

Dependencia hídrica de la comunidad ornítica acuática de la laguna de Manjavacas: la importancia de la desecación estival

Miguel A. Fortuna

Publicado en: *Oxyura*, 11(1) 2003 pp:85-98

Se describe el acusado patrón temporal, dependiente de las condiciones hídricas, que muestra la abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad ornítica acuática de la laguna de Manjavacas, como ejemplo de laguna endorreica sometida a las fluctuaciones hídricas propias de la región mediterránea. Los dos ciclos anuales estudiados fueron precedidos por períodos estivales en los cuales la laguna presentó distintos ambientes hídricos: permanencia de agua y total desecación. Durante el primer ciclo, la comunidad ornítica acuática presentó una riqueza y abundancia excepcionales, reduciéndose éstas drásticamente durante el período anual posterior, que fue precedido de desecación total estival. Dicha circunstancia y el hecho de que se alcanzasen similares superficies encharcadas durante el resto de ambos períodos anuales, permitió sugerir la posible repercusión que la desecación estival posee sobre la comunidad ornítica acuática. La tendencia marcada (similar en ambos períodos) ilustra significativamente la respuesta de las aves acuáticas a las fluctuaciones en el régimen hídrico al que está sometida la región mediterránea.

Palabras clave: aves acuáticas, comunidad ornítica acuática, dependencia hídrica, diversidad, fluctuaciones interanuales, laguna de Manjavacas, zonas húmedas.

Introducción

Los movimientos migratorios que realizan las aves acuáticas del Paleártico central y nórdico están facilitados por el hecho de que los períodos durante los cuales las condiciones son adversas en las diferentes zonas que ocupan a lo largo del año, se encuentran desfasados en el tiempo (Berthold & Terrill, 1991). Sin embargo, esto no implica que las condiciones ambientales sean constantes a lo largo del año ni de un lugar a otro, lo cual añade a la predecibilidad estacional una inestabilidad generada por variaciones interanuales y espaciales (Amat & Ferrer, 1988).

La cuenca mediterránea ibérica, caracterizada por una estacionalidad acusada y una variabilidad climática interanual fluctuante, alberga más de la mitad de las áreas endorreicas peninsulares (Carrasco, 1988). Dichos ecosistemas acuáticos representan, a causa de su relativa simplicidad estructural y de la facilidad con que en los mismos se pueden medir los efectos de las perturbaciones (Cottingham & Carpenter, 1998), un buen medio para documentar las respuestas de las aves a las fluctuaciones ambientales (Amat & Ferrer, 1988). La mayoría de las zonas palustres españolas son de escasa profundidad, lo que, unido al tipo de cli-

ma, determina que la permanencia del agua en las mismas dependa en gran medida de las precipitaciones (Carrasco, 1988), confiriéndoles una componente de impredecibilidad al existir una considerable variación interanual en el régimen de precipitaciones.

Los estudios sobre comunidades de aves acuáticas se han centrado básicamente en descripciones de la dinámica estacional anual (Picazo *et al.*, 1992; Paracuellos, 1993; Enciso & Paracuellos, 1997) y en la situación de las poblaciones nidificantes (López *et al.*, 1993) e invernantes (Robladano & Calvo, 1992), siendo muy escasos los que abordan la dinámica interanual (Serradilla & Calvo, 1998). En ninguno de ellos se ha presentado la oportunidad de reflejar los cambios que experimenta la comunidad de aves tras unas condiciones hídricas tan distintas como permanencia o ausencia de agua durante el período estival dentro de una misma laguna estacional. Tal circunstancia fue aprovechada en el presente estudio en una laguna endorreica manchega (Manjavacas) sobre la cual ya existe un estudio previo sobre la dinámica anual de su comunidad ornítica acuática (Asencio & Martín, 1988).

Material y métodos

Área de estudio

La laguna de Manjavacas se encuentra en el término municipal de Mota del Cuervo (Cuenca) con una latitud entre 39° 25' 35" N y 39° 24' 21" N y longitud entre 0° 48' 51" E y 0° 50' 02" E (coordenadas UTM 30SWJ1263). Su altitud es de 670 m y su superficie de 231 ha (Asencio & Martín, 1988). Actualmente es sitio Ramsar y forma parte de las 1.565 ha de Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) del Complejo Lagunar de Pedro Muñoz-Manjavacas, dentro de las 11.520 ha protegidas de los Humedales de la Mancha (Viada, 1998). El clima se caracteriza por tener unas precipitaciones anuales generalmente comprendidas entre los 300-500 mm con una típica sequía estival que se prolonga durante dos o

tres meses y unas lluvias que hacen su aparición fundamentalmente en primavera, dando lugar a un invierno con precipitaciones reducidas. Esto se traduce en la escasez de agua durante gran parte del año y un déficit durante los meses de junio a septiembre, con índices de evapotranspiración potencial superiores a los 100 mm por m^2 y mes (Asencio & Martín, 1988). Los contrastes de humedad implican un peculiar comportamiento del área encharcada, lo que significa su parcial o total desecación durante el estío y parte de la primavera y el otoño. La laguna es el sumidero natural de una cuenca endorreica de 6.060 ha, asentada sobre terrenos en su mayoría cuaternarios. Los suelos están condicionados por la humedad y la salinidad. Al estar asentada sobre sustratos salinos de margas recubiertas por yesos, los aniones dominantes en el agua son sulfatos y cloruros, y los cationes principales magnesio y sodio (Martino, 1988).

Diseño experimental

Para el presente estudio se han considerado como aves acuáticas aquellas especies que dependen ecológicamente de las zonas húmedas y que pertenecen a los órdenes *Gaviiformes*, *Podicipediformes*, *Pelecaniformes*, *Ciconiiformes*, *Phoenicopteriformes*, *Anseriformes*, *Gruiformes* y *Charadriiformes* (Fernández-Cruz *et al.*, 1988). Se han realizado dos salidas diarias consecutivas a la laguna a mediados de cada mes durante el período comprendido entre octubre de 1998 y agosto del 2000. Cada salida se prolongaba desde el amanecer hasta el mediodía y fueron hechas por un solo observador. Cuando las malas condiciones meteorológicas lo impedían la salida se suspendía y se llevaba a cabo tan pronto como las condiciones mejoraban. Los censos se llevaron a cabo desde dos puntos fijos fundamentalmente que permitían cubrir toda la extensión de aguas libres así como los márgenes limosos y las áreas encharcadas. A medida que avanzaba la jornada se recorrió gran parte del perímetro lagunar procurando que la luz del sol fuese siempre fa-

vorable. La cuantificación de las poblaciones aves (previamente delimitada su localización) estimó mediante observación visual (ver Teller 1986 para detalles sobre métodos de censo directos). Los censos se repitieron cuantas veces consideró necesario y se tomó como valor individual la mediana de dichos resultados (Zar, 1999). Las observaciones se realizaron usando prismas de 8x30 y un ocular zoom (20-60x) acoplado a un cuerpo de telescopio *Optolyth* de 80 mm diámetro. La superficie cubierta por el agua durante cada uno de los meses de estudio fue evaluada visualmente. Para ello se consideraron las siguientes categorías discretas: 0, 15, 35, 50, 65, 85 y 100%. La diversidad ha sido definida con

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^n (p_i)^2}$$

donde p_i es la proporción con la que la especie i contribuye a la abundancia total (Levins, 1965). Se ha preferido utilizar este índice de diversidad ya que es menos sensible que otros a fuertes dominancias existentes en la comunidad estudiada, facilitando de este modo la comparación intermensual.

Resultados

La evolución anual en la superficie encharcada de la laguna muestra un déficit hídrico estacional que provocó la total desecación de la misma en 1999 y 2000 (Figura 1), y que la dejó en una situación crítica. En verano de 1998 la laguna presentó una superficie encharcada superior al 80% (obs. pers.). Durante los meses invernales de ambos periodos se observaron los valores máximos de superficie encharcada, siendo éstos ligeramente menores en el año 1999/2000 que en el 1998 (Figura 1). La estructura de la comunidad se simplifica de manera acusada durante el periodo invernal de ambos ciclos anuales, alcanzándose valores más bajos de riqueza, abundancia y diversidad (Figuras 2, 3 y 4).

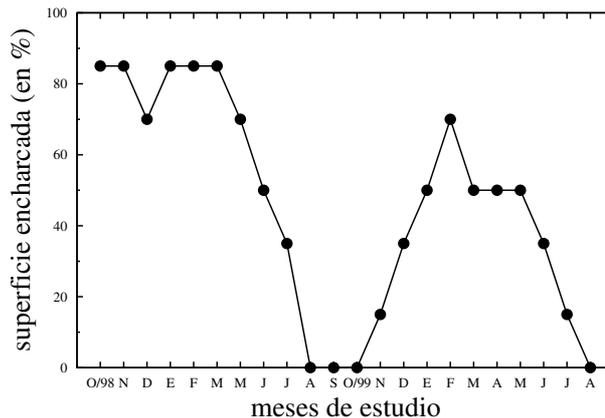


Figura-1. Evolución temporal de la superficie encharcada a lo largo del período 1998/2000.

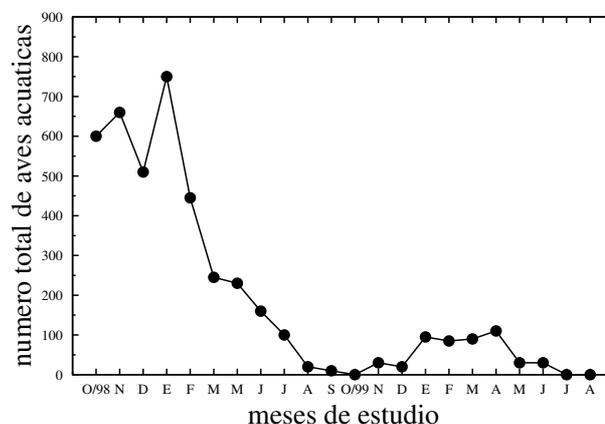


Figura-2. Evolución temporal de la abundancia de aves acuáticas a lo largo del período 1998/2000.

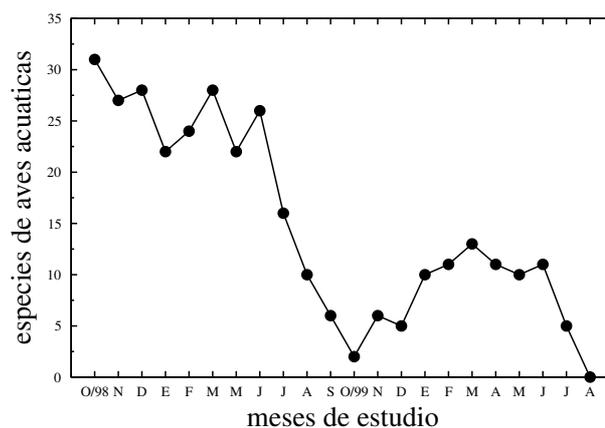


Figura-3. Evolución temporal de la riqueza de aves acuáticas a lo largo del período 1998/2000.

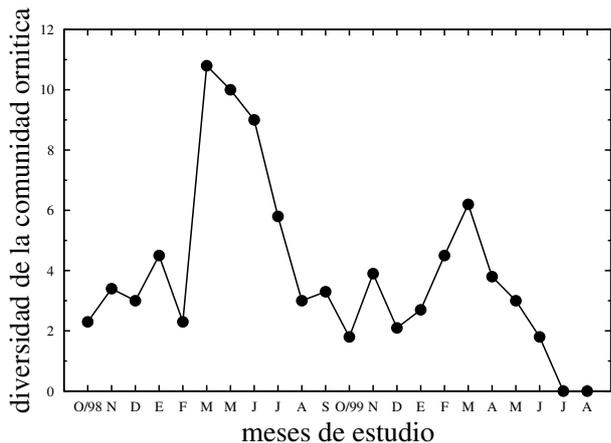


Figura-4. Evolución temporal de la diversidad de la comunidad de aves acuáticas a lo largo del período 1998/2000.

La acusada variabilidad estacional en el número de aves acuáticas fue mucho más marcada en el período 1998/99 donde se llegaron a registrar más de 7500 individuos en enero de 1999, reduciéndose esta cantidad progresiva y vertiginosamente conforme transcurrían los meses hasta casi desaparecer por completo en el período estival (Figura 2). El invierno y la primavera del 2000 mantuvieron unas abundancias relativamente constantes reduciéndose alarmantemente también durante el período estival. La variabilidad interanual en la abundancia de aves acuáticas quedó lo suficientemente clara a lo largo de estos dos años de estudio, multiplicándose por veinte el número de individuos presentes en los meses de octubre y noviembre de 1998 con respecto a los de 1999 (Figura 2). Durante el invierno y la primavera de 1999 la laguna presentó un número de aves cinco veces superior al del mismo período del año 2000. En ambos años la laguna presentó una mayor capacidad de acogida durante los meses invernales y en menor medida durante la primavera, además del excepcional registro que alcanzó en otoño de 1998. La comunidad ornítica presenta un máximo de especies acuáticas durante el mes de octubre de 1998, con un total de 31 (Figura 3). Especies como la Garceta (*Egretta garzeta*), el Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo*), la Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*) y el Archibebe Claro

(*Tringa nebularia*) se detectaron exclusivamente en este mes (ver Apéndice I). Los meses invernales y primaverales de ambos períodos se mantuvieron con un número relativamente constante de especies, disminuyendo drásticamente durante los meses estivales y recuperándose progresivamente en el período otoñal (Figura 3). A pesar de que la tendencia de las trayectorias que sigue la riqueza de aves en ambos períodos sea similar, resulta evidente el acusado descenso que sufre esta variable en el año 1999/2000 reduciéndose el número de especies a la mitad durante todo el período anual (Figura 3). La primavera de 1999 presenta los máximos valores de diversidad de todo el período de estudio (Figura 4) coincidiendo con los meses en los que existe mayor representación de los órdenes de aves acuáticas considerados (ver Apéndice I). En ambos períodos se observa una tendencia decreciente en los valores de diversidad tras los meses primaverales, alcanzando los mínimos en el verano y recuperándose progresivamente durante el período otoñal e invernal. Los valores de diversidad del período 1999/2000 son notablemente menores y sus máximos se encuentran desplazados hacia los meses invernales (Figura 4).

Discusión

La laguna de Manjavacas es un claro ejemplo de humedal endorreico sometido a las fluctuaciones ambientales características de la región mediterránea. La variación de la superficie encharcada y del consecuente nivel hídrico, junto con los determinantes migratorios de las especies, marcan la abundancia y composición de la comunidad de aves acuáticas a lo largo del ciclo anual, ajustándose a la variación en la disponibilidad trófica (Marqués & Vicente, 1999). Se observa el contraste entre un período invernal en el que dominan en abundancia y riqueza las anátidas (y fochas que aparecen con irregularidad), de un período estival en el que toman el relevo las especies pertenecientes al orden *Charadriiformes*. El paso primaveral

es más acusado que el otoñal por el hecho ya reflejado de que generalmente la laguna en época otoñal presenta bajísimos niveles hídricos si ha experimentado sequía estival, como ocurre frecuentemente. Si los niveles hídricos y, por tanto, de superficie encharcada lo permiten, el paso otoñal es excepcional con presencia de especies bastante raras (Apéndice I). La disponibilidad invernal de semillas en los campos de labor adyacentes al humedal permiten la alimentación de prácticamente todas las especies de anátidas presentes en la laguna, constituyendo durante este período la mayor fracción de dicho grupo trófico. Las especies de *Charadriiformes* (todas las presentes en Manjavacas zoófagas) acceden a las numerosas larvas de insectos acuáticos y otros artrópodos muy abundantes durante los meses estivales, formando el armazón de la comunidad durante el verano. La diversidad se relaciona con una mayor complejidad ambiental (Cottingham & Carpenter, 1998). Los máximos valores de diversidad alcanzados en la primavera (Figura 4) como consecuencia de los movimientos migratorios prenupciales y de la llegada de especies nidificantes que han pasado el invierno en el África tropical (Amat & Ferrer, 1988), se ven desplazados ligeramente hacia los meses invernales en 1999/2000. El desplazamiento de dichos valores, por supuesto mucho menores, responde a la reducción primaveral de las especies de *Charadriiformes*, sobre todo de corlitos y chorlitejos, y a la constancia invernal de anátidas (ver Apéndice I). La laguna de Manjavacas alberga un buen contingente de fochas cuando la cubeta de agua se mantiene con un nivel hídrico aceptable en años precedentes (obs. pers.). Esta dependencia de un nivel hídrico que no llegue a desaparecer durante el estío en años anteriores, la comparten también otras especies como zampullines, porrones, chorlitejos, malvasía y flamenco, que no vuelven a aparecer tras un año con sequía estival (Apéndice I). La estructura y composición de la vegetación acuática es un aspecto de importancia capital para el establecimiento de las comunidades de aves (Gómez & Zamora, 1990; Schirer *et al.*, 1995). Los factores ecológicos más impor-

tales que limitan el desarrollo de plantas acuáticas y que seleccionan su presencia son la profundidad, permanencia del agua y concentración y naturaleza de las sales disueltas (Cirujano, 1995). La turbiedad del agua también afecta al desarrollo de los macrófitos acuáticos (Ozimet *et al.*, 1990; Beklioglu & Moss, 1996). La misma laguna, en distintos años, puede albergar aguas transparentes y una abundante vegetación acuática, o embalsar aguas turbias y estar desprovista de plantas sumergidas. Dicha situación es la que ha acontecido en Manjavacas en los dos años estudiados. En general, cuando las lluvias de otoño e invierno son abundantes, la recarga de la laguna permite que las semillas y esporas presentes en los sedimentos germinen y enraícen, lo que contribuye a fijar la capa superior de los sedimentos, de modo que los aportes posteriores de agua no logran remover los materiales finos depositados en el fondo de la cubeta (Beklioglu & Moss, 1996). Cuando las lluvias otoñales o invernales son escasas o no se producen, los propágulos no germinan y las lluvias primaverales, sobre todo si son tardías, revuelven los sedimentos, que floculan largo tiempo antes de depositarse. En este caso el fondo, aunque embalse agua suficiente para el desarrollo de los hidrófitos, se encontrará desnudo, exento de vegetación acuática (Cirujano, 1995). El hecho de que la laguna no se secase durante el verano de 1998 y las abundantes lluvias otoñales que tuvieron lugar, permitieron el mantenimiento de una cubierta vegetal en el fondo que aumentó la diversidad de recursos tróficos disponibles para la fauna con el consiguiente incremento de la complejidad ambiental (Leibold *et al.*, 1997). Las precipitaciones que cayeron sobre la laguna durante el otoño e invierno de 1999 no fueron suficientes para contrarrestar la sequía que sufrió en los meses estivales, careciendo de tapiz vegetal sumergido. Después de una perturbación hídrica se produce un descenso en la diversidad de especies pertenecientes al fitoplancton debido a la expansión de especies pioneras de crecimiento rápido. Esta respuesta, conocida como hipótesis de la perturbación intermedia (Reynolds, 1993;

Sommer *et al.*, 1993; Flöder & Sommer, 1999), se traduce en una dominancia de especies con similares demandas ecológicas. Dichas circunstancias pueden explicar la ausencia de ciertas especies de aves acuáticas tras un período en el que la laguna se seca completamente, incitando a las aves a no quedarse en el humedal y a desplazarse a otras lagunas adyacentes con mejores condiciones hídricas. Concretando, las variaciones interanuales existentes parecen ser con frecuencia de gran magnitud, y pueden depender tanto de fluctuaciones demográficas como de variables meteorológicas (Berthold & Terril, 1991), pero, sobre todo, de la permanencia y superficie de agua en las cubetas. No podemos descartar, sin embargo, que olas de frío en Europa resulten responsables de los aportes masivos, que en pocos días pueden multiplicar para algunas especies las cifras habituales de invernantes (Amat & Ferrer, 1988). Lógicamente las especies que más favorecidas se ven en sistemas que presentan cierta componente de impredecibilidad son las que tienen los nichos más amplios y flexibles, ya que al ser capaces de responder a la variabilidad ambiental mediante la utilización de hábitats alternativos, probablemente serán las que presenten unas fluctuaciones numéricas menos acusadas de año en año (Dodson *et al.*, 2000). Ante la variaciones que experimentan las zonas palustres, los patos invernantes en España hacen una mayor utilización de hábitats alternativos conforme las condiciones se van haciendo más adversas (Amat & Ferrer, 1988). Por tanto, protegiendo estrictamente las áreas de importancia internacional no estaría garantizada la supervivencia de las poblaciones de aves acuáticas si no se toma en consideración la protección de hábitats alternativos. En la cuenca mediterránea se establece un sistema dinámico por el cual las distintas zonas húmedas peninsulares sometidas a distintos ritmos hídricos ofrecen distintas alternativas a las aves acuáticas (Erwin, 1996): cuando unas permanecen secas durante varios años, otras permiten el refugio del contingente ornítico invernante. Por tanto, la conservación de los humedales mediterráneos requiere, en primera instancia, conse-

guir la estabilidad de los núcleos, evitando su paulatino aislamiento y falta de conexión (Jiménez, 1992). No olvidemos que la avifauna invernante es un recurso internacional que tenemos la obligación ética y legal de conservar, de ahí la imperiosa necesidad de preservar los enclaves acuáticos.

Referencias

- Amat, J. A. & Ferrer, X. 1988. Respuestas de los patos invernantes en España a diferentes condiciones ambientales. *Ardeola*, 35 (1):59-70.
- Asencio Castillejo, C. G. & Martín Herrero, J. 1988. Estudio de la ornitocenosis de la laguna de Manjavacas (Cuenca). En *Ponencias de las II Jornadas Ibéricas del Estudio y Protección de Zonas Húmedas*, pp: 269-278. FAT. Valencia.
- Beklioglu, M. & Moss, B. 1996. Mesocosm experiments on the interaction of sediment influence, fish predation and aquatic plant with the structure of phytoplankton and zooplankton communities. *Freshwater Biology*, 36(3): 315-325.
- Berthold, P. & Terrill, S. B. 1991. Recent advances in studies of bird migration. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 22:357-378.
- Carrasco, M. 1988. La zona húmeda manchega como área de invernada de acuáticas. En: *En Ponencias de las II Jornadas Ibéricas del Estudio y Protección de Zonas Húmedas*, pp: 231-235. FAT. Valencia.
- Cottingham, K. L. & Carpenter, S. R. 1998. Population, community and ecosystem variates as ecological indicators: phytoplankton responses to whole-lake enrichment. *Ecological Applications*, 8: 508-530.
- Dodson, S. I., Arnott, S. E. & Cottingham, K. L. 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, 81(10): 2622-2679).
- Enciso, J. P. & Paracuellos, M. 1997. Dinámica estacional de la comunidad de aves acuáticas en los humedales del levante almeriense: caracterización e importancia ornítica provincial. *Oxyura*, 9 (1): 29-43.

- Erwin, R. M. 1996. The relevance of the mediterranean region to colonial waterbirds conservation. *Colonial waterbirds* (Special publication, 1), 19: 1-11.
- Fernández-Cruz, M., Martí, R., Martínez-Abraín, A. & Monreal, J. 1988. Las zonas húmedas españolas y su importancia relativa a la luz de los censos de aves acuáticas realizados por la Sociedad Española de Ornitología. En: *Ponencias de las II Jornadas Ibéricas del Estudio y Protección de Zonas Húmedas*, pp: 61-67. FAT. Valencia.
- Flöder, S. & Sommer, U. 1999. Diversity in planktonic communities: an experimental test of the intermediate disturbance hypothesis. *Limnol. Oceanogr.*, 44: 1114-1119.
- Gómez, J. M. & Zamora, R. 1990. Importancia de la vegetación emergente en el comportamiento alimenticio de la focha. *Doñana, Acta Vertebrata*, 17(2): 230-235.
- Jiménez, J. 1992. La recuperación de áreas degradadas para la avifauna acuática en España. *Ardeola*, 39(2): 65-71.
- Leibold, M. A., Chase, J. M., Shurin, J. B. & Downing, A. L. 1997. Species turnover and the regulation of trophic structure. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 467-494.
- Levins, R. (1968). *Evolution in changing environments*. Princeton University Press. Princeton.
- López, A., Sánchez, J. M., Vallejo, J. R. & Pérez, J. L. 1993. Situación de la avifauna acuática nidificante en el embalse de Orellana (primavera-verano, 1990). *Alytes*, 6: 269-277.
- Marqués, P. A. M. & Vicente, L. 1999. Seasonal variation of waterbird prey abundance in the Sado estuary rice fields. *Ardeola*, 46(2): 231-234.
- Martino, P. (1988). *Limnología de las lagunas salinas españolas*. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid.
- Ozimet, T., Gulati, R. D. & van Donk, E. 1990. Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The lake Zwemlust example. *Hydrobiologia*, 200/201:399-407.
- Paracuellos, M. 1993. Fenología anual de la ornitofauna de las salinas de Guardias Viejas (Almería): calidad ornítica. *Alytes*, 6: 317-333.
- Picazo, J., Charco, J., Martínez, R., Fernández, J., Garrigues, R., Escribano, L. & Morata, J. A. 1992. *La comunidad de aves acuáticas en los humedales de Albacete: composición cualitativa, cuantitativa y trófica*. Instituto de Estudios Albacetenses. Monografía 58.
- Robladano, F. & Calvo, J. F. 1992. Invernada de tres especies de aves (*Podiceps nigricollis*, *Phoenicopterus ruber* y *Tadorna tadorna*) en medios acuáticos hipersalinos del sudeste español. *Oxyura*, 6(1): 5-21.
- Serradilla, J. & Calvo, J. F. 1998. Variación interanual de la avifauna de la laguna de Hervías (La Rioja): comparación con otros humedales riojanos. *Zubía*, 16: 9-24.
- Shriner, P., Bogstrand, J., Jeppensen, E. & Sondergaard, M. 1995. Impact of submerged macrophytes on fishzooplankton interactions: large scale enclosure experiments in shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology*, 33: 255-270.
- Sommer, U., Padisak, J., Reynolds, C. S. & Juhasz-Nagy, P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 249: 1-7.
- Tellería, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid.
- Viada, C. (ed). 1998. *Áreas importantes para las Aves en España* (2ª edición revisada y ampliada). Monografía nº 5. SEO/BirdLife. Madrid.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis* (4th edn). Prentice Hall International.

APENDICE I

Evolución temporal del número de individuos contactados pertenecientes a las distintas especies de aves presentes en la laguna de Manjavacas a lo largo del período comprendido entre octubre de 1998 y agosto del 2000

| | Oct | Nov | Dic | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dec | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago |
|--------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Anseriformes</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anas acuta</i> | 2 | 10 | 8 | 12 | 2 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anas clypeata</i> | 600 | 510 | 485 | 917 | 390 | 510 | 365 | 0 | 8 | 6 | 0 | 0 | 0 | 55 | 4 | 70 | 253 | 125 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anas crecca</i> | 6 | 55 | 65 | 12 | 512 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 295 | 200 | 82 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anas penelope</i> | 2 | 10 | 14 | 59 | 11 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anas platyrhynchos</i> | 280 | 260 | 290 | 420 | 180 | 80 | 70 | 131 | 12 | 8 | 15 | 5 | 120 | 165 | 535 | 250 | 172 | 140 | 195 | 240 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anas strepera</i> | 240 | 425 | 320 | 349 | 12 | 10 | 28 | 26 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 | 40 | 30 | 15 | 12 | 16 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anser anser</i> | 5 | 30 | 50 | 76 | 45 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 23 | 58 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Aythya ferina</i> | 110 | 180 | 130 | 763 | 210 | 235 | 160 | 12 | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Aythya fuligula</i> | 0 | 50 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Netta rufina</i> | 52 | 206 | 180 | 692 | 18 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 4 | 15 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oxyura leucocephala</i> | 43 | 4 | 0 | 0 | 28 | 147 | 45 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Tadorna tadorna</i> | 12 | 24 | 26 | 30 | 44 | 44 | 44 | 21 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 46 | 23 | 9 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Charadriiformes</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Actitis hypoleucos</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Calidris alpina</i> | 0 | 170 | 80 | 234 | 170 | 110 | 0 | 40 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Calidris ferruginea</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Calidris minuta</i> | 120 | 700 | 160 | 51 | 85 | 140 | 0 | 60 | 0 | 0 | 0 | 0 | 90 | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Charadrius alexandrinus</i> | 135 | 200 | 75 | 30 | 80 | 80 | 75 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 60 | 30 | 0 | 0 | 20 | 15 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Charadrius dubius</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 9 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Charadrius hiaticula</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 110 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chlidonias hybridus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 | 45 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chlidonias niger</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 65 | 65 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gallinago gallinago</i> | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gelochelidon nilotica</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 44 | 40 | 52 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | 5 | 0 | 0 |
| <i>Himantopus himantopus</i> | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 8 | 216 | 80 | 94 | 67 | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 102 | 68 | 78 | 30 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Larus ridibundus</i> | 50 | 34 | 60 | 385 | 27 | 90 | 50 | 110 | 65 | 44 | 4 | 0 | 8 | 12 | 30 | 45 | 120 | 91 | 19 | 8 | 1 | 0 | 0 |

| | Oct | Nov | Dic | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago | Sep | Oct | Nov | Dec | Ene | Feb | Mar | Abr | May | Jun | Jul | Ago |
|-----------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|-----|-----|-----|
| Charadriiformes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Limosa limosa</i> | 12 | 0 | 5 | 0 | 0 | 42 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 42 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | |
| <i>Philomachus pugnax</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 6 | 90 | 310 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 24 | 290 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Pluvialis squatarola</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Recurvirostra avosetta</i> | 27 | 60 | 75 | 89 | 90 | 283 | 244 | 61 | 27 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 35 | 211 | 63 | 27 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Tringa glareola</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Tringa nebularia</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Tringa ochropus</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Tringa totanus</i> | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Vanellus vanellus</i> | 30 | 120 | 82 | 89 | 32 | 40 | 6 | 18 | 8 | 2 | 0 | 1 | 95 | 5 | 15 | 33 | 105 | 40 | 34 | 24 | 3 | 0 | |
| Ciconiiformes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ardea cinerea</i> | 30 | 2 | 1 | 1 | 4 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ciconia ciconia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Ciconia nigra</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Egretta garzeta</i> | 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Gruiformes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Fulica atra</i> | 3900 | 3450 | 2900 | 3230 | 2820 | 240 | 280 | 340 | 225 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Gallinula chloropus</i> | 1 | 3 | 5 | 0 | 7 | 8 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Grus grus</i> | 4 | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Pelecaniformes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phalacrocorax carbo</i> | 10 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Phoenicopteriformes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phoenicopus ruber</i> | 330 | 85 | 134 | 61 | 18 | 65 | 109 | 174 | 331 | 0 | 5 | 0 | 46 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Podicipediformes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Podiceps nigricollis</i> | 18 | 23 | 14 | 25 | 85 | 165 | 248 | 90 | 36 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| <i>Tachybaptus ruficollis</i> | 5 | 8 | 4 | 7 | 67 | 34 | 14 | 3 | 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Total número de especies | 31 | 27 | 28 | 22 | 24 | 28 | 22 | 26 | 16 | 10 | 6 | 2 | 6 | 5 | 10 | 11 | 13 | 11 | 10 | 11 | 5 | 0 | 0 |
| Total número de individuos | 6049 | 6640 | 5099 | 7547 | 4443 | 2472 | 2323 | 1591 | 1016 | 139 | 62 | 6 | 365 | 252 | 983 | 736 | 923 | 1039 | 429 | 432 | 40 | 0 | 0 |