

ECOLOGIA TROFICA Y REPRODUCTIVA DE LOS LIMICOLAS EN HUMEDALES COSTEROS Y OTROS ECOSISTEMAS ACUATICOS DEL LITORAL MEDITERRANEO ESPAÑOL

Francisco Robledano Aymerich

INTRODUCCION

Los humedales Mediterráneos son reconocidos como lugares de importancia para la alimentación, reposo y nidificación de limícolas, si bien su valor para las dos primeras funciones es mucho menor que la de los sistemas mareales atlánticos (JOHNSON, 1974; BPITTON & JOHNSON, 1987). El Mediterráneo es un mar sin apenas oscilaciones mareales que puedan poner a disposición de este grupo de aves las amplias superficies estuarinas y lagunares que explotan en el litoral atlántico.

No obstante, lo largo de la costa mediterránea española se puede encontrar una diversa tipología de humedales. Estos se organizan en un gradiente que va desde los humedales de máxima influencia continental, con importantes aportes pluviales directos, por escorrentía de la cuenca, o de origen fluvial, y con una relación muy débil, discontinua o esporádica con el mar (LOPEZ & TOMAS, 1989; TERRADAS et al., 1989, MARTINEZ-TABERNER et al., 1990), a los humedales litorales de carácter endorreico, con escasos aportes hídricos continentales, una relación -superficial o subterránea- continua o más frecuente con el mar y un balance hídrico negativo que se traduce en condiciones de hipersalinidad más o menos acusada (LILLO, 1984).

Aunque los humedales litorales se caracterizan precisamente por la coexistencia de las dos influencias citadas, responsables de su génesis, evolución y configuración actual (GONZALEZ-BERNALDEZ, 1988), la acción del hombre tiende localmente a potenciar una de ellas, independizándolos de la opuesta (ROBLEDANO, 1992). Al mismo tiempo, dirige la dinámica de los humedales hacia condiciones de mayor estabilidad que permitan la explotación intensiva de uno sólo o unos pocos de sus recursos. Esto conduce a un incremento de su homogeneidad interna, eliminando parte

de la heterogeneidad espacial y temporal que es explotada de forma eficiente por un grupo tan diversificado, en sus adaptaciones morfológicas y de comportamiento, como los limícolas (ROBLEDANO, en prensa).

Los humedales marinos, hipersalinos y artificiales adquieren importancia en las regiones de clima semiárido, con escasos aportes hídricos continentales (ROBLEDANO, en prensa), y en aquellos complejos palustres en que estos hábitats acuáticos se han extendido a costa de otros (LEMAIRE et al., 1987).

Los estudios disponibles sobre la ecología de las salinas costeras (ver por ejemplo BRITTON & JOHNSON, 1987, y los trabajos mencionados allí), y en particular sobre sus comunidades de aves acuáticas (RUBIO, 1985; CASTRO, 1986, entre otros), Ponen de manifiesto el interés de estos sistemas acuáticos. Con respecto a las aves, se destaca su papel como medios alternativos o complementarios a otros humedales, por su carácter permanente o poco fluctuante (KERSTEN & SMIT, 1984; MARTIN & BAIRD, 1987; FERNANDEZ-CRUZ et al., 1988), o como zonas de nidificación de aves acuáticas y marinas coloniales, por su relativa tranquilidad (MARTIN & RANDALL, 1987; WALMSLEY, 1993).

Otro tanto puede decirse de humedales estrictamente artificiales, como pequeños embalses, instalaciones de depuración por lagunaje o incluso aguas ornamentales, rápidamente utilizados por limícolas y otras aves (SWANSON, 1977; SMITH & HILL, 1979; FULLER, 1982; WOODALL, 1983).

Este artículo analiza fundamentalmente, la utilización por los limícolas de estos tipos de humedales, basándose en investigaciones realizadas en el sudeste de España.

LOS HUMEDALES SALINOS NATURALES

El término "Humedales del SE español", ha sido acuñado por los ornitólogos locales para designar a un complejo de ecosistemas acuáticos situados dentro de una franja costera de aproximadamente 15 Km. de anchura, entre las

ciudades de Alicante y Cartagena (Figura 1).

Figura 1. Inventario, tipología y localización de los humedales del sudeste de España, indicando los pertenecientes al subsistema de humedales salinos (*): 1. Saladar de Agua Amarga*; 2. Clot de Galvany; 3. Salinas de Santa Pola*; 4. Cotos y lagunas artificiales (Sta. Pola); 5. Embalses de El Hondo; 6. Laguna de La Mata*; 7. Laguna de Torrevieja*; 8. Salinas de San Pedro del Pinatar*; 9. Encañizadas*; 10. Playa de la Hita-Punta Galera*; 11. Saladar le Lo Pollo; 12. Salinas de Marchamalo*; 13. Salinas del Rasall*; 14. Mar Menor*.

Figure 1. Invento and localization of southeastern Spain wetlands. Wetlands belonging to salt wetlands system are shown.

Estos ecosistemas ocupan depresiones litorales de difícil drenaje situadas entre las secciones orientales de las Cordilleras Béticas, donde los dos principales procesos que han contribuido a la formación de humedales han sido el cierre de una bahía o estuario por una barra arenosa, y la inundación de una cubeta preexistente durante una fase marina transgresiva (LILLO, 1984).

Por las características de sus aguas, muchos tienen un carácter esencialmente marino o hipersalino, si bien algunos incluyen pequeñas fracciones de hábitats acuáticos salobres dentro de una matriz de cubetas de salinidad igual o superior a la marina. Para el estudio de las preferencias ecológicas de los limícolas, se consideraron siete tipos de humedales (Tabla 1), que fueron a su vez subdivididos en sectores (hábitats) homogéneos, la mayoría correspondientes a cubetas independientes dentro de cada complejo palustre (Tabla 1).

Todos los sectores accesibles fueron recorridos mensualmente desde octubre de 1987 hasta septiembre de 1988 censando los limícolas presentes por medio de conteos puntuales (censos desde puntos fijos en la periferia de cada sector, ver p. ej. KOSKIMIES & POYSA, 1989). Las densidades de limícolas fueron calculadas, a partir de estos censos, para cada tipo de humedal (representado como mínimo por una localidad) y, dentro de éste, para cada tipo de hábitat identificado. Dado que el objetivo era evaluar la calidad de estos humedales como zona de alimentación, los hábitats terrestres, como motas, muros y diques de tierra (Tabla 1), fueron excluidos de los cálculos, al igual que los sectores de agua más profunda. Las densidades se refieren siempre al total del área censada en cada caso, independientemente de la proporción de ésta que se encontrara inundada.

TABLA 1

Tipos de humedades y hábitats definidos dentro del subsistema de humedales salinos del sudeste de España.

Se indica la superficie censada de cada uno de ellos

Wetland types and habitats within the salt wetlands of southeastern Spain.

Surface censused are shown

Tipo humedal	Superficie (Ha)		Sector	S (Ha)
	Total	Censado		
1. Encalizadas	166	130	1 Playas y zonas someras	21,8
		70,18%	2 Islas con saladar	10
			3 Acúmulos restos fanerógamas	1,7
			4 Agua libre	95,6
2. Salinas	785	420,48	1 Laguna salobre	62,53
industriales		53,92%	2 Charcas salobres	31,74
(Santa Pola)			3 Charcas agua marina fresca	10,36
			4 Lagunas agua marina fresca	111,12
			5 Laguna agua marina fresca sin macrófitos	40,82
			6 Charcas salinidad media	112,1
			7 Charcas salinidad alta	29,8
			8 Cristalizadores	11,6
			9 Charcas marginales	10,35
			Islas, muros y diques de tierra	23,7

3. Salinas	463,6	321	1 Charcas someras y canales	13,7
tradicionales		69,25%	2 Laguna agua marina fresca	35,7
(S. Pedro del Pinatar)			3 Charcas agua fresca	20,6
			4 Charcas someras salinidad media	94,4
			5 Laguna profunda almacenaje	75,8
			6 Charcas salinidad alta	44,5
			7 Cristalizadores	36,3
			Islas, muros y diques de tierra	13,87
4. Salinas	72,94	72,94	1 Salinas de Marchamalo	52,52
artesanales		100%	2 Salinas de Rassall	17,42
5. Salinas	114,9	114,95	1 Permanentes (Múrtula)	23,95
abandonadas		100%	2 Temporales (El Saladar)	91
6. Laguna litoral		140,55 ^a	1 Ribera (con charcas marginales)	55,55
(Mar Menor)			Laguna (agua libre)	85
7. Lagunas		789,6	1 Orilla carrizal La Mata	70
hipersalinas		100% ^b	2 Orilla descubierta La Mata	55,3
manejadas		0,7% ^c	3 Orilla abrupta La Mata	8,4
			4 Orillas saladar La Mata	37,7
			6 Orilla hipersalina extrema (Torrevieja)	8,7
			agua Libre La Mata	609,5

En una muestra de hábitats, representativa del rango total de variación ambiental, se midieron las variaciones del nivel del agua en puntos fijos o, en el caso de humedales temporales, se estimó, la proporción de superficie inundada. En varios de estos hábitats se obtuvieron además índices de abundancia de recursos alimentarios, muestreando y determinando la biomasa -peso seco- de taxones funcionales (DUBOWY, 1988) del zooplancton y zoobentos. Toda esta información ambiental se registró con periodicidad mensual, inmediatamente después de realizar los censos de limícolas. El protocolo del muestreo y los detalles del procesado de las muestras se describen en ROBLDANO (1992).

LAS POBLACIONES DE LIMICOLAS

La variación del número (total y por especies) de limícolas censados en los humedales estudiados se presenta en la tabla 2. Las cifras se corresponden a la suma de los efectivos censados en la porción de cada tipo de humedal incluida en el estudio, variable según localidades pero siempre superior al 50% de cada una, y abarcando todos los hábitats presentes en una proporción similar a su representación total (Tabla 1).

La abundancia total fue mayor en otoño e invierno, y menor durante la primavera y principio del verano. No obstante, el máximo del período de estudio se produjo al final de esta estación (julio-septiembre), debido a la concentración de individuos de las especies reproductoras (*Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta*, *Charadrius alexandrinus*), a los que se sumaron los migrantes posnupciales más tempranos (*Tringa totanus*, *Calidris ferruginea*).

El mínimo valor, en el mes de diciembre, es atribuible en parte a las malas condiciones de acogida de determinados hábitats, como se verá más adelante. Los migrantes otoñales más numerosos fueron *Calidris minuta*, con máximo en noviembre, *Calidris alpina*, *Tringa totanus* y *Charadrius alexandrinus*. *C. alpina* alcanzó su máxima abundancia a final del invierno (febrero). Las especies con mayor contribución al pico de migración primaveral (marzo) fueron

<i>Gallinago gallinago</i>	1	11	2	0	2	7	0	0	0	0	0	0
<i>Limosa limosa</i>	4	9	3	124	159	503	2	2	15	99	195	169
<i>L. laponica</i>	2	0	1	0	2	0	0	0	0	2	0	69
<i>Numenius phaeopus</i>	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1
<i>N. arquata</i>	0	24	2	20	11	10	0	3	3	0	6	2
<i>Tringa erythropus</i>	0	14	1	7	0	0	3	0	0	1	0	0
<i>T. totanus</i>	269	487	139	149	326	186	34	56	17	39	546	314
<i>T. stagnatilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>T. nebularia</i>	14	10	7	7	2	8	8	1	1	0	38	16
<i>T. chropus</i>	19	0	0	1	2	0	2	1	0	0	1	0
<i>Actitis hypoleucos</i>	1	0	0	0	2	1	2	1	0	0	10	4
<i>Tringa sp</i>	0	6	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Arenaria interpres</i>	47	71	10	84	4	2	15	1	4	9	14	42
<i>Phalaropus lobatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>No identificados</i>	35	21	62	6	26	4	7	9	0	1	6	16
TOTAL	1.581	2.343	1.080	1.863	1.990	2.181	1.692	1.510	1.895	2.657	4.521	3.296

Además de estas diferencias estacionales, existen variaciones importantes entre tipos de humedales en la composición de las poblaciones de limícolas (Figura 3), no reflejadas por el cálculo de la densidad total. Por ejemplo, los recurvirostridos prácticamente sólo aparecen en ambientes estables como las salinas industriales y tradicionales, donde dominan las comunidades estivales. En las salinas abandonadas temporales dominan globalmente los carádridos, especialmente en verano. Los escolopácidos son el grupo dominante en todos los ambientes en invierno, y globalmente en las encañizadas.

Figura 3. Comparación de la abundancia total (número de individuos censados) de distintas familias de limícolas, entre cuatro tipos de humedales salinos, para todo el ciclo anual y dos estaciones.

Cuando se calculan las densidades de limícolas para cada hábitat dentro de un humedal, los resultados revelan el carácter poco atractivo de muchos sectores como zona de alimentación, así como la variación en el uso de estos hábitats a lo largo del ciclo anual. En la figura 4, como ejemplo, se muestra la densidad media anual en los cuatro hábitats de las encañizadas (Tabla 1). Las playas y bajíos limosos sobresalen como los hábitats de alimentación de mayor importancia en términos de densidad. A final del verano, en otoño y en mitad del invierno, la densidad total de limícolas superó las 30 aves por hectárea, alcanzando las 40 en enero. Estos valores contrastan con los registrados entre abril y agosto, muy inferiores (en promedio 6 aves/Ha), y especialmente con los mínimos valores de densidad obtenidos en octubre y diciembre.

Figura 4 Densidad media anual (\pm ET) de limícolas en los cuatro tipos de hábitat de las encañizadas. Los números corresponden a los de la Tabla 1

En invierno se observó cierta relación negativa entre el nivel del agua en el Mar Menor (medido en un punto fijo) y la densidad de limícolas en las playas y bajíos fangosos de las encañizadas (Figura 5, sin datos para octubre de 1987). Esto se relaciona con el grado de exposición de zonas arenosas y fangosas, mayor durante los períodos de bajo nivel en la laguna, permitiendo a los limícolas alimentarse en áreas ricas en invertebrados. De hecho, aunque las densidades en este y otros hábitats se calcularon siempre en relación al área fija censada, las proporciones de sustrato seco, húmedo e inundado con diferente profundidad, varían considerablemente entre meses.

Figura 5. Variación mensual de la densidad de limícolas en el hábitat 1.1 (playas y bajíos fangosos de las encañizadas), en relación con la variación relativa del nivel del Mar Menor (sin datos para el mes de octubre de 1987).

Figure 5. Monthly variation of wader density in 1.1 habitat (sand beaches and mud flat of encañizadas) related to the relative variation in Mar Menor level

Los cambios de nivel del agua parecen obedecer fundamentalmente a la acción del viento, a la presión atmosférica y a variaciones en el balance evaporación-precipitación dentro de la cubeta de la laguna (PEREZ-RUZAFÁ, 1989). Los cambios se producen de forma continua, con oscilaciones semanales de entre 15 y 27 cm, y de hasta 7,5 de un día a otro. No obstante, hay también una variación de período más amplio, con niveles mínimos entre enero y marzo, y más altos entre agosto y octubre. Los cambios mensuales presentados en la figura 4 son una combinación de la variación anual y cambios a menor escala temporal.

Durante los períodos de alto nivel hídrico, la densidad aumenta en las islas con vegetación halófila (1.2) y en las acumulaciones de restos de Posidonia (1.3). Dado que estos hábitats, y otros humedales cercanos, no parecen poder compensar sino parcialmente la pérdida temporal de zonas de alimentación, la respuesta inmediata de desplazarse a otros sectores o localidades, si es que se produce, no impide que el total de limícolas disminuya tanto local (encañizadas) como regionalmente (área de estudio). Aunque la fonología de las especies puede también contribuir, resulta significativo que del total de limícolas censadas entre noviembre y más de la mitad de la disminución diciembre corresponda a la diferencia entre los censos de la encañizada.

En noviembre y enero, la proporción del total de limícolas del área de estudio que utilizaron el sector 1.1 de las encañizadas fue superior a un tercio. En diciembre, un nivel hídrico demasiado alto sólo permitió que un 2,4% del total se alimentara en él. Debe recordarse que las 21,8 Ha de sustratos arenosos y fangosos de este sector representan sólo el 1 % del subsistema de humedales salinos estudiado (más de 2.000 Ha).

En ninguno de los sectores de las salinas activas o abandonadas se registraron densidades semejantes a las de las encañizadas. Ni los valores medios ni el máximo mensual se aproximaron a los valores calculados para las playas y bajíos limosos, o para las acumulaciones de restos de Posidonia. De los restantes humedales, las mayores densidades (medias y máximas) se registraron en una laguna salobre y en los estanques de salinidad media de una salina industrial (2.1 y 2.6), en charcas someras y canales, y en estanques de almacenaje de una salina tradicional (3.1 y 3.3), y en la salina abandonada de inundación permanente (5.1). Aunque no se correspondieron con densidades medias altas, en dos tipos de orilla de las lagunas hipersalinas se registraron densidades máximas invernales superiores a 12 aves/Ha (Tabla 5).

Al igual que en otras zonas palustres mediterráneas, los hábitats naturales y seminaturales que experimentan fluctuaciones aperiódicas en su nivel de inundación, como orillas de bahías y lagunas costeras, golas, salinas temporal o permanentemente inactivas, pueden constituir zonas de alto valor para la alimentación de los limícolas en humedales con escasa influencia mareal (BRITTON, 1985; MARTINEZ-VILALTA, 1985; BRITTON & JOHNSON, 1987). Las mayores densidades de limícolas registradas son, de hecho, comparables con las obtenidas en áreas intermareales de Europa y África (EVANS et al., 1984; BATTY, 1992).

A un nivel más general, son varios los factores que pueden explicar el mayor uso de determinados hábitats dentro de los humedales estudiados. Las características asociadas con las densidades de limícolas más elevadas son:

- Entradas superficiales o subterráneas de agua dulce que incrementan la productividad de masas de agua hipersalinas; algunas especies seleccionan activamente este tipo de surgencias (ver, por ejemplo, SERIOT, 1989).
- Hábitats físicamente bien estructurados: orillas de escasa pendiente, zonas someras, cubetas con una elevada razón longitud de orilla/superficie.
- Fluctuaciones aperiódicas (movimiento de agua a través de golas, secas originadas por el viento) o desecaciones accidentales, que incrementan la accesibilidad al sustrato de alimentación; en zonas donde este fenómeno es habitual, como las golas, se produce también un incremento de la producción bentónica asociada a la renovación del agua en la interfase.

GESTION DE HUMEDALES Y CONSERVACION DE LIMICOLAS: EJEMPLOS APLICABLES

Las situaciones, habituales o esporádicas, en que la densidad de limícolas alcanza valores excepcionalmente altos, son indicadoras de las condiciones favorables para este grupo de aves. El estudio de estas situaciones, y su reproducción a escala experimental, puede orientar las intervenciones de gestión y los proyectos de reconstrucción o rehabilitación de zonas degradadas en humedales costeros hipersalinos (salinas abandonadas y otros humedales desecados). A continuación se presentan algunos ejemplos.

En una laguna salobre integrada en un complejo salinero industrial (sector 2.1, tabla 1) la densidad de limícolas fue baja durante la mayor parte del año, especialmente en invierno. En agosto superó los 25 individuos por Hectárea (Figura 6), valor que se explica por la combinación de tres factores: mínimo nivel hídrico, mayor biomasa de presas y, sobre todo, máximo desarrollo de macrófitos, creando un verdadero sustrato, pocos centímetros por debajo del agua, sobre el que los limícolas podían desplazarse y obtener alimento. Las masas flotantes de algas verdes filamentosas (ricas en larvas de Chironomidae y coleópteros acuáticos) que se desarrollan en lagunas y charcas hipersalinas, juegan un papel similar.

Figura 6. Variación mensual, durante el ciclo anual estudiado, de la densidad de limícolas en una laguna salobre (hábitat 2.1), en relación con la biomasa de macrófitos y crustáceos bentónicos asociados (a), y con el nivel del agua (b).

Figure 6. Monthly variation of wader density in a saline lagoon (habitat 2.1) related to both (a) benthonic crustacean and macrophytes and (b) water level

En las salinas activas, la limitación física impuesta por los niveles hídricos permanentemente altos, puede reducir el uso por los limícolas de grandes superficies inundadas (BACCETTI et al., 1991). En un estanque de almacenaje de una salina tradicional (sector 3.2), la máxima biomasa de presas (larvas de quironómidos y coleópteros acuáticos) se registró en verano. Pese a que en invierno, al igual que en otros humedales salinos mediterráneos (FUCHS, 1975; WALMSLEY & MOSER, 1981; BRITTON & JOHNSON, 1987), la oferta trófica fue menor, su utilización por los limícolas aumentó considerablemente cuando la cubeta fue desecada en agosto a consecuencia de una avenida (Figura 7).

Figura 7. Variación de la densidad de limícolas durante el ciclo anual estudiado en una laguna de almacenaje de agua marina (Hábitat 3.2), en relación con la biomasa de larvas de díptero (a) y con el nivel del agua (b).

Figure 7. Density variation of waders in habitat 3.2. related to both (a) dipteran larvae and (b) water level.

Dos ejemplos más ilustran la importancia de las fluctuaciones hídricas, en combinación con los patrones de abundancia de las principales presas, en la utilización de los humedales salinos por los limícolas. El uso de hábitats físicamente atractivos, como las orillas de lagunas hipersalinas manejadas (tipo de humedal 7), puede verse limitado por la escasez de alimento, consecuencia de condiciones de hipersalinidad extrema (WINKLER, 1977; DANA & LENZ, 1986; HILL, 1988; STEPHENS, 1990). Este ha sido probablemente el caso de la Laguna de la Mata, donde las poblaciones de quironómidos disminuyeron con anterioridad al ciclo anual 1987-88, tras un aumento de la salinidad asociado a un cambio en el proceso de producción de sal (AMAT et al., 1988; ROBLEDANO et al., 1992).

En el tipo de hábitat de este humedal en que se muestrearon invertebrados acuáticos (hábitat 7.1, Figura 8), los máximos de densidad de limícolas mostraron una aparente relación con los de biomasa de adultos de *Artemia* en la columna de agua, especialmente en primavera. No obstante, los períodos de bajo nivel hídrico, que expusieron sedimentos húmedos y orillas desprovistas de vegetación marginal, también resultaron cruciales, tanto para las especies migrantes como para las nidificantes. El viento jugó un papel importante en algunos sectores de orilla, concentrando a los ejemplares de *Artemia* cerca de ésta. El viento origina también condiciones óptimas de alimentación en grandes cubetas hipersalinas, exponiendo sedimentos húmedos (BRITTON, 1985).

Figura 8. Variación de la densidad de limícolas durante el ciclo anual estudiado en la estación de muestreo situada en la orilla de una laguna hipersalina (7.1), en relación con el nivel del agua (a) y la biomasa de individuos adultos de *Artemia*.

Figure 8. Density variation of waders in habitat 7.1 related to both (a) water level and (b) biomass of Artemia.

La importancia del descenso de los niveles hídricos también resultó evidente en las salinas abandonadas de inundación temporal (5.2), aunque las densidades de limícolas fueron, en general, inferiores a las de otros hábitats. Más que los niveles bajos per se, las condiciones asociadas con una mayor abundancia de limícolas aparecieron bajo situaciones de aumento o disminución gradual (Figura 9). Esta observación está de acuerdo con el mayor uso que las aves acuáticas hacen de aquellos humedales que experimentan fases alternas de desecación y llenado (CROME, 1984; MAHER & CARPENTER, 1984). Además de incrementar localmente la producción de recursos, la sincronización de estas fases con los períodos principales de paso migratorio, o con situaciones desfavorables en otras áreas, puede incrementar la capacidad de carga general para los limícolas. Mantener un régimen de inundación/desecación de estas características parece un buen objetivo para la gestión de salinas abandonadas y humedales artificiales o reconstruidos cerca de complejos salineros, donde los hábitats de aguas profundas están bien representados.

Figura 9. Distribución por tipos de hábitat de los nidos de limícolas muestreados en 1988 en las Salinas de San Pedro del Pinatar.

Figure 9. Nests distribution in several habitats in Salinas de San Pedro del Pinatar.

Adicionalmente, una de las prioridades en materia de conservación debería ser la protección de los hábitats de mayor calidad (equivalente a densidad, en este caso), especialmente las encañizadas. Dada su crucial importancia como hábitat de alimentación, no sólo deberían ser preservadas física y funcionalmente, sino también libres de perturbaciones, especialmente durante los períodos de bajo nivel hídrico.

LAS SALINAS COMO HABITAT DE NIDIFICACION

Dada la importancia de las salinas para la reproducción de limícolas, resulta de interés conocer las preferencias de las especies para la nidificación y sus relaciones con el funcionamiento y explotación de estos humedales. Los datos utilizados para su estudio provienen exclusivamente de las Salinas de San Pedro del Pinatar, pero las conclusiones son válidas para otras salinas activas.

Corresponden a un censo exhaustivo realizado en 1988, durante el cual además se midieron o estimaron diversas variables microambientales en los emplazamientos de una muestra de nidos. Para ello, se realizó una prospección detallada, asignando un esfuerzo (tiempo de búsqueda) proporcional a la extensión de los diferentes sectores (salinas, saladares, arenales, encañizadas) definidos a priori en el Espacio Natural.

La representatividad de la muestra obtenida para las tres especies de limícolas nidificantes fue variable, dependiendo de su abundancia y tipo de distribución (más o menos agregada). El porcentaje de nidos muestreados, del total de parejas estimadas en el censo, fue el siguiente:

	Parejas Censadas	Nidos Muestreados
Avoceta	148	52
<i>Recurvirostra avosetta</i>	35,13%	
Cigüeñuela	29	5
<i>Himantopus himantopus</i>	17,24%	
Chorlitejo Patinegro	136	26
<i>Charadrius alexandrinus</i>	19,12%	

Cada nido muestreado se asignó a un tipo particular de hábitat (mota, muro, isla, etc.), registrando la pendiente, exposición, microrelieve, distancia y altura sobre el agua, grado de ocultación, tipo de sustrato, altura y cobertura de la vegetación en el emplazamiento.

La Cigüeñuela muestra una distribución marginal, evitando en gran medida el recinto salinero. Además de tratarse de una especie escasa (29 parejas estimadas) la búsqueda de nidos fue muy poco efectiva (5 muestreados, y 7 en total localizados durante la prospección). H. himantopus ocupó sobre todo las zonas de ecotono entre salinas y arenales, con fisonomía de almarjales y pequeñas lagunas irregulares con vegetación halófila, de difícil prospección.

La Avoceta, en cambio, ocupa casi exclusivamente el recinto salinero, con algunas parejas en los almarjales periféricos. El Chorlitejo Patinegro utiliza la mayor variedad de hábitats (salinas, arenales y encañizadas), mostrando una distribución bastante dispersa, tanto dentro como fuera de la zona industrial salinera.

Si se exceptúa a H. himantopus, por lo reducido de la muestra, todas las especies utilizan preferentemente las motas que separan los estanques salineros (Figura 9). Tanto R. avosetta como Ch. alexandrinus situaron la mitad de sus nidos, como mínimo, en ese tipo de hábitat. Ch. alexandrinus fue la especie que exhibió mayor amplitud de hábitat, utilizando islas, saladares y arenales además de motas. Su relativa frecuencia en los segundos se debe a su utilización de las reas periféricas de las encañizadas. La pequeña proporción de nidos de R. avosetta situados en saladares corresponde a la zona de ecotono salinas-arenales (charcas seminaturales).

En general no existieron grandes diferencias entre los emplazamientos utilizados por las tres especies. La mayoría

no tenía una exposición definida, como consecuencia de su situación topográfica. Las dos especies más abundantes utilizaron preferentemente zonas de pendiente entre 2 y 5, seguidas por zonas llanas 2). Con respecto al microrelieve, la mayor proporción de nidos de Chorlitojeo Patinegro se localizó en terrenos abruptos, lo que probablemente está en relación con la tendencia de la especie a buscar la proximidad de objetos (OLTRA, 1990), que en este caso serían bloques de fango removido seco. También una alta proporción de nidos de Avoceta se situó en este tipo de terreno, aunque con menor frecuencia que en los de microrelieve suave.

Todos los nidos mostraron un bajo grado de ocultación (0-20%) a excepción de una pequeña proporción de los de *Ch. alexandrinus*, lo que se relaciona con la tendencia de esta especie a emplazar sus nidos en la cercanía de arbustos, en los hábitats ricos en vegetación halófila (OLTRA, 1990).

La mayoría de las especies utilizaron sobre todo sustratos arenosos, limosos o una combinación de ambos para situar los nidos. *Charadrius alexandrinus* utiliza principalmente sustratos arenosos o arenolimosos, y también en cierta medida sustratos dominados por limo, restos vegetales, cristales de yeso e incluso piedras, lo que indica una menor selectividad y la tendencia a anidar junto a, o sobre, restos vegetales, objetos, etc.

Con respecto a la presencia de vegetación en el emplazamiento de los nidos, ya se ha indicado la preferencia de *Himantopus himantopus* por zonas con mayor cobertura. Esto se refleja en los datos recogidos que, aunque escasos, indican que la cobertura y altura medias de la vegetación son máximos junto a los nidos de esta especie. Del resto, en general se aprecia una tendencia a ocupar zonas abiertas. *Curvirostra avosetta* y *Charadrius alexandrinus*, no obstante, anidaron en zonas de mayor cobertura y altura de la vegetación arbustivo (*Arthrocnemum fruticosum* y *A. glaucum*) que otras especies nidificantes en las salinas (Charrán Común y Charrancito).

La cobertura arbustivo media en los emplazamientos de *Recurvirostra avosetta* rondó el 10%, y más de un 30% de sus nidos se situaron en zonas con cobertura superior a ese valor. El valor medio para los nidos de *Ch. alexandrinus* fue de 7,7%. Esta cobertura, no obstante, puede tener un significado muy diferente, ya que *Ch. alexandrinus* tiende a situar el nido muy cerca de los arbustos presentes, lo que se está de acuerdo con la mayor frecuencia de nidos parcialmente ocultos.

Estas características pueden verse afectadas por la reconstrucción periódica de las motas divisorias de los estanques salineros, que elimina la vegetación y modifica la topografía, microrelieve y, en ocasiones, el tipo de sustrato de las mismas. La eliminación de la vegetación ribereña puede ser negativa para las especies más dependientes de ella (sobre todo la Cigüeñuela), pero puede proporcionar reas de nidificación apropiadas en zonas que anteriormente tenían una cobertura excesiva. No obstante, el mayor impacto de las obras de reconstrucción deriva de la eliminación (por nivelación o inundación) de pequeñas islas (WALMSLEY, 1993).

Otra amenaza durante el período de incubación, es la elevación del nivel del agua, bien por la gestión salinera o por otras causas. Para examinar esta cuestión se midió la distancia y la altura sobre el agua (en el momento de realizar la prospección) de cada nido muestreado. Representando ambas variables simultáneamente se puede establecer cuáles son los emplazamientos más susceptibles a la inundación, causa frecuente de pérdida de la puesta en las especies estudiadas (Figura 10).

Figura 10. Posición en relación al agua de los nidos de las tres especies de limícolas nidificantes en las Salinas de San Pedro del Pinatar en 1988.

Figure 10. Nests situation of three wader species related to water level.

La línea horizontal en las gráficas representa una diferencia de nivel de 10 cm, que constituye la variación máxima intermensual registrada en dos compartimentos de las Salinas de San Pedro del Pinatar durante el período reproductor de 1988 (ROBLEDANO, 1992). Dado que la incubación en las especies consideradas dura aproximadamente 30 días, ésta es la variación máxima a que se puede ver sometida una puesta durante dicho período. El valor, no obstante, debe considerarse meramente indicativo, ya que los dos puntos en que fue medido el nivel corresponden a lagunas de almacenaje, pudiendo producirse oscilaciones de magnitud diferente en otro tipo de compartimentos. La variación intermensual, además, puede enmascarar cambios de periodicidad más corta.

Tomando ese valor como límite de susceptibilidad a la inundación, se observa como los nidos situados en motas escapan, en general, a la misma. En el caso de *Recurvirostra avosetta*, la mayoría de los nidos situados en motas, lo mismo que los del saladar, están a una altura superior a 10 cm. Existen, no obstante, dos grupos de nidos, los situados en la parte alta de las motas, normalmente por encima de 1 m, y los situados en la base o en los taludes de motas reconstruidas, o en motas bajas no alteradas. Los nidos situados en islas, por último, son los más susceptibles

a resultar anegados, con las oscilaciones habituales, durante la incubación.

Una parte importante de los nidos de *Himantopus himantopus* se situó en zonas fácilmente inundables (3 de los 5 muestreados), incluyendo los dos nidos situados en saladares. Estos medios, no obstante, deben sufrir variaciones hídricas menos acusadas (salvo lluvias torrenciales) que las salinas, tendiendo más a la desecación que a la subida del nivel. En ellos, además, *H. himantopus* suele construir nidos más altos, con mayor cantidad de material.

La mayoría de los nidos de *Charadrius alexandrinus* muestreados se sitúan por encima del umbral de 10 cm, sobre todo los de las motas. Los situados en saladares y arenales generalmente se sitúan muy alejados del agua, aunque no a gran altura, si bien a salvo de las oscilaciones consideradas habituales.

Los nidos situados en islas son los más susceptibles al allegamiento; esto sucede no sólo en las salinas, sino en las encañizadas, donde de hecho se observó la pérdida de puestas en 1988 después de un temporal de lluvia. Este tipo de eventos meteorológicos son la principal causa natural del fracaso durante la incubación, a la que habría que añadir las molestias por el hombre (en arenales y encañizadas).

La distribución de los nidos aparece en consecuencia como un compromiso entre la utilización de biotopos seguros ante la depredación, molestias, etc. (islas), y zonas raramente inundables (arenales). Entre ambos, las motas pueden desempeñar un importante papel como hábitat alternativo, ya que se encuentran dentro de un recinto relativamente vigilado.

La figura 11 muestra el uso del hábitat por las mismas tres especies en la Laguna de la Mata. En esta localidad, los limícolas nidificantes se enfrentan a problemas diferentes, ya que el nivel del agua desciende gradualmente a partir del invierno, eliminando el riesgo de inundación. No obstante, en caso de tormenta, puede producirse ésta, o el arrastre de los nidos a la laguna. Para las especies que anidan en islas (*Recurvirostra avosetta*, *Charadrius alexandrinus*), o sobre vegetación flotante (principalmente *Himantopus himantopus*), una desecación demasiado rápida del entorno puede facilitar el acceso de predadores (TINARELLI, 1990).

Figura 11. Distribución por tipos de hábitat de los nidos de limícolas muestreados en 1988 en la Laguna de la Mata.

Figure 11. Nests distribution in several habitats in the Laguna de la Mata.

El uso del hábitat para nidificación por la Cigüeñuela resulta mejor descrito por los datos de La Mata, donde el tamaño de la muestra obtenida fue mayor. La mayoría de los nidos estaban en zonas de carrizal o juncal inundado, sobre restos de estas plantas. La cobertura media junto a los nidos fue mayor que en el resto de especies, pero la ocultación de los nidos fue baja. Con un valor de cobertura arbustivo ligeramente inferior, se encontró una proporción mayor de nidos de Chorlitejo Patinegro con un grado de ocultación elevado.

Los hábitats ricos en vegetación inundada, preferidos por las Cigüeñuelas, son más escasos en San Pedro del Pinatar. Esto puede relacionarse con la escasez de hábitats de transición entre las cubetas industriales y las zonas circundantes. En las lagunas naturales, sean o no utilizadas para la producción de sal, estos hábitats reciben entradas puntuales de agua dulce, rasgo seleccionado por la especie (SERIOT, 1989).

Recientemente, el aumento de la descarga de agua dulce en las Salinas de San Pedro, procedente de los cultivos de regadío cercanos, ha inundado hábitats marginales ricos en vegetación halófila, y ha originado pequeños carrizales que han sido rápidamente colonizados por *Himantopus himantopus*. La recuperación de la vegetación marginal de las motas, tras su eliminación por obras de reconstrucción, puede haber contribuido también al aumento de la población local.

EL PAPEL DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES

En la llanura litoral del Campo de Cartagena y otras zonas de las provincias de Alíante y Murcia, la puesta en marcha del trasvase Tajo-Segura ha determinado una extensión importante del regadío, uno de cuyos rasgos más característicos es la proliferación de pequeños embalses. Construidos con materiales plásticos, permiten almacenar volúmenes importantes de agua con costes de construcción relativamente bajos.

Durante la realización de un estudio sobre la avifauna acuática del área del Mar Menor, se planteó la necesidad de evaluar la importancia de los embalses de riego de la periferia de esta laguna como hábitats para las aves acuáticas. Esto dio lugar a la realización de investigaciones sobre la utilización de estos cuerpos de agua y otros humedales

artificiales por limícolas, particularmente la Cigüeñuela (*Himantopus himantopus*), durante los años 1988 y 1989. Tales investigaciones son de interés para conocer el uso que hacen de estos cuerpos de agua dispersos, próximos a los humedales salinos tratados anteriormente.

Se prospectó una franja de terreno de 5 Km de anchura alrededor de la ribera interna del Mar Menor, totalizando 193.41 Km². La mayor parte de esta superficie se destina a uso agrícola, salvo en la ribera de la laguna, donde predomina el uso urbanístico alternando con algunas zonas naturales. A partir de fotogramas aéreos y ortofotomapas se cartografiaron todas las balsas de riego del área de estudio. Debido al rápido ritmo de construcción, muchas balsas no aparecieron en el material cartográfico utilizado, aunque la mayor parte se incorporaron durante los recorridos de campo. Se inventariaron un total de 245 balsas (Figura 12).

Figura 12. Distribución de las balsas de riego estudiadas en el entorno del Mar Menor, y de las tres especies de limícolas nidificantes que las utilizaron (datos de 1988-1989). La estrella indica la situación de la depuradora de Los Alcázares.

Figure 12. Distribution of ponds and three breeding species. Star shows the situation of water purifying plant.

Entre finales de junio y principios de julio de 1988 se censaron 241 de estas balsas. La finalidad básica fue establecer la nidificación de la Cigüeñuela (*Himantopus himantopus*), aunque se registraron todas las especies presentes y cualquier indicio de reproducción. Este censo se repitió en 1989, entre finales de mayo y principios de junio, aunque por limitaciones de tiempo sólo se visitaron 131 balsas.

En cada visita se anotó el nivel del agua de las balsas, la pendiente de la orilla, cobertura de vegetación sumergida, cobertura de vegetación emergente, y origen del agua (residual, pozo, Tránsito Tajo-Segura, mixta residual, mixta no residual y desconocida). La superficie se calculó a partir de las dimensiones estimadas sobre el terreno.

En los censos estivales de 1988 y 1989 se registraron un total de 19 especies de aves acuáticas (13 en cada uno de los censos), de las cuales 8 con seguridad se reprodujeron en el área. *Himantopus himantopus* fue la especie más abundante en ambos censos, y hacia la que se dirigió el mayor esfuerzo de prospección. En adelante, nos referiremos exclusivamente al censo de 1989, dado que el de 1988 fue muy tardío, y muchas parejas con jóvenes podían haber abandonado las balsas de cría. De hecho, el censo de 1988 dio idea de una mayor dispersión de esta especie, contrario al carácter colonial observado en el de 1989. Los resultados de ambos censos para los limícolas fueron:

	Especie	Parejas	Balsas utilizadas
1988	<i>H. Himantopus</i>	51	27
	<i>Ch. Dubius</i>	3	3
	<i>Ch. Alexandrinus</i>	9	8
1989	<i>H. Himantopus</i>	68	16
	<i>Ch. Dubius</i>	2	2
	<i>Ch. Alexandrinus</i>	0	0

Las estimas para las otras dos especies de limícolas (*Charadrius dubius* y *Charadrius alexandrinus*) pueden considerarse bajas, debido a la dificultad de detectar a estas especies en las balsas. En 1989, 71 parejas de Cigüeñuela nidificaron en la depuradora municipal de la localidad ribereña de Los Alcázares, constituida por un conjunto de balsas de lagunaje similares al resto de embalses. En años posteriores la población ha disminuido para estabilizarse en torno a 30 parejas, sin que exista una causa clara (aprendizaje por depredadores, desarrollo de vegetación ornamental). No se han realizado prospecciones de balsas de riego después de 1989.

De las 131 balsas censadas en la primavera de 1989, solo 16 (12,2%) fueron utilizadas por la Cigüeñuela, con una densidad media de 8.06 individuos/balsa. De éstas, solo en 6 (37,5%) fue observada también la especie en 1988, con una densidad media de 7,16 individuos/balsa. La abundancia total de aves en estas balsas fue 261, con una densidad media de 9,25 individuos/balsa. Las 115 balsas en que no se registró la especie presentaron una abundancia total de 76 aves, con una densidad media de 0,66 individuos por balsa, y 2,37 individuos por balsa ocupada (en la que al menos se detectó un individuo de una especie). La riqueza total de especies en las balsas con

Cigüeñuela fue 13, y la riqueza media 1,56, frente a 9 y 0,35 en las balsas sin ella.

Las balsas utilizadas por la Cigüeñuela albergaron un total de 70 parejas nidificantes (4,37 parejas/balsa), de las cuales 68 fueron de la especie y 2 de *Charadrius dubius*, frente a sólo 9 parejas (0,078 p./balsa, 1,28 p./balsa ocupada) en las no utilizadas, todas de *Tachybaptus ruficollis*). En cuanto a la presencia de otras especies, nidificantes o no, 6 de las 16 balsas con Cigüeñuela contuvieron a otras especies, frente a 10 de las 115 sin ella. 2 de las balsas con Cigüeñuela fueron ocupadas por otras especies nidificantes, por 10 de las no utilizadas.

La Cigüeñuela crió en todas las balsas en las que estuvo presente. Aunque se estimó el número de parejas nidificantes como la mitad del número máximo de adultos observado, excluyendo aquéllos que no mostraban comportamiento reproductor, el número total de nidos fue probablemente mayor, como atestigua la observación de 13 nidos con huevos en una balsa en la que se censaron sólo 24 individuos adultos. Si bien en el presente estudio no se determinó el sexo de los individuos censados, esta observación es de acuerdo con la desproporción observada en el sur de Francia por SERIOT (1989), y en Italia por TINARELLI (1990).

Entre las características de las balsas utilizadas por la Cigüeñuela, destaca la preferencia por las que contienen aguas residuales (Figura 13). Estas mostraron una frecuencia mucho más elevada entre las utilizadas (72,72%), mientras que las alimentadas por agua del Trasvase Tajo-Segura fueron mucho más frecuentes entre las no utilizadas (72,36%). De hecho, la Cigüeñuela utilizó 8 balsas de aguas residuales, lo que supone el 36,36% de todas las balsas de este tipo muestreadas (14), mientras que sólo estuvo presente en 2 (31,51%) de las 57 alimentadas por el Trasvase.

Figura 13. Origen del agua de las balsas de riego del área del Mar Menor utilizadas por la Cigüeñuela para nidificar, y del total de balsas disponibles.

Figure 13. water origin of ponds used by breeding Black Stilt.

Los embalses de riego son ambientes estructuralmente simples, a los que sólo el desarrollo de la vegetación emergente y sumergida añade complejidad, estando condicionado por la naturaleza fisicoquímica del agua y por la intervención humana, a través de la modificación de los niveles, uso de herbicidas, etc. En el caso de la Cigüeñuela, la disponibilidad de alimento asequible a sus métodos de búsqueda debe ser uno de los requerimientos básicos a la hora de seleccionar el hábitat de reproducción. Las balsas de lagunaje de aguas residuales estudiadas son sistemas con una alta productividad de invertebrados acuáticos, cuya abundancia llega en el caso de algunos dípteros a constituir un problema (GONZALEZ & ORTEGA, 1988; ROJO, 1988).

La disponibilidad de invertebrados para especies como la Cigüeñuela se incrementa por la concentración de estos organismos en las capas superficiales (aerobias) de las lagunas facultativas, como la de Los Alcázares (ROJO, 1988). El efecto combinado de la abundancia (incrementada en período estival), frecuencia de emergencia, distribución vertical y otros factores (acumulación local por el viento), deben hacer a estas lagunas particularmente atractivas para la Cigüeñuela, y puede explicar la mayor riqueza y densidad total de aves en las balsas ocupadas por esta especie.

La importancia de las balsas de riego y depuración para la Cigüeñuela en el entorno del Mar Menor se pone de relieve al comparar el número de parejas que nidificaron en ellas (139 en 1989), con las que lo hicieron en otros medios (salinas y charcas naturales) con una media de 28-30 parejas entre 1985-88. Estas cifras representan también una proporción importante del total que se reproduce en la Región de Murcia, estimado en no menos de 300 parejas. Posteriormente a este estudio la Cigüeñuela ha experimentado un aumento demográfico en muchas zonas de la Región, motivado por la expansión del regadío y el aumento de la contaminación orgánica de cursos y masas de agua.

La escasez de otras especies de limícolas nidificantes en las balsas se atribuye, en parte, a su difícil detección. No obstante, estas especies también se benefician de la existencia de las balsas y depuradoras. En 1988 anidaron 16 parejas de *Charadrius alexandrinus* en la de los Alcázares, y 9 de esta especie y 3 de *Charadrius dubius* en 1989. Además, las balsas no son el único tipo de ambiente de origen agrícola utilizado por limícolas. El Chorlitejo Patinegro frecuente en cierta medida campos de cultivo y eriales para nidificar, y junto con el Chorlitejo Chico y la Cigüeñuela, también utiliza para esta función canales y zanjas de drenaje de regadío.

Como efecto indirecto de la actividad agrícola, puede citarse el aumento de la frecuencia y duración del encharcamiento en áreas de descarga de drenajes agrícolas, que facilita la reproducción de limícolas. Finalmente, la instalación de nuevos complejos de lagunaje de aguas residuales (actualmente existen cuatro en el entorno del Mar

Menor, y al menos otros dos en el área del bajo Segura), pone a disposición de los limícolas nuevas reas de reproducción, a las que estas responden de forma rápida. Todos estos ambientes completan la oferta de biotopos de nidificación y alimentación disponibles en los humedales naturales, facilitando el aumento de las poblaciones reproductoras. Fuera del período reproductor, además, constituyen puntos de alimentación y de reposo para especies invernantes o en tránsito. Resulta destacable también, con respecto a los procesos de drenaje y eutrofización que experimentan muchos humedales naturales, el papel indicador que se desprende de la ecología de estas especies en ambientes acuáticos artificiales.

RESUMEN

En el presente capítulo se estudia la utilización por las aves limícolas de los humedales marinos, hipersalinos y artificiales (tales como pequeños embalses, instalaciones de depuración por lagunaje, etc.) como medios alternativos o complementarios a otros humedales. Se analiza también a partir de ejemplos en el sudeste español, la gestión y conservación de los limícolas en este tipo de humedales mediterráneos.

SUMMARY

This chapter shows the use of marina, hypersaline wetlands as well as artificial wetlands (ponds, putifying water plant etc.) by waders. It is also analyzed the management and conservation of waders in these Mediterranean wetlands from studies in southeastern Spain.

BIBLIOGRAFIA

AMAT, F.; HONTORIA, F.; GOZALBO, A.; NAVARRO, J.C. & VARO, I. (1988). Bioecología de Artemia de la Laguna de la Mata (Alicante-España). Actas do Coloquio Luso-Espanhol sobre Ecología das Bacias Hidrográficas e Recursos Zoológicos: 17-24, Porto.

BACCETTI, N.; MAGNANI, A. & SERRA, L. (1991). Migration pattern and fattening of Curlew Sandpiper at an Italian stopover site. Posters, 19. Istituto Nazionale di Biología della Selvaggina "Alessandro Ghigi", Bologna.

BATTY, L. (1992). The wader communities of a saline and an intertidal site on the Ria Formosa, Portugal. Wader Study Group Bulletin, 66: 66-72.

BRITTON, R.H. (1985). Life cycle and production of *Hydrobia acuta* Drap. (Gastropoda: Prosobranchia) in a hypersaline coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 122: 219-230.

BRITTON, R.H. & JOHNSON, A.R. (1987). An ecological account of a Mediterranean salina: the Salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biological Conservation*, 42: 185-230.

CASTRO, H. (1986). Ecología y dinámica anual de las poblaciones de aves en las Salinas de Cabo de Gata. Tesis Doctoral. Universidad de León.

CROME, F.J.H. (1988). To drain or not to drain? Intermittent swamp drainage and waterbird breeding. *Emu*, 88: 243-248.

DANA, G.L. & LENZ, P.H. (1986). Effects of increasing salinity on an *Artemia* population from Mono Lake, California. *Oecologia* (Berlin), 68: 428-436.

DUBOWY, P.J. (1988). Waterfowl communities and seasonal environments: temporal variability in interspecific competition. *Ecology*, 69: 1439-1453.

EVANS, P.R., GOSS-CUSTARD, J.D. & HALE, W.G. (Eds.). (1984). *Coast waders and wildfowl in winter*. Cambridge University Press, Cambridge.

FERNANDEZ-CRUZ, M., MARTIN-NOVELLA, C., PARIS, M., IZQUIERDO, E., CAMACHO, M., RENDON, M. & RUBIO, J. C. (1988). Revisión y puesta al día de la invernada del Flamenco (*Phoenicopterus ruber roseus*) en la Península Ibérica. En: J. L. Tellería (Ed.). *Invernada de aves en la Península Ibérica en. Monografías, 1. Sociedad Española de Ornitología.*

- FUCHS, E. (1975). Observations sur les ressources alimentaires et l'alimentation des becasseaux variable, minute et cocorli *Calidris alpina*, minuta et ferruginea en Méditerranée, au passage et pendant l'hivernage. *Alauda*, 43: 55-69.
- FULLER, R. J. (1982). Bird habitats in Britain. T. & A. D. Poyser. Calton.
- GONZALEZ, J. L. & ORTEGA, M. (1988). Comunidades de insectos acuáticos en una balsa de estabilización experimental en el SE de España: resultados de trampas flotantes. Resumos das Comunicapoes. Coloquio Luso-Espanhol sobre ecologia das bacias hidrográficas e recursos zoológicos. Porto
- GONZALEZ-BERNALDEZ, F. (1988). Typology of wetlands and evaluation of the resources they represent. International Symposium on Hydrology of Wetlands in Semiarid and Arid Regions: 7-36. Agencia de Medio Ambiente, Sevilla.
- HILL, D. (1988). Population dynamics of the avocet (*Recurvicostra avosetta*) breeding in Britain. *Journal of Animal Ecology*, 57: 669-683.
- JOHNSON, A.R. (1974). Wader research in the Camargue. Proceedings of the I.W.R.B. Wader Symposium: 63-82. Warsaw (Poland).
- KERSTEN, M. & SMIT, C. J. (1984). The Atlantic coast of Morocco. En: P. R. Evans, J. D. Goss-Custard & W. G. Hale (Eds.). Coastal waders and wildfowl in winter. Cambridge University Press.
- KOSKIMIES, P. & POYSA, H. (1989). Waterfowl censusing in environmental monitoring: a comparison between point and round counts. *Annales Zoologici Fennici*, 26: 201-206.
- LEMAIRE, S.; TAMISIER, A. & GAGNIER, F. (1987). Surface, distribution et diversité des principaux milieux de Camargue. Leur evolution de 1942 a 1984. *Revue d'Ecologie (La terre et la Vie)*, Suppl. 4: 47-56.
- LILLO, M.J. (1984). Consideraciones paleogeográficas sobre el endorreísmo marginolitoral del sureste español (Provincias de Alicante y Murcia). *Limnetica*, 1: 86-95.
- LOPEZ, M.P. & TOMAS, X. (1989). Chemical composition of the small coastal lagoons of the Mediterranean Spanish littoral. *Scientia Marina*, 53: 591-599.
- MAHER, M.T. & CARPENTER, S.M. (1984). Benthic studies of waterfowl breeding habitat in South-western New South Wales. II. Chironomid populations. *Australian Journal of Marine and Fresh water Research*, 35: 97-110.
- MARTIN, A. P. & BAIRD, D. (1987). Seasonal abundance and distribution of birds in the Swarctops Estuary, Port Elizabeth. *Ostrich*, 58: 122-134.
- MARTIN, A. P. & RANDALL, R. M. (1987). Numbers of waterbirds at a commercial saltpan, and suggestions for management. *S. Afr. J. Wildl. Res.*, 17 (3): 75-81
- MARTINEZ-TABERNER, A., MOYA, G., RAMON, G. & FORTEZA, V. (1990). Limnological criteria for the rehabilitation of a coastal marsh. The Albufera of Majorca, Balearic Islands. *Ambio*, 19: 21-27.
- MARTINEZ-VILALTA, A. (1985). Descripción de la comunidad de limícolas invernante en el Delta del Ebro. Doñana, *Acta Vertebrata*, 12: 211-229.
- OLTRA, C. (1990). Descripción de la población nidificante del Chorlitejo Patinegro *Charadrius alexandrinus* L. en el Parque Natural de L'Albufera. Conselleria d'Agricultura. Generalitat Valenciana.
- PEREZ-RUZAFÁ, A. (1989). Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

ROBLEDANO, F. (1992). Ecología de las comunidades de aves acuáticas en la conservación y gestión de los humedales del sudeste de España. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

ROBLEDANO, F., MONTES, C. & RAMIREZ-DIAZ, L. (1992). Relaciones ambientales y conservación de las comunidades de aves acuáticas en la gestión de los humedales del Sudeste español. Colección Blanca, 33. Secretariado de Publicaciones e Intercambio Científico. Universidad de Murcia.

ROJO, E. (1988). Aspectos biológicos del lagunaje. Cuadernos Técnicos, 3. Consejería de Política Territorial y Obras Públicas. Comunidad Autónoma de Murcia. Murcia.

RUBIO, J. C. (1985). Ecología de las Marismas del Odiel. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla.

SERIOT, J. (1989). Données sur la population d'Echasses Blanches (*Himantopus himantopus*) du Languedoc Roussillon. *Nos Oiseaux*, 40: 1-10.

SMITH, B. M. & HILL, E. P. (1979). Waterfowl use of strip mine ponds in Alabama. *Proc. Ann. Conf. E. Assoc. Fish & Wildl. Agencies*, 33: 1-10.

STEPHENS, D.W. (1990). Changes in lake levels, salinity and the biological community of Great Salt Lake (Utah, USA), 1847-1987. *Hydrobiologia*, 197: 139-146.

SWANSON, G. A. (1977). Diel food selection by Anatidaceae in a waste-stabilization system. *J. Wildl. Manage.*, 41(2): 226-231.

TERRADAS, J.; PRAT, N.; ESCARRE, A. & MARGALEF, R. (1989). *Història Natural dels Països Catalans*. Vol. 14. Sistemes Naturals. Enciclopèdia Catalana. Barcelona.

TINARELLI, R. (1990). Risultate dell'indagine nazionale sul Cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus* (Linnaeus, 1758). *Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 87: 1-102.

WALMSLEY, J. G. (1993). Industrial salinas in the Camargue and the conservation of breeding seabird populations. En: AGUILAR, J. S.; MONBAILLIU, X. & PATTERSON, A. (Eds.). *Status and Conservation of Seabirds*: 285-293. S.E.O., Madrid.

WALMSLEY, J.G. & MOSER, M.E. (1981). The winter food and feeding habits of Shelduck in the Camargue, France. *Wildfowl*, 32: 99-106.

MINKLER, D.W. (Ed.). (1977). *An ecological study of Mono Lake, California*. University of California, Davis.

WOODAL, P. F. (1983). A quantitative analysis of some winter habitats of the red-billed teal, *Anas erythrorhynchos*. *S. Afr. J. Wildl. Res.*, 13: 41-46.