el Delta del Ebro, la abundancia de flamencos, si bien esta correlacionada positivamente con la abundancia general de limícolas en invierno, no presenta ninguna correlación con la abundancia de anátidas y fochas (ver Fig. 1).

Por todo ello, hay que tener mucho cuidado a la hora de seleccionar una especie de ave acuática como posible “bioindicadora” y tener en cuenta que un aumento en el número de algunas especies de aves puede indicar un empeoramiento del estado de un humedal en vez de una mejora. Ni siquiera una especie como la focha cornuda tiene una aplicación fácil como bioindicadora. El número de parejas en Doñana y en las lagunas andaluzas endorreicas ha aumentado mucho en 2001-2002 comparado con los años anteriores (Amat, en prensa). Es posible que, en parte, esto refleje una mayor cobertura de plantas sumergidas y flotantes en Doñana (aunque, por desgracia, no hay datos precisos sobre la abundancia de las plantas allí). Pero sospechamos de que se explica más por una entrada de muchos ejemplares procedentes de lagos del medio Atlas marroquí que albergaban centenares de parejas nidificantes y que se han secado estos años (Dayet ‘Awa y Aguelmam Afennourir, ver Green *et al.*, 2002). Esto es un buen ejemplo de la dificultad de interpretar cambios locales en el número de aves.

Hasta aquí, hemos considerado la cuestión de cómo las aves “responden” a cambios limnológicos en sus hábitats, indicando los mismos. Otra cuestión importante que hay que tener en cuenta es si las aves pueden “causar” cambios en sus hábitats. Algunas especies pueden actuar como especies ingenieras, modificando su ambiente y por lo tanto afectando directamente al resto de la comunidad. Los gansos pueden causar una reducción importante en la cobertura de plantas emergentes (Ankney, 1996; Fraulich y Lodge, 2000; Zacheis *et al.*, 2001) y incluso cambios sutiles en el balance entre reproducción sexual y asexual de las mismas (Amat, 1995). También las altas concentraciones de gansos y otras aves en dormideros puede representar una

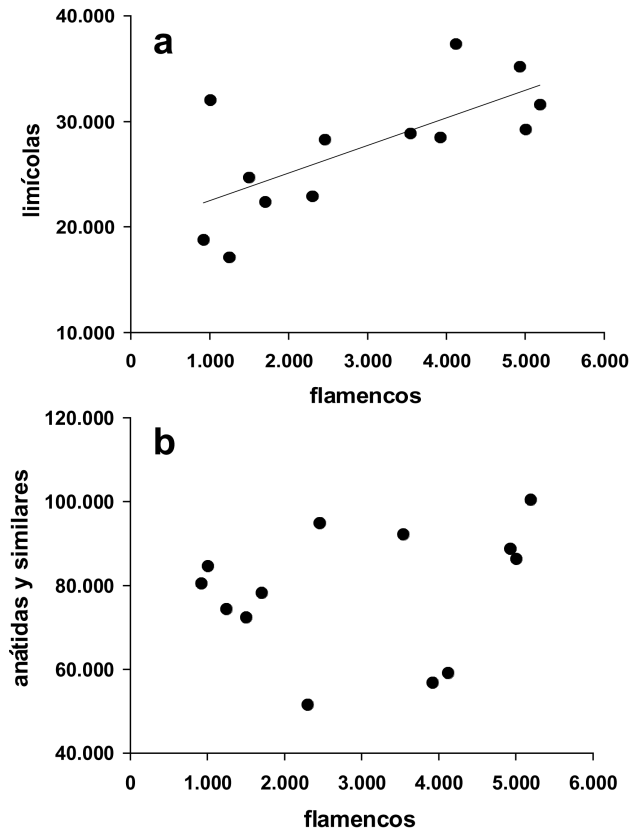


FIG. 1.- Relación entre la abundancia (nº de individuos) de flamencos y limícolas (a) o anátidas y fochas (b). Los datos corresponden a los censos de aves invernantes de los inviernos 86/87 al 98/99 (n=13 censos) publicados en el *Bulleti del Parc Natural Delta de l'Ebre*.

importación masiva de nutrientes (ya que defecan en el humedal dormitorio pero comen en otros lugares) que puede producir un eutrofización del humedal con todo lo que conlleva (Post *et al.*, 1998; Skoruppa y Woodin, 2000). Hace tiempo que se ha demostrado que los flamencos pueden funcionar como ingenieros (Hurlbert y Chang, 1983). En el caso del flamenco rosa, su forma de alimentarse, pisoteando y removiendo el agua y los sedimentos, produce cambios en la turbidez y distribución de nutrientes (Comín *et al.*, 1994) y reduce la cobertura de plantas sumergidas, promoviendo un cambio de aguas claras (dominado por macrófitos sumergidos) a aguas turbias (dominado por fitoplancton) (Gallet, 1950; Montes y Bernués, 1989; Duarte *et al.*, 1990; autores, datos sin publicar). Por ello, un aumento en la densidad de flamencos o gansos puede *causar* (en vez de *indicar*) cambios importantes en los humedales. Desde los años 60, la

densidad de los flamencos se ha duplicado varias veces en los humedales españoles por la combinación de la gestión de la especie (incluyendo medidas para asegurar la nidificación con más frecuencia de lo que sería lo natural para esta especie) y la destrucción de muchos humedales utilizados fuera de la época reproductora. La destrucción de praderas de macrófitos sumergidos por flamencos perjudica a los patos, fochas y otras aves que dependen de ellos, pero puede favorecer las limícolas que prefieren alimentarse en zonas de aguas abiertas (Montes y Bernués, 1989). En parte, esto podría explicar la correlación positiva entre la abundancia de flamencos y de limícolas (Fig. 1).

CONCLUSIONES

En conclusión, debido a los varios problemas identificados por nosotros y por otros (Kushlan, 1993), opinamos que el papel de las aves acuáticas como bioindicadoras no puede ser asumido sin más, y es necesario un análisis previo de las características de los sistemas acuáticos a estudiar. No es conveniente suponer que un cambio en las aves indica algún cambio en las condiciones del humedal estudiado. Cambios limnológicos tampoco se traducen necesariamente en cambios en la avifauna. Hay que seleccionar las especies de aves que se quiere utilizar como indicadores con mucho cuidado, ya que algunas especies son mucho más oportunistas y generalistas que otras. Es importante contrastar las tendencias en la zona de estudio con las observadas en otros humedales en su entorno, para poder diferenciar entre tendencias globales y locales. Es decir, es necesario el uso de ‘controles’, zonas no expuestas a los cambios o factores motivo de análisis para determinar si los cambios registrados en las poblaciones de aves son fruto de los factores de interés o tendencias generalizadas en la región de estudio. Por desgracia, muchas de las especies que mejor pueden indicar diversidad en plantas e invertebrados ya han visto sus poblaciones reducidas tanto que son pocos los humedales donde se pueden encontrar (por ej., el porrón pardo o la focha cornuda). Esto se debe a los serios problemas de conservación en todos los humedales que nos quedan (cambios hidrológicos, eutrofización etcétera, debido principalmente a las transformaciones brutales en las cuencas vertientes).

Generalmente, pensamos que un seguimiento de la vegetación acuática (especialmente las plantas sumergidas) puede servir como mejor herramienta para indicar y entender los cambios ecológicos en una escala local. Las plantas son relativamente fáciles y baratas de identificar y cuantificar (comparado con los invertebrados o las bacterias), y suelen responder de forma más estrecha a fluctuaciones en el nivel de agua, nutrientes, etcétera (aunque también tienen sus limitaciones, ver p.e. Scheffer *et al.*, 1993; Cerco y Moore, 2001; Koch, 2001). Además, cambios en las plantas sumergidas (los productores primarios y el sustrato para toda una panorámica de organismos) necesariamente tiene implicaciones fundamentales para todos los otros elementos del ecosistema. Para el estudio de cambios temporales e históricos en humedales permanentes, la paleo limnología (especialmente el estudio de diatomeas y quironómidos en los sedimentos) representa una alternativa con una resolución superior e interpretación menos complicada que los estudios de cambios temporales en las aves (Flower *et al.*, 1989; Flower y Foster, 1992; Flower *et al.*, 1992; Ramdani *et al.*, 2001). En nuestra opinión, sería conveniente hacer un esfuerzo para buscar un acercamiento común entre limnólogos y ornitólogos ya que los

ornitólogos tienen mucho que aprender de los limnólogos sobre el funcionamiento del hábitat de las aves, mientras que los limnólogos suelen ignorar el papel de las aves acuáticas en los ecosistemas. Queda mucho por hacer en la ciencia joven de ornitolimnología (sensu Hurlbert y Chang, 1983), con aplicaciones potencialmente importantes para la gestión y conservación de los humedales Mediterráneos.

BIBLIOGRAFIA

- Amat, J. A. (1995). Effects of wintering greylag geese *Anser anser* on their *Scirpus* food plants. *Ecography*, 18: 155-163.
- Amat, J. A. (en prensa). Focha Cornuda *Fulica cristata*. En, Madroño, A.; González, C. y Atienza, J. C. (eds.): *Libro rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife, Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Amat, J. A. y Sánchez, A. (1982). Biología y ecología de la Malvasía *Oxyura leucocephala* en Andalucía. *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 251-320.
- Ankney, C. D. (1996). An embarrassment of riches: too many geese. *Journal of Wildlife Management*, 60: 217-223.
- Bibby, C. J.; Collar, N. J.; Crosby, M. J.; Heath, M. F.; Imboden, C.; Johnson, T. H.; Long, A. J.; Stattersfield, A. J. y Thirgood, S. J. (1992). *Putting Biodiversity on the Map: Priority Areas for Global Conservation*. ICPB. Cambridge.
- BirdLife International (2000). *Threatened Birds of the World*. Lynx Edicions, BirdLife International. Barcelona, Cambridge.
- Blindow, I.; Hargeby, A. y Andersson, G. (2000). Long term waterfowl fluctuations in relation to alternative states in two shallow lakes. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. Monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 165-176. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Brown, M. y Dinsmore, J. J. (1986). Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *Journal of Wildlife Management*, 50: 392-397.
- Buckton, S. T.; Brewin, P. A.; Lewis, A.; Stevens, P. y Ormerod, S. J. (1998). The distribution of dippers, *Cinclus cinclus* (L.), in the acid-sensitive region of Wales, 1984-95. *Freshwater Biology*, 39: 387-396.
- Cairns, D. K. y Kerekes, J. J. (2000). Fish harvest by common loons and common mergansers in Kejimikujik National Park, Nova Scotia, Canada, as estimated by bioenergetic modelling. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. Monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 125-135. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Castro, H.; Nevado, J. C.; Paracuellos, M. y López, J. M. (1994). La Malvasía (*Oxyura leucocephala*) en la provincia de Almería. Evolución poblacional, nidificación y selección de hábitat. *Oxyura*, 7: 119-133.

- Cerco, C. F. y Moore, K. (2001). System-wide submerged aquatic vegetation model for Chesapeake bay. *Estuaries*, 24: 522-534.
- Comín, F. A.; Herrera-Silveira, J. A. y Martín, M. (1994). Flamingo footsteps enhance nutrient release from the sediment to the water column. En, Faragó, S. y Kerekes, J. J. (eds.): *Limnology and waterfowl. Monitoring, modelling and management*, pp. 211-227. Wetlands International Publication, 43. Sopron.
- Craig, R. J. y Beal, K. G. (1992). The influence of habitat variables on marsh bird communities of the Connecticut River Estuary. *Wilson Bulletin*, 104: 295-311.
- Dehorter, O. y Tamisier, A. (1996). Wetland habitat characteristics for waterfowl wintering in camargue, southern France: implications for conservation. *Rev. Ecol.*, 51: 161-171.
- Delany, S.; Reyes, C.; Hubert, E.; Pihl, S.; Rees, E.; Haanstra, L. y van Strien, A. (1999). *Results from the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia 1995 and 1996*. Wetlands International Publication, 54. Wageningen.
- Duarte, C.; Montes, C.; Agustí, S.; Martino, P.; Bernués, M. y Kalff, J. (1990). Biomasa de macrófitos acuáticos en la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW España): importancia y factores ambientales que controlan su distribución. *Limnetica*, 6: 1-12.
- Duncan, P.; Hewison, A. J. M.; Houte, S.; Rosoux, R.; Tournebize, T.; Dubs, F.; Burel, F. y Bretagnolle, V. (1999). Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks. *Journal of Applied Ecology*, 36: 11-23.
- Elmberg, J.; Nummi, P.; Pöysä, H. y Sjöberg, K. (1993). Factors affecting species number and density of dabbling duck guilds in North Europe. *Ecography*, 16: 251-260.
- Elmberg, J.; Nummi, P.; Pöysä, H. y Sjöberg, K. (1994). Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblages of breeding waterfowl. *Journal of Biogeography*, 21: 75-84.
- Figuerola, J. y Green, A. J. (2002). Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, 47: 483-494.
- Flower, R. y Foster, I. D. L. (1992). Climatic implications of recent changes in lake level at Lac Azizga (Morocco). *Bull. Soc. Géol. France*, 163: 91-96.
- Flower, R. J.; Dearing, J. D.; Rose, N. y Patrick, S. J. (1992). A palaeoecological assessment of recent environmental change in moroccan wetlands. *Würzb. Geogr. Arb.*, 84: 17-44.
- Flower, R. J.; Stevenson, A. C.; Dearing, J. A.; Foster, I. D. L.; Airey, A.; Rippey, B.; Wilson, J. P. F. y Appleby, P. G. (1989). Catchment disturbance inferred from paleolimnological studies of three contrasted sub-humid environments in Morocco. *Journal of Paleolimnology*, 1: 293-322.
- Franklin, J. F. (1993). Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications*, 3: 202-205.
- Fraulich, A. J. y Lodge, D. M. (2000). Waterfowl-induced changes in submerged and emergent macrophyte communities at Lake Mattamuskeet, NC, USA. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 43-59. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.

- Furness, R. W. y Greenwood, J. J. D. (eds.) (1993). *Birds as Monitors of Environmental Change*. Kluwer Academic Publishers.
- Gallet, É. (1950). *The Flamings of the Camargue*. Blackwell. Oxford.
- Goodsell, J. T. (1990). Distribution of waterbird broods relative to wetland salinity and pH in South-western Australia. *Australian Wildlife Research*, 17: 219-229.
- Green, A. J. (1996). Analyses of globally threatened Anatidae in relation to threats, distribution, migration patterns and habitat use. *Conservation Biology*, 10: 1435-1445.
- Green, A. J. (1998). Habitat selection by the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*, Ferruginous Duck *Aythya nyroca* and other ducks in the Göksu Delta, Turkey in late summer. *Rev. Ecol. Terre et Vie*, 53: 225-243.
- Green, A. J. (2000). The habitat requirements of the Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*), Ménétr., a review. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. Monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 147-163. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Green, A. J.; Echevarría, J. L. y Ferrández, M. (en prensa). Cerceta Pardilla *Marmaronetta angustirostris*. En, Madroño, A.; González, C. y Atienza, J. C. (eds.): *Libro rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife, Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Green, A. J.; El Hamzaoui, M.; El Agbani, M. A. y Franchimont, J. (2002). The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biological Conservation*, 104: 71-82.
- Green, A. J.; Fox, A. D.; Hilton, G. M.; Hughes, B.; Yazar, M. y Salathé, T. (1996). Threats to Burdur Lake ecosystem, Turkey and its waterbirds, particularly the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*. *Biological Conservation*, 76: 241-252.
- Green, A. J.; Fox, A. D.; Hughes, B. y Hilton, G. M. (1999). Time-activity budgets and site selection of White-headed Ducks (*Oxyura leucocephala*) at Burdur Lake, Turkey in late winter. *Bird Study*, 46: 62-73.
- Halse, S. A.; Williams, M. R.; Jaensch, R. P. y Lane, J. A. K. (1993). Wetland characteristics and waterbird use of wetlands in south-western Australia. *Wildlife Research*, 20: 103-126.
- Herrera, C. M. (1989). Sobre el vicio del tamaño y la práctica de la conservación. *Quercus*, 43-48.
- Hilty, J. y Merenlender, A. (2000). Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation*, 92: 185-197.
- Hurlbert, S. H.; Chang, C. C. Y. (1983). Ornitholimnology: Effects of grazing by the Andean flamingo (*Phoenicoparrus andinus*). *Proceedings of National Academy of Science*, pp. 4766-4769.
- Kerekes, J.; Duggan, M.; Tordon, R.; Boros, G. y Bronkhorst, M. (1997). Abundance and distribution of fish-eating birds in Kejimikujik National Park, Canada (1988-1994). En, Faragó, S. y Kerekes, J. J. (eds.): *Limnology and waterfowl. Monitoring, modelling and management*, pp. 211-227. Wetlands International Publication, 43. Sopron.

- Klein, M. L.; Humphrey, S. R. y Percival, H. F. (1995). Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conservation Biology*, 9: 1454-1465.
- Koch, E. W. (2001). Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24: 1-17.
- Kushlan, J. (1993). Waterbirds as indicators of wetland change: are they a valuable tool? En, Anónimo: *Waterfowl and wetland conservation in the 1990s - a global perspective. Proc. IWRB Symp., St. Petersburg Beach*, pp. 48-55. IWRB Special Publication, 26. IWRB. Florida.
- Küsters, E. (2000). Influence of eutrophication of gravel pit lakes on bird numbers. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 221-230. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Lambeck, R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, 11: 849-856.
- Madsen, J. y Fox, A. D. (1995). Impacts of hunting disturbance on waterbirds - a review. *Wildlife Biology*, 1: 193-207.
- Montes, C. (1995). Los humedales españoles protegidos. Conservación vs. confusión. *El Agua. Monográfico El Campo*, pp. 101-128. BBV.
- Montes, C. y Bernués, M. (1989). Incidencia del flamenco rosa (*Phoenicopterus ruber roseus*) en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos de la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW España). En, Pintos, M. R.; Prieto, S.; Rendón, M. y Johnson, A. R. (coords.): *Reunión técnica sobre la situación y problemática del Flamenco rosa (Phoenicopterus ruber roseus) en el Mediterráneo Occidental y Africa Noroccidental*, pp. 103-110. Agencia de Medio Ambiente (Consejería de Cultura y Medio Ambiente, Junta de Andalucía). Sevilla.
- Montes, C.; Guerrero, R. y Alonso, M. (1987). La Reserva Integral de la Laguna de Fuente de Piedra. *Alquibla*, 12: 37-43.
- Murkin, H. R.; Murkin, E. J. y Ball, J. P. (1997). Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: a 10-year experiment. *Ecological Applications*, 7: 1144-1159.
- Murphy, S. M.; Kessel, B. y Vining, L. J. (1984). Waterfowl populations and limnological characteristics of taiga ponds. *Journal of Wildlife Management*, 48: 1156-1163.
- Nilsson, L. (1978). Breeding waterfowl in eutrophicated lakes in south Sweden. *Wildfowl*, 29: 101-110.
- Ntiamao-Baidu, Y.; Piersma, T.; Wiersma, P.; Poot, M.; Battley, P. y Gordon, C. (1998). Water depth selection, daily feeding routines and diets of waterbirds in coastal lagoons in Ghana. *Ibis*, 140: 89-103.
- Nudds, T. D. (1983). Variation in richness, evenness and diversity in diving and dabbling duck guilds in prairie pothole habitats. *Canadian Journal of Zoology*, 61: 1547-1550.
- Parker, G. R.; Petrie, M. J. y Sears, D. T. (1992). Waterfowl distribution relative to wetland acidity. *Journal of Wildlife Management*, 56: 268-274.
- Post, D. M.; Taylor, J. P.; Kitchell, J. F.; Olson, M. H.; Schindler, D. E. y Herwig, B. R. (1998). The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. *Conservation Biology*, 12: 910-920.

- Pöysä, H. (1983). Resource utilization pattern and guild structure in a waterfowl community. *Oikos*, 40: 295-307.
- Prendergast, C. R.; Quinn, R. W.; Lawton, J. H.; Eversham, R. C. y Gibbons, D. W. (1993). Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365: 335-337.
- Prendergast, J. R. y Eversham, B. C. (1997). Species richness covariance in higher taxa: empirical tests of the biodiversity indicator concept. *Ecography*, 20: 210-216.
- Ramdani, M.; Flower, R. J.; Elkhiaiti, N.; Kraïem, M. M.; Fathi, A. A.; Birks, H. H. y Patrick, S. T. (2001). North African wetland lakes: characterization of nine sites included in the CASSARINA Project. *Aquatic Ecology*, 35: 281-302.
- Safran, R. J.; Isola, C. R.; Colwell, M. A. y Williams, O. E. (1997). Benthic invertebrates at foraging locations of nine waterbird species in managed wetlands of the northern San Joaquin Valley, California. *Wetlands*, 17: 407-415.
- Sánchez, M. I.; Green, A. J. y Dolz, C. (2000). The diets of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*, Ruddy Duck *O. jamaicensis* and their hybrids from Spain. *Bird Study*, 47: 275-284.
- Saura, J.; Bayán, B.; Casas, J.; Ruiz de Larramendi, A. y Urdiales, C. (2001). *Documento Marco para el Desarrollo del Proyecto Doñana 2005. Regeneración Hídrica de las Cuencas y Cauces Vertientes a las Marismas del Parque Nacional de Doñana*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Scheffer, M.; Hosper, S. H.; Meijer, M. -L.; Moss, B. y Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8: 275-279.
- Serrano, L.; Reina, M.; Arechederra, A.; Casco, M.A. y Toja, J. (2002). Descripción limnológica de la Laguna de Tarelo (Parque Natural Doñana). *Congreso Nacional de Limnología*. Madrid.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83: 247-257.
- Skoruppa, M. K. y Woodin, M. C. (2000). Impact of wintering redhead ducks on pond water quality in southern Texas. En, Comín, F. A.; Herrera, J. A. y Ramírez, J. (eds.): *Limnology and aquatic birds. Monitoring, modelling and management. Proceedings of the 2nd International Symposium on Limnology and Aquatic Birds*, pp. 31-42. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.
- Sutherland, W. J. (1998a). Evidence for flexibility and constraint in migration systems. *Journal of Avian Biology*, 29: 441-446.
- Sutherland, W. J. (1998b). The effect of local change in habitat quality on populations of migratory species. *Journal of Animal Ecology*, 35: 418-421.
- Tamisier, A. y Boudouresque, C. (1994). Aquatic bird populations as possible indicators of seasonal nutrient flow al Ichkeul lake, Tunisia. *Hydrobiologia*, 279/280: 149-156.
- Tamisier, A. y Grillas, P. (1994). A review of habitat changes in the Camargue: an assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community. *Biological Conservation*, 70: 39-47.
- Torres, J. A. y Moreno-Arroyo, B. (2000). La recuperación de la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) en España durante el último decenio del siglo XX. *Oxyura*, 10: 5-51.

- Valverde, J. A. (1960). Vertebrados de las Marismas del Guadalquivir. Introducción a su estudio ecológico. *Archivos del Instituto de Aclimatación de Almería*, 9: 5-168.
- Velasquez, C. R. (1992). Managing artificial salt pans as a waterbird habitat: species' responses to water level manipulation. *Colonial Waterbirds*, 15: 43-55.
- Zacheis, A.; Hupp, J. W. y Ruess, R. W. (2001). Effects of migratory geese on plant communities of an Alaskan salt marsh. *Journal of Ecology*, 89: 57-71.
- Zacharias, M. A. y Roff, J. C. (2001). Use of focal species in marine conservation and management: a review and critique. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 11: 59-76.