

LOS HUMEDALES COMO ISLAS DE AGUA EN UN MAR DE TIERRA: LA BIOGEOGRAFÍA Y ECOLOGÍA INSULARES, UNA VEZ MÁS AL SERVICIO DE LA CONSERVACIÓN

Mariano Paracuellos Plan Andaluz de Aves Acuáticas, EGMASA,
Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía

TEORÍAS, ISLAS Y HUMEDALES

Las islas fueron el criadero de algunas de las más brillantes ideas de Darwin (1859) y Wallace (1880) en Biología. Además, ellas han inspirado alguna de las más vigorosas teorías ecológicas modernas, entre las que destaca la denominada Teoría del Equilibrio en Biogeografía Insular (ver Whittaker, 1998; Mota et al., -2006). Para una saber relativamente moderno como la Ecología, esta teoría, enunciada por otros dos grandes de la ciencia (McArthur y Wilson, 1963, 1967), ha sido un pilar fundamental en un edificio que apenas tiene levantados los cimientos (Peters, 1991). No obstante, la Biogeografía Insular no sólo es una teoría de gran trascendencia en la teoría ecológica, sino que, además, de ella han emanado importantes principios prácticos para la conservación de la naturaleza (Shafer, 1990; Gorman, 1991; Whittaker, 1998).

Pero las islas en sentido biológico no son sólo aquellos entornos terrestres rodeados completamente por agua. Ciertos hábitats continentales, como las zonas de alta montaña, yese-ras, cuevas calizas, etc., pueden considerarse "islas" en su estado natural, dado que son espacios relativamente reducidos que están en su totalidad bordeados originalmente por ambientes distintos con los cuales contrastan acusadamente. Además, el impacto humano sobre la naturaleza ha sido tan grande que nos encontramos casi siempre frente a hábitats que, aunque inicialmente ocupaban una gran extensión cohesionada, actualmente están fragmentados a manera de islas o parches rodeados por un ambiente adverso (por ej., Tellería y Santos, 2001). Por si fuera poco, nuestros santuarios protegidos son normalmente manchas en un mar de transformaciones (cultivos, infraestructuras, ciudades, etc.).

Demasiadas coincidencias con las islas verdaderas como para no volver la mirada hacia ellas. Es por ello que las repercusiones de los mecanismos relacionados con el parcheo del hábitat han sido examinados en gran cantidad de tipos de entornos (Opdam, 1991; Andrén, 1994; Newton, 1995; Turner, 1996; Tellería y Santos, 2001).

Otro ejemplo clásico de hábitats insulares lo constituyen los humedales. Pese a su amplia distribución mundial, los humedales constituyen en conjunto una extensión de superficie relativamente escasa en comparación con la de otros ecosistemas. Sin embargo, los rasgos ambientales que confluyen en su entorno confieren a este tipo de biotopos una productividad y diversidad biológicas de las más altas del planeta (Whittaker y Likens, 1973; Archibald, 1995; Finlayson et al., 1999). Además, las particulares condiciones naturales que coinciden en los humedales se suelen describir como características especialmente sensibles a cambios provocados por agentes externos. Tal peculiaridad de los aguazales los ha conformado, junto a su original escasez, como uno de los ambientes más amenazados a

escala mundial ante la intensa degradación del medio que viene siendo provocada por el hombre (Finlayson *et al.*, 1992; Montes *et al.*, 1995; van Vessen *et al.*, 1997).

No obstante, los humedales constituyen un ecosistema parcheado de forma natural, a manera de islas de agua en un mar de tierra donde los contrastes con el paisaje circundante son muy acusados (figura 1). Esta característica se está viendo actualmente acentuada por la acción humana a escala global. Así, entre los principales factores humanos de deterioro ambiental que se suelen desarrollar en este tipo de ecosistemas se encuentra el de la pérdida y fragmentación de su extensión húmeda, que está provocando la desaparición generalizada y la atomización antrópica de una considerable proporción de su superficie (Finlayson *et al.*, 1992; Larson, 1995; van Vessen *et al.*, 1997; Bernert *et al.*, 1999). En este sentido y por poner un ejemplo, en los últimos 200 años se han perdido más del 50% de los humedales españoles en términos de extensión (Casado y Montes, 1995).

Con objeto de ralentizar el proceso de detrimento en los ámbitos encharcables, suele recomendarse como necesarios su mantenimiento, restauración y/o creación. Es por ello que los estudios que argumentan procedimientos de gestión conservacionista para entornos húmedos se enmarcan como prioritarios en investigación aplicada (Finlayson *et al.*, 1992; Weller, 1994; Montes *et al.*, 1995). Dada entonces su importancia como ciencia empleada en conservación, la Teoría de Islas puede constituirse como una disciplina válida para argumentar procedimientos de manejo y gestión de los ambientes palustres con objeto de contribuir a la salvaguarda de su relevante y amenazada biodiversidad.

Teniendo en cuenta el riesgo de desaparición que ostentan los ambientes húmedos, así como su importancia para la supervivencia de determinados organismos, en la presente contribución se pretenden evaluar determinados aspectos relacionados con las repercusiones de la insularidad sobre las especies de los hábitats palustres. Para ello se analizan de forma complementaria los procesos de parcheo natural (los humedales como islas naturales) y antrópico (fragmentación de los humedales) de tales entornos, tanto a escala espacial como temporal.



figura 1

Aunque parezcan hábitats totalmente diferentes, paradójicamente las islas y los humedales presentan un rasgo fundamental en común y es su incomunicación de ambientes similares por un entorno circundante con el que contrastan. En las imágenes, isla de Alborán (foto: Flotilla de Aeronaves de la Armada), como isla de tierra rodeada por un mar de agua, y laguna Negra (foto: F. Guerrero), como isla de agua rodeada por un mar de tierra, en el mar de Alborán y picos de Urbió, respectivamente.

¿QUÉ RASGOS FÍSICOS OSTENTAN LOS HUMEDALES COMO ISLAS?

Teniendo en cuenta las características propias de los humedales, los organismos que los habitan suelen constituirse como especies muy adaptadas a vivir en su ambiente, con sus pros y sus contras asociados (Weller, 1994; Casado y Montes, 1995). La idiosincrasia de tales pobladores favorece el que, en principio, sean de los pocos animales o plantas privilegiados

que pueden aprovechar la gran productividad biológica de estos ricos biotopos. Sin embargo, la alta y usual especialización de estos seres vivos también tiene sus desventajas, dado que tales habitantes en muchas ocasiones no pueden sobrevivir en otro tipo de hábitats que no sean palustres. Ello se agrava teniendo en cuenta que las lagunas están rodeadas de entornos adversos y “peligrosos” para tales inquilinos, de modo que si algún típico espécimen palustre quiere desplazarse de una laguna a otra, tendrá que “salvar” el obstáculo que supone atravesar por un ambiente terrestre hostil. Sin embargo, lo que a priori podría parecer como “presidarios en su propio paraíso”, no es una idea totalmente absoluta, y las poblaciones de las lagunas realmente están intercomunicadas entre sí para constituir entre todas ellas una metapoblación de conjunto con flujos de intercambio de individuos de laguna a laguna que se desplazan a través del viento, volando, como pasajeros de otros o caminando, como hacen respectivamente las semillas de ciertos helófitos, algunos invertebrados acuáticos, los patos o los sapos, entre otros (ver p. ej., Opdam, 1991).

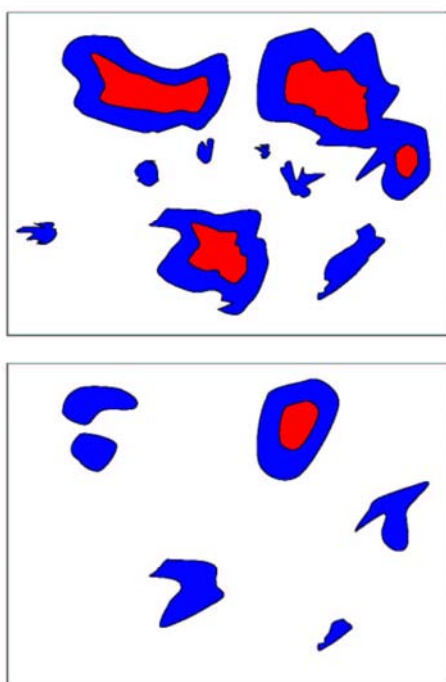


figura 2

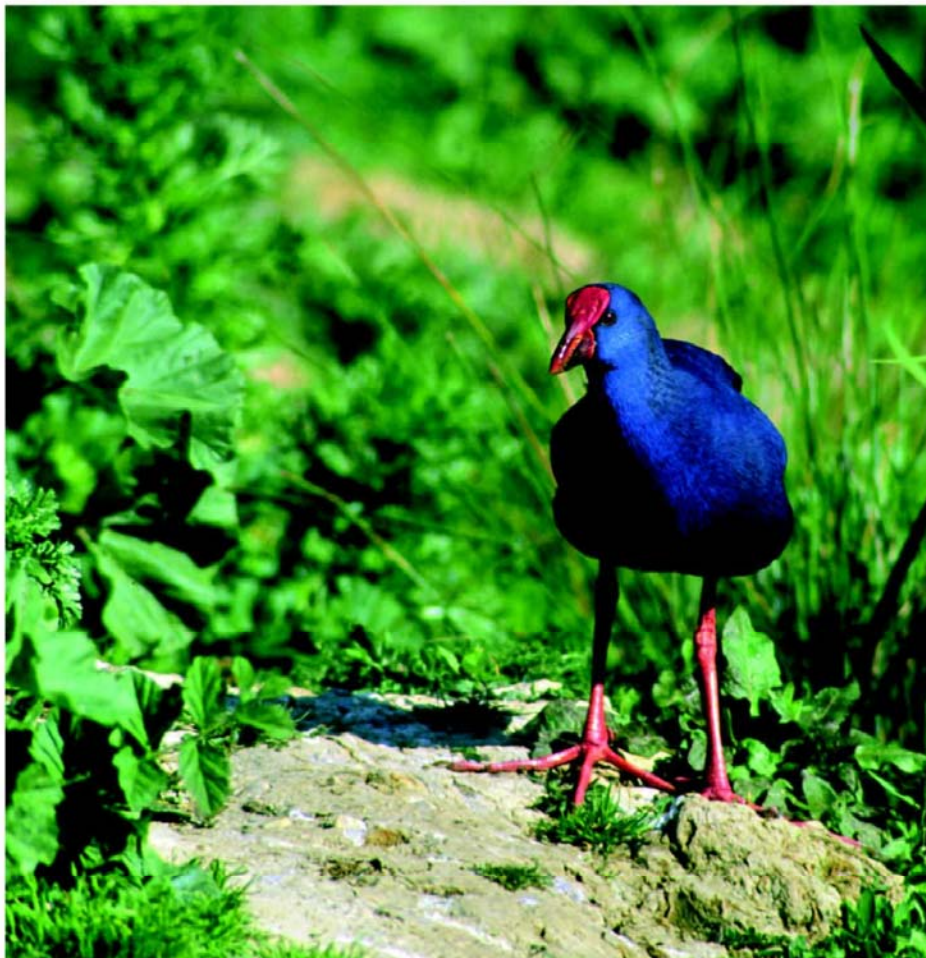
Simulación de un proceso ficticio de cambio paisajístico en el que un complejo palustre compuesto ancestralmente por un conjunto variado de lagunas (arriba) acaba por degradarse por la acción humana, provocándose la fragmentación, reducción o pérdida de las mismas (abajo). En azul se representan los hábitats palustres propios de márgenes, mientras en rojo aquellos otros de aguas abiertas de interior alejadas de las orillas.

Todo ello hace que los humedales se constituyan a manera de mundos semi-independientes con determinados rasgos físicos que, en una primera aproximación, son características fundamentales que los diferencian entre sí a grandes rasgos. Tales particularidades morfológicas pueden modificarse según patrones de cambio a escala espacial, de un humedal a otro, o a escala temporal, en un mismo humedal. Para comprender fácilmente el funcionamiento de tales patrones basta ofrecer un ejemplo simple. Supongamos que tenemos un conjunto ficticio de grandes lagunas en un complejo palustre ancestral, a manera de islas en un archipiélago. Si imaginamos que, por distintas causas, el hombre actúa sobre tal complejo y empieza a degradarlo y a deteriorarlo, como viene ocurriendo a lo largo y ancho de cualquier continente, la superficie palustre irá perdiéndose paulatinamente (figura 2). Tal merma derivará en tres procesos de deterioro que repercutirán respectivamente en:

- Su tamaño: conforme se va perdiendo extensión húmeda, obviamente los aguazales irán haciéndose cada vez más pequeños, bien por una progresiva invasión de sus márgenes o por fragmentación de los mismos en dos o más parches, hasta finalmente desaparecer (figura 2). Este patrón origina un gradiente de tamaños resultantes que tiene un equivalente real en la naturaleza, donde hay todo un amplio rango de ejemplos de humedales según sus dimensiones, desde los entornos palustres verdaderamente inmensos, como el Mar Menor con 13.000 hectáreas, a otros diminutos, como ciertas pequeñas charcas ganaderas de menos de una hectáreas en Murcia.
- Su grado de aislamiento: conforme avanza el proceso y pierden tamaño las lagunas del complejo, éstas se separan entre sí, bien porque al reducirse van progresivamente alejándose

sus orillas bien porque, al desaparecer por completo masas de agua intercaladas entre ellas, la distancia que separa a las aún supervivientes se incrementa (figura 2). Dado que normalmente las lagunas no están físicamente intercomunicadas, el factor aislamiento es una variable importante a tener en cuenta a la hora de poder caracterizar tales ambientes. En este sentido, en el medio natural existen lagunas muy alejadas de otras y, por tanto, enormemente aisladas, como por ejemplo las lagunas de la rambla de las Moreras en Mazarrón, a diferencia de otras muy próximas o contiguas, como las salinas de San Pedro, contiguas a los humedales periféricos del Mar Menor en Murcia.

- Su grado de conectividad con el entorno circundante: conforme las lagunas pierden tamaño, su relación perímetro/superficie se incrementa (figura 2) y, por consiguiente, es cada vez mayor su permeabilidad a las condiciones ambientales del entorno periférico. De esta forma, mientras las grandes lagunas, como las Tablas de Daimiel, tendrán amplios espacios centrales muy alejados de las orillas en contacto directo con el exterior, cualquier punto interior de las diminutas pozas de la alta montaña de Sierra Nevada se encontrará muy cercano al entorno emergente que las circunda.



CAMBIOS EN BIODIVERSIDAD

Las morfologías cambiantes de los hábitat-isla tienen un claro efecto en la composición de organismos que los habitan (Brown y Dinsmore, 1986; Knutson *et al.*, 1999; Rey Benayas *et al.*, 1999; Naugle *et al.*, 1999; Wettstein y Schmid, 1999; Verboom *et al.*, 2001; Reche *et al.*, 2005).

Así, confirmando los procesos que predice la Biogeografía de Islas, cada patrón de cambio físico en las unidades discretas o parches de hábitat lleva asociado un patrón de cambio biológico.

Cambio en el tamaño

Como indica un patrón fundamental de la Teoría de Islas, la reducción en tamaño de los humedales da lugar a una disminución en el número de especies que albergan. Un buen ejemplo que puede ilustrar este proceso lo podemos encontrar, por ejemplo, en sus aves. Así, en un complejo palustre compuesto por 40 carrizales en Almería se encontró que, conforme se pasaba de un carrizal a otro más pequeño, se perdía riqueza de pájaros. Además, esa pérdida era manifiesta tanto a tiempo fijo (carrizales supervivientes que comparten un espacio común; **figura 3**) como a tiempo variable (conforme algunos de ellos fueron fragmentándose históricamente en parches más pequeños perdieron especies de pájaros nidificantes; Paracuellos, 2004).

Tal repercusión puede venir determinada por dos efectos. El primero está condicionado por la pérdida de área *per se*, de modo que cuanta más superficie se pierde, menos individuos caben en el parche, lo cual redundará en una menor probabilidad de encontrar entre ellos nuevas especies. Ello trae consigo el que las especies más abundantes persistan en el mayor número de parches palustres, tanto en los más grandes como los más pequeños, y tanto espacial como temporalmente, mientras que las más escasas normalmente sólo aparecen eventualmente en un número reducido de parches, soliendo ser casi siempre los grandes humedales (**figura 4**; Opdam, 1991; Andrén, 1994; Lawton, 1996; Turner, 1996; Tellería y Santos, 2001; Gaston *et al.*, 1997, 2000; Holt *et al.* 2002).

Pero al margen del propio efecto del área, conforme merma la extensión existen muchas posibilidades de que el ambiente aún superviviente pierda tipos distintos de hábitats palus-

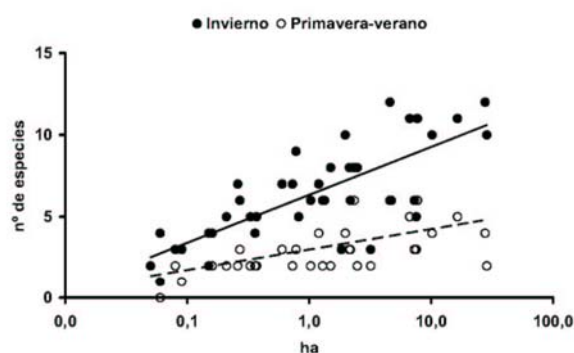


figura 3

Relaciones estadísticas entre el tamaño de los carrizales (ha) y su número de especies (nº de especies) de paseriformes en el complejo de humedales de la Baja Alpujarra en Almería durante el invierno (recta de regresión continua; r de Pearson = 0,73, $p < 0,001$) y la primavera-verano (recta de regresión discontinua; r de Pearson = 0,64, $p < 0,001$) (extraído de Paracuellos, en 2006 a). Análisis basados en datos transformados. Escala X logarítmica. Cada punto representa un carrizal.

tres, simplificándose su complejidad estructural. Así, por ejemplo, en el mismo complejo palustre de Almería pudo observarse que, conforme las lagunas se hacían cada vez más pequeñas, las amplias zonas internas de aguas abiertas alejadas de las orillas características de los grandes humedales cada vez iban siendo más reducidas, con la aproximación paulatina de los márgenes al centro (figura 2). Ello traía consigo que fuesen limitándose cada vez más las zonas de interior en las que un grupo concreto de especies de aves acuáticas solían alimentarse (como por ejemplo el zampullín cuellinegro *Podiceps nigricollis*, el cuchara común *Anas clypeata* o la malvasía cabeciblanca *Oxyura leucocephala*), con el consiguiente perjuicio para las mismas, que acababan desapareciendo cuando la charca era ya muy pequeña. Ello, a diferencia de las aves que solían alimentarse preferentemente cerca de la orilla, como el zampullín común (*Tachybaptus ruficollis*), el ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) o la focha común (*Fulica atra*), que habitaban consiguientemente tanto las charcas grandes como las chicas (Paracuellos, en prensa).

Dadas las consecuencias arriba enunciadas, el empobrecimiento de especies conforme se empequeñece el humedal, claro exponente de la reducción de biodiversidad asociado a este patrón, tiene un rasgo añadido: normalmente no es al azar, sino que se conforma a manera de pérdida encajada. Es decir, de una forma ordenada y secuencial de especies, mediante la cual siempre son las mismas las que antes desaparecen cuando el parche es depauperado. Así, en las lagunas menores sólo existe una muestra empobrecida de las especies presentes en el conjunto original de las más grandes (Atmar y Patterson, 1993).

Esto puede ser observado muy bien cuando, en una matriz de presencia/ausencia, ordenamos las lagunas de mayor a menor riqueza de especies y las especies de mayor a menor grado de ocupación de las lagunas. Tras esto podremos analizar cuál es el patrón de pérdida

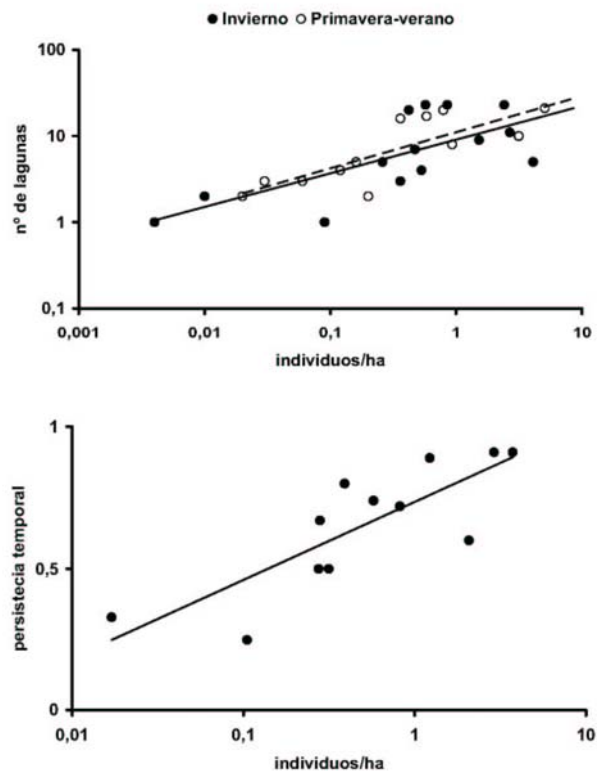


figura 4

Relaciones estadísticas entre la densidad media en las grandes lagunas (individuos/ha) y (arriba) el número de lagunas ocupado (nº de lagunas) durante el invierno (recta de regresión continua; r de Pearson = 0,71, $p < 0,01$) y la primavera-verano (recta de regresión discontinua; r de Pearson = 0,81, $p < 0,01$), y (abajo) la persistencia interestacional (persistencia temporal, como la proporción de lagunas ocupadas tanto en el invierno como en la primavera-verano por cada especie) (r de Pearson = 0,81, $p < 0,01$) de las de aves acuáticas flotadoras-buceadoras en el complejo de humedales de la Baja Alpujarra en Almería (extraído de Paracuellos y Tellería, 2004). Análisis basados en datos transformados. Escalas X e Y logarítmicas. Cada punto representa una especie.

de dichas especies o, lo que es lo mismo, tendremos la ocasión de identificar cuáles son las que van desapareciendo antes conforme su número descende al pasar de un enclave a otro. Si no hay un orden secuencial en la identidad de las especies que desaparecen (i.e., n especies ocupando una localidad no están siempre presentes en otra con $n + 1$) podrá hablarse de una pérdida no encajada o al azar de especies (caso derecho en la figura 5). Sin embargo, sí puede identificarse una jerarquía de especies perdidas cuanto menos riqueza existe en las islas (conforme las localidades se empobrecen, la primera especie en desaparecer es usualmente a , seguida por b , posteriormente por c , etc., y permaneciendo en las lagunas más pobres normalmente sólo la especie z), el patrón de pérdida entonces será encajado (i.e., n especies ocupando una isla habitualmente están presentes

en otra con $n + 1$; caso izquierdo en la figura 5). Tales pautas pueden ser fácilmente comprensibles mediante la exposición de un claro ejemplo. Para ello usamos la información obtenida según las aves acuáticas y humedales de la Baja Alpujarra. Una vez construida la matriz de presencia-ausencia, la empaquetamos ordenando a los enclaves de mayor a menor riqueza y a las especies de mayor a menor grado de ocupación de los mismos. Usando este protocolo podemos observar claramente que nuestro conjunto de lagunas presenta un patrón encajado de pérdida de especies de aves, mucho más similar al de la matriz simulada de la izquierda que al de la derecha en la figura 5.

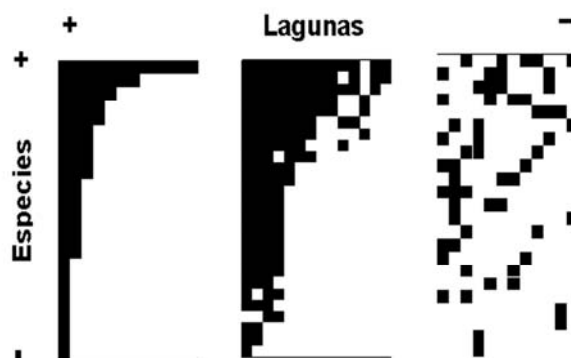
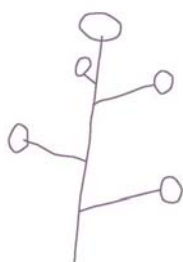


figura 5

Matriz de presencia/ausencia de las especies de aves acuáticas en las lagunas de la Baja Alpujarra en Almería (la presencia de una especie en una determinada laguna se marca como una celdilla sombreada). Las lagunas son las filas ordenadas por el número de especies y las especies son las columnas ordenadas por su aparición en las lagunas (extraído de Paracuellos y Tellería, 2004). Junto a la matriz observada de presencia-ausencia de las lagunas (centro) aparece la matriz equivalente de presencia-ausencia según un patrón perfecto encajado (izquierda) y otro no encajado o al azar (derecha).

Cambio en el grado de aislamiento

Conforme se aumenta la distancia existente entre lagunas, cada vez existe una mayor dificultad de las poblaciones allí ubicadas para intercambiar individuos o recuperarse, por recolonización, de una eventual extinción puntual. De esta forma, en parches muy próximos pueden mantenerse determinadas especies gracias al aporte de ejemplares desde zonas vecinas muy concurridas en una dinámica de "fuente y sumidero" (por ejemplo, Pulliam, 1988). Por contra, tales aportes cesarían o, por lo menos, irían progresivamente limitándose en humedales muy aislados entre sí y separados por extensas áreas de un paisaje hostil, lo que podría ir produciendo una cascada de desapariciones locales en los parches subóptimos (Brown y Dinsmore, 1986; Craig y Beal, 1992; Andrén, 1994; Rosenberg, *et al.* 1997; Tellería y Santos 2001). Tal efecto puede ser fácilmente ilustrado al comparar, en el caso de estudio de la Baja Alpujarra y también a tiempo fijo, la riqueza de acuáticas con la distancia



entre lagunas (figura 6). En tal relación inversa puede apreciarse que cuanto más alejadas están las áreas palustres entre sí, más empobrecidas se encuentran en riqueza de aves acuáticas. Además, a tiempo variable también pudo observarse que la pérdida de pájaros en carrizales fragmentados históricamente estuvo relacionada con el cada vez mayor aislamiento de los mismos conforme el proceso de degradación avanzaba con los años (Paracuellos, 2004).

Por tanto, el grado de aislamiento se conforma como un factor muy decisivo, junto al tamaño de las charcas, como pronosticador del número de especies que éstas albergan.

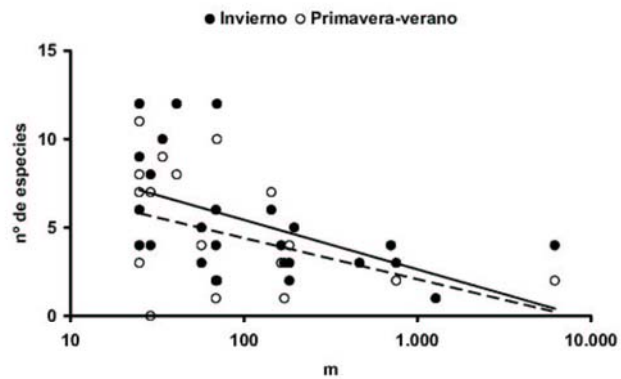


figura 6

Relaciones estadísticas entre la distancia de la laguna a la más próxima (m) y su número de especies (nº de especies) de aves acuáticas flotadoras-buceadoras en el complejo de humedales de la Baja Alpujarra en Almería durante el invierno (recta de regresión continua; r de Pearson = -0,52, $p < 0,01$) y la primavera-verano (recta de regresión discontinua; r de Pearson = -0,46, $p < 0,05$) (extraído de Paracuellos y Tellería, 2004). Análisis basados en datos transformados. Escala X logarítmica. Cada punto representa una laguna.

Cambio en el grado de conectividad con el entorno circundante

Muchas de las amenazas que experimentan los organismos en los paisajes insulares, fragmentados o como áreas discretas protegidas, proceden de la matriz de hábitat en la que están inmersos. Este "efecto de borde" asociado a la permeabilidad puede venir ligado a causas físicas, como por ejemplo un incremento de la insolación, viento, oscilaciones térmicas o caída de la humedad en el ecotono, frente a unos valores mucho más estables de estos mismos parámetros en el interior del parche, o a causas biológicas, como por ejemplo la penetración de especies ecotónicas y generalistas de los hábitats circundantes que pueden interaccionar con las especialistas o propias de los hábitats insulares. Todos éstos se constituyen como factores de riesgo que cada vez tienen más importancia conforme las lagunas se hacen progresivamente más pequeñas y ganan en conectividad con el medio circundante (Turner, 1996; McCollin, 1998; Tellería y Santos, 2001). No obstante, a diferencia de otros tipos de medios donde el efecto de borde es pernicioso para determinadas especies dependientes de hábitats de interior, en el caso de humedales las zonas periféricas son normalmente de mayor uso, por ejemplo para los passeriformes palustres especializados (Pambour, 1990; Honza y Literák, 1997; Graveland, 1998; Baldi, 1999) o determinadas aves acuáticas (Nilsson, 1972; Pöysä, 1983; Amat, 1984; Nudds et al., 1994; Green, 1998; Paracuellos, en prensa) y, por tanto, favorables a priori para las mismas. Sin embargo, todo ello no resta importancia al hecho de que estar en contacto con el medio exterior tiene sus riesgos, y más en los días que corren, donde el hombre cada vez es más protagonista y omnipresente en todo lo que acontece en el medio natural, transformándolo y degradándolo en perjuicio de las cada vez más raras zonas con una



figura 7

Las albuferas de Adra en el complejo palustre de la Baja Alpujarra en Almería. Un caso extremo de humedal cercado por el hombre, esta vez ya como "islas de agua en un mar de plásticos".

estimable calidad ambiental. Un ejemplo claro lo tenemos en los humedales de la Baja Alpujarra en Almería. Como puede ser observado en la **figura 7** existen casos extremos en los que el ámbito periférico de los humedales se halla totalmente alterado por el hombre. Esta es la situación de las albuferas de Adra, importante complejo palustre que ha visto cómo, a lo largo de los años y a pesar de los esfuerzos de gestión en pro de su salvaguarda, el cultivo bajo plástico ha ido cercando sus lagunas hasta estrangularlas en todo su cinturón (Paracuellos, en 2006 b). Los graves impactos que provoca este tipo de cultivos sobre las áreas palustres son: (1) Reducción total y fragmentación del área húmeda por la ampliación de la extensión agrícola arriba mencionada: los cultivos bajo plástico, en su progresiva invasión, merman y atomizan la superficie del biotopo en gran parte de su área original. (2) Contaminación del ámbito terrestre del humedal por residuos sólidos y líquidos: la elevada masa de desechos tanto inorgánicos (principalmente plásticos y biocidas) como orgánicos (residuos vegetales) que generan los enarenados, si no se retiran, se acumulan de forma significativa y degradan el entorno. (3) Contaminación acusada de las aguas de las lagunas, principalmente por eutrofización en las mismas: el efecto se produce por la intensiva utilización de abonos que, utilizados en el terreno agrícola, acaban por drenarse de forma masiva al acuífero del cual se nutren las lagunas. (4) Proliferación de roedores incidentes en las características bióticas del medio: el incremento de tierra ocupada por cultivos también trae como consecuencia una explosión demográfica de roedores que depredan sobre la vegetación y la fauna del hábitat, con índices que, según ha sido descrito, son muy elevados en algunos casos (Nevado y Paracuellos, 2002). En definitiva, por más que determinadas especies palustres prefieran habitar la periferia de los humedales, su contacto cada vez más directo con entornos adversos, como el de Adra, conforme tales zonas disminuyen en tamaño, perjudicará elocuentemente a su biodiversidad.

IMPLICACIONES EN CONSERVACIÓN

¿Una grande o varias pequeñas?

Todo esto tiene mucho que ver con el ya viejo debate denominado SLOSS. La cuestión es si, de cara a la conservación de la biodiversidad y las decisiones de manejo que el hombre debe de adoptar a veces, es mejor proteger una reserva (o en este caso laguna) grande ("Single Large" en inglés) o, por el contrario, varias pequeñas de equivalente superficie ("Several Small"), de ahí el acrónimo (Shafer, 1990).

Al respecto hay que decir que algunos autores han argumentado el hecho de que determinados agregados de pequeños humedales pueden soportar igual o mayor riqueza biológica que uno simple y de superficie equivalente a la total de los primeros (Brown y Dinsmore, 1986; Craig y Beal, 1992). No obstante, los patrones obtenidos en diversos estudios generalmente son inconsistentes con las conclusiones emitidas por tales investigaciones. Por ejemplo, puede observarse el hecho de que, en el caso de la Baja Alpujarra, aun existiendo numerosas lagunas reducidas (< 10 ha) que en grupos sumaron una extensión similar a la de alguna localidad grande (> 10 ha), nunca llegaron a acaparar conjuntamente el mismo o mayor número de especies que alguna de las últimas de forma individual. Dichos resultados fueron fruto, como arriba se argumenta, de la relación grado de ocupación-abundancia y del patrón encajado. Tales procesos derivan en una exclusiva colonización de lagunas grandes por aquellas acuáticas más escasas o especialistas y dependientes para su alimentación de recursos relativamente poco disponibles y más influenciados por la pérdida de superficie (como las zonas centrales de lámina de agua; **figura 2**); a la par que las más abundantes o ligadas a recursos no área-dependientes se distribuyen tanto por lagunas grandes como por pequeñas (Paracuellos y Tellería, 2004; Paracuellos, en 2006 a, en prensa).

En definitiva, conservando los humedales más grandes podemos favorecer una gran salvaguarda del patrimonio biológico palustre.

Entonces, ¿podríamos prescindir de los pequeños humedales?

Sin embargo, el eslogan arriba manifestado puede actuar como un arma de doble filo, puesto que daría pie a que cualquier gestor que se preste pensase que, dado el caso, cabría la posibilidad de despreciar las lagunas de tamaño reducido, puesto que no son imprescindibles para la preservación de la biodiversidad, con su consecuente pérdida intencionada o, al menos, permitida.

En realidad, los análisis indican que (1) la mayoría de los humedales naturales son pequeños y que (2) suelen encontrarse intercalados con los grandes. Evaluaciones simulando la pérdida de humedales pequeños muestran un gran incremento en la distancia entre los humedales supervivientes (**figura 2**), lo cual impediría efectos de "rescate" a nivel de metapoblación. Por tanto, y haciendo eco de los enunciados de Semlitsch y Bodie (1998), argumentamos que los humedales restringidos son también extremadamente valiosos para el mantenimiento de la biodiversidad, que la pérdida de humedales pequeños causaría una reducción directa en la conexión entre poblaciones de especies remanentes y que, en definitiva, su desaparición iría en detrimento de la flora y fauna de estos puntos calientes de

vida. Decididamente, si una de nuestras metas es mantener los niveles actuales de biodiversidad de especies, los humedales pequeños no son prescindibles. Más aún, abogamos resueltamente porque la regulación de los aguazales se enfoque no sólo en su tamaño, sino también en la distribución local y regional de estas valiosas islas naturales para poder proteger la conexión ecológica y las dinámicas fuente y sumidero de poblaciones de especies.

Teniendo en cuenta la vertiginosa pérdida global de ambientes palustres, en cualquier caso no podríamos permitirnos el lujo de olvidar un ápice de cualquier humedal, por pequeño que fuese, si nuestro deseo es conservar la naturaleza. Hay zonas en el mundo donde, desgraciadamente, sólo quedan pequeñas lagunitas que han sobrevivido a la máquina del tiempo. Si se destruyeran acabarían por desaparecer los últimos refugios de organismos a punto de extinguirse y extremadamente dependientes de ellos.

Qué y por qué conservar

Finalmente y a manera de síntesis, la Biogeografía de Islas esgrime el que la riqueza y la distribución de los organismos en los humedales se encuentran muy estrechamente relacionadas con la conformación espacial de los mismos.

Por tanto, las relaciones de la estructura del paisaje, como el tamaño y el aislamiento de los humedales, con la composición biológica que éstos albergan, implican el mantenimiento, la restauración o la creación del mayor número de ellos, prestando especial atención a las grandes lagunas en complejos de más de una localidad vecina, para preservar el mayor número de especies frente a la acusada pérdida de superficie palustre que está acaeciendo actualmente a escala mundial y que es fuente de detrimento en diversidad biológica (Shafer, 1990; Finlayson et al., 1992; Weller, 1994).

No obstante, en aquellas lagunas regresionadas y restrictivas, en las que no se puede garantizar un aumento de la superficie o la minoración de su aislamiento por problemas derivados de la gestión del paisaje, las decisiones de manejo humano pueden ir, de forma alternativa, encaminadas a incrementar la heterogeneidad intrínseca del hábitat palustre, utilizando los procedimientos en uso y adecuados para cada circunstancia con objeto de preservar y/o aumentar la riqueza de especies (Finlayson et al., 1992; Weller, 1994; Montes et al., 1995). Por tal motivo deberá tenerse en cuenta principalmente el incremento diferencial de los recursos naturales área-dependientes escasos y limitantes para aquellas que dependen de los mismos.

Sin embargo, las necesidades reales de conservación en gran parte de las situaciones no son, en sí, el incremento de la diversidad a escala local, sino el salvaguardar a especies amenazadas o en peligro con objeto de contribuir a la biodiversidad global. Teniendo esto en cuenta, se deberá favorecer el aumento poblacional de ellas en función de sus características ecológicas integrales, que, en definitiva, incrementen su estabilidad en el mayor número de parches húmedos y a mayor plazo, haciendo de esta forma más persistentes sus poblaciones y menos proclives a la desaparición.

AGRADECIMIENTOS

Esta revisión no podría haber sido factible realizarla sin el apoyo e interés de Gustavo Ballesteros, al cual agradezco su atención.

BIBLIOGRAFÍA

- Amat JA, 1984. Interacciones entre los patos buceadores en una laguna meridional española. *Doñana, Acta Vertebrata* 11:105-123.
- Andrén H, 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Archibold OW, 1995. *Ecology of World Vegetation*. Chapman & Hall. London.
- Atmar W, Patterson BD, 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96:373-382.
- Baldi A, 1999. Microclimate and vegetation edge effects in a reedbed in Hungary. *Biodiversity and Conservation* 8:1697-1706.
- Bernert JA, Eilers JM, Eilers BJ, Blok E, Daggett SG, Bierly KF, 1999. *Recent wetlands trends (1981/82–1994) in the Willamette Valley, Oregon, USA*. *Wetlands* 19:545-559.
- Brown M, Dinsmore JJ, 1986. Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *Journal of Wildlife Management* 50:392-397.
- Casado S, Montes C, 1995. *Guía de los Lagos y Humedales de España*. J M Reyero (ed.). Madrid.
- Craig RJ, Beal KG, 1992. The influence of habitat variables on marsh bird communities of the Connecticut River Estuary. *Wilson Bulletin* 104:295-311.
- Darwin C, 1859. *The Origin of Species by Means of Natural Selection, or The Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. John Murray. London.
- Finlayson CM, Davidson NC, Spiers AG, Stevenson NJ, 1999. Global wetland inventory – current status and future priorities. *Marine Freshwater Research* 50:717-727.
- Finlayson CM, Hollis GE, Davis TJ (eds.), 1992. *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*. IWRB Special Publication, 20. IWRB. Slimbridge.
- Gaston KJ, Blackburn TM, Lawton JH, 1997. Interspecific abundance-range size relationships: an appraisal of mechanisms. *Journal of Animal Ecology* 66:579-601.
- Gaston KJ, Blackburn TM, Greenwood JJD, Gregory RD, Quinn RM, Lawton JH, 2000. Abundance-occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology* 37(Suppl. 1):39-590.
- Graveland J, 1998. Reed die-back water level management and the decline of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in the Netherlands. *Ardea* 86:187-201.
- Gorman ML, 1991. *Ecología Insular*. Vedral. Barcelona.
- Green AJ, 1998. Comparative feeding behaviour and niche organization in a Mediterranean duck community. *Canadian Journal of Zoology* 500-507.
- Holt AR, Gaston KJ, He F, 2002. Occupancy-abundance relationships and spatial distribution: A review. *Basic and Applied Ecology* 3:1-13.
- Honza M, Literák I, 1997. Spatial distribution of four *Acrocephalus* warblers in reedbeds during the post-breeding migration. *Ringing & Migration* 18:79-83.

- Knutson MG, Sauer JR, Olsen DA, Mossman MJ, Hemesath LM, Lannoo MJ, 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U. S. A. *Conservation Biology* 13:1437-1446.
- Larson VL, 1995. Fragmentation of the land-water margin within the northern and central Indian River Lagoon watershed. *Bulletin of Marine Science* 57:267-277.
- Lawton JH, 1996. Population abundances, geographic ranges and conservation: 1994 Witherby Lecture. *Bird Study* 43:3-19.
- MacArthur RH, Wilson EO, 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MacArthur RH, Wilson EO, 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. Princeton.
- McCollin D, 1998. Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography* 21: 247-260.
- Montes C, Oliver G, Molina F, Cobos J (eds.), 1995. *Bases Ecológicas para la Restauración de Humedales en la Cuenca Mediterránea*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- Mota JF, Paracuellos M, Aguirre A, Peñas J, Cueto M, Pérez-García FJ, Jiménez-Sánchez ML, Merlo ME, Medina JM, Sola AJ, Valero J (en prensa). La probeta de Alborán: Biogeografía y Ecología de islas. En: M Paracuellos, JC Nevado y JF Mota (eds.). *Entre África y Europa. Historia natural de la Isla de Alborán*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- Naugle DE, Higgins KF, Nusser SM, Johnson WC, 1999. Scale-dependent habitat use in three species of prairie wetland birds. *Landscape Ecology* 14:267-276.
- Nevado JC, Paracuellos M (coords.), 2002. Agricultura y Medio Ambiente en el Entorno de Albuferas de Adra. *Life-Naturaleza* 1998 "Conservación de las Albuferas de Adra (Almería)", Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía), Dirección General de Medio Ambiente (Unión Europea). Almería.
- Newton I, 1995. The contribution of some recent research on birds to ecological understanding. *Journal of Animal Ecology* 64:675-696.
- Nilsson L, 1972. Local distribution, food choice and food consumption of diving ducks on a South Swedish lake. *Oikos* 23:82-91.
- Nudds TD, Sjöberg K, Lundberg P, 1994. Ecomorphological relationships among Palearctic dabbling ducks on Baltic coastal wetlands and a comparison with the Nearctic. *Oikos* 69:295-303.
- Opdam P, 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holartic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5:93-106.
- Pambour B, 1990. Vertical and horizontal distribution of five wetland passerine birds during the post-breeding migration period in a reed-bed of the Camargue, France. *Ringed & Migration* 11:52-56.
- Paracuellos M, 2004. *Estructura y Conservación de las Comunidades de Aves en Humedales del Sudeste Ibérico* (Almería, España). CD-ROM. Tesis doctoral, 163. Servicio de Publicaciones (Universidad de Almería). Almería.
- Paracuellos M, (2006 a). Relationships of songbird occupation with habitat configuration and bird abundance in patchy reedbeds. *Ardea* 94:87-98.
- Paracuellos M, (2006 b). Las Albuferas de Adra (Almería, Sudeste Ibérico) y su relación histórica con el hombre. *Farua*, Extra 1:335-358.
- Paracuellos M (en prensa). How can habitat selection affect the use of a wetland complex by water-birds? *Biodiversity and Conservation*.

- Paracuellos M, Tellería JL, 2004. Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds* 27:446-453.
- Peters RH, 1991. *A Critique for Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Pöysä H, 1983. Resource utilization relations between the Coot (*Fulica atra*) and other waterfowl species. *Finish Game Research* 40:37-48.
- Pulliam HR, 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist* 132:652-661.
- Reche I, Pulido-Villena E, Morales-Baquero R, Casamayor EO, 2005. Does ecosystem sizes determine aquatic bacterial richness? *Ecology* 86:1715-1722.
- Rey Benayas JM, Colomer MGS, Levassor C, 1999. Effects of area, environmental status and environmental variation on species richness per unit area in Mediterranean wetlands. *Journal of Vegetation Science* 10:275-280.
- Rosenberg DK, Noon BR, Meslow EC, 1997. Biological corridors: Form, function, and efficacy. *BioScience* 47:677-687.
- Semlitsch RD, Russell Bodie J, 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12:1129-1133.
- Shafer CL, 1990. *Nature Reserves. Island Theory and Conservation Practice*. Smithsonian Institution Press. Washington, London.
- Tellería JL, Santos T, 1995. Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. *Biological Conservation* 71:61-67.
- Tellería JL, Santos T, 1997. Seasonal and interannual occupation of a forest archipelago by insectivorous passerines. *Oikos* 78:239-248.
- Tellería JL, Santos T, 2001. Fragmentación de hábitats forestales y sus consecuencias. En: R Zamora y FI Pugnaire (eds.). *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*, pp. 293-317. Colección Textos Universitarios, 32. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Asociación Española de Ecología Terrestre. Granada.
- Turner IM, 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33:200-209.
- Van Vessen J, Hecker N, Tucker GM, 1997. Inland wetlands. En: GM Tucker y MI Evans. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment* 125-158. *BirdLife Conservation Series*, 6. BirdLife International. Cambridge.
- Verboom J, Foppen R, Chardon P, Opdam P, Luttikhuisen P, 2001. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation* 100:89-101.
- Wallace AR, 1880. *Island Life: Or, The Phenomena and Causes of Insular Faunas and Floras, Including a Revision and Attempted Solution of the Problem of Geological Climates*. Macmillan & Co. London.
- Weller MW, 1994. *Freshwater Marshes: Ecology and Wildlife Management*. 3ª edición. *Wildlife Habitats*, 1. University of Minnesota Press. Minnesota.
- Wettstein W, Schmid B, 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology* 36:363-373.
- Whittaker RJ, 1998. *Island Biogeography. Ecology, Evolution and Conservation*. Oxford University Press. Oxford.
- Whittaker RH, Likens GE, 1973. Primary production: the biosphere and man. *Human Ecology* 1: 357-369.

