

Licenciatura de Ciencias Ambientales
Universidad de Murcia

*La comunidad de aves acuáticas
como indicador del cambio ambiental
en una charca salinera restaurada*



Antonio Javier Soto Molina
Septiembre 2011

Tutores:

Gustavo A. Ballesteros Pelegrín

Pablo Farinós Celdrán

Francisco Robledano Aymerich

Agradecimientos

A mis tutores;

Francisco Robledano, por darme la oportunidad de entrar en el Departamento de Ecología;
Gustavo Ballesteros, por la información facilitada y por su disponibilidad en todo momento; y
Pablo Farinós cuya infinita paciencia, sin duda, le habrá permitido ganarse el cielo.

A la Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, por permitir la realización de los muestreos en la Charca del Coterillo.

Al equipo de Ecología de Aguas Continentales;
y en particular a Marisa y María, por enseñarme a filtrar las muestras y comprender el comportamiento de la Charca.

A todo el equipo del ECOMED y colaboradores;
en particular a Paqui, Isa, Viqui, Mario y Víctor, por ayudarme en la toma de datos, pero sobre todo, gracias a todos porque en estos dos años me habéis hecho sentir como uno más, aunque no fuera vuestra intención.

A mis amigos;
que con pequeños gestos me han ayudado más de lo que imaginan.

Y por supuesto a mi familia;
mis padres, que siempre me apoyaron para que pudiera iniciar esta andadura;
y a mi hermano y mi prima, que nunca me dejaron sólo.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	OBJETIVOS.....	5
3.	METODOLOGÍA.....	7
3.1.	Descripción del sitio	7
3.2.	Calendario y planificación. Muestreo de parámetros abióticos y bióticos.....	8
3.3.	Parámetros abióticos.....	9
3.3.1.	<i>Medición de las características morfológicas.....</i>	<i>9</i>
3.3.2.	<i>Medición de las características fisicoquímicas del agua</i>	<i>9</i>
3.3.3.	<i>Análisis de la concentración de nutrientes.....</i>	<i>10</i>
3.4.	Parámetros bióticos.....	11
3.4.1.	<i>Muestreo de Fartet</i>	<i>11</i>
3.4.2.	<i>Censos de aves</i>	<i>12</i>
3.4.2.1.	<i>Censos totales de invernantes y estivales</i>	<i>13</i>
3.4.2.2.	<i>Estima de parejas reproductoras</i>	<i>13</i>
3.4.2.3.	<i>Descriptores estructurales y de valor de conservación.....</i>	<i>14</i>
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	19
4.1.	Parámetros abióticos.....	19
4.1.1.	<i>Profundidad y temperatura.....</i>	<i>19</i>
4.1.2.	<i>pH.....</i>	<i>24</i>
4.1.3.	<i>Salinidad y conductividad</i>	<i>27</i>
4.1.4.	<i>Nutrientes en el ecosistema.....</i>	<i>30</i>
4.2.	Parámetros bióticos.....	36
4.2.1.	<i>Muestreo de Fartet</i>	<i>36</i>
4.2.2.	<i>Censos de Aves.....</i>	<i>41</i>
4.2.2.1.	<i>Especies de aves presentes en la Charca. Definición de Gremios</i>	<i>41</i>
4.2.2.2.	<i>Censos totales.....</i>	<i>44</i>
4.2.2.3.	<i>Censos de Aves Nidificantes.....</i>	<i>63</i>
4.2.2.4.	<i>Síntesis final</i>	<i>78</i>
5.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE MANEJO.....	85
5.1.	<i>Conclusiones.....</i>	<i>85</i>
5.2.	<i>Recomendaciones de manejo</i>	<i>86</i>
6.	BIBLIOGRAFÍA	91

ANEXO I: Censos totales de aves y Censos de nidificantes.

ANEXO II: Datos brutos de los parámetros fisicoquímicos del agua.

ANEXO III: Abundancia relativa de especies en cada año y resultados del Test de Montecarlo.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. <i>Calendario de muestreo</i>	8
Tabla 2. <i>Parámetros muestreados en los elementos que conforman la charca</i>	9
Tabla 3. <i>Disposición de las estaciones de muestreo en la Cubeta</i>	10
Tabla 4. <i>Métodos analíticos empleados en los distintos nutrientes</i>	10
Tabla5. <i>Disposición de las estaciones de muestreo en el Canal</i>	11
Tabla6. <i>Riqueza total de especies en los distintos censos</i>	13
Tabla7. <i>Evidencias de cría empleadas en los censos de nidificantes</i>	14
Tabla8. <i>Categorías SPEC y LRAE encontradas en las especies de la Charca</i>	15
Tabla 9. <i>Registros de temperatura y profundidad en charca y canal en los tres periodos de muestreo.</i> ...	19
Tabla 10. <i>Registros de pH en charca y canal en los tres periodos de muestreo</i>	25
Tabla 11. <i>Registros de conductividad y salinidad en charca y canal en los tres periodos de muestreo</i> ...	27
Tabla 12. <i>Valores de amonio, nitrito y nitrato registrados en el canal (CAN), punto de descarga (DESC) y cubeta (CHA) en 2007 y 2010</i>	32
Tabla 13. <i>Valores medios de amonio, nitrito y nitrato, registrados en la charca en 1995</i>	33
Tabla 14. <i>Valor de fosfato registrado en el canal (CAN), punto de descarga (DESC) y cubeta (CHA) en 2007 y 2010</i>	35
Tabla 15. <i>Valor medio de fosfato, registrado en 1995</i>	35
Tabla 16. <i>Capturas de Fartet en cada estación</i>	36
Tabla 17. <i>Índices del Valor Ecológico de la Charca tanto para invierno como para verano</i>	48
Tabla 18. <i>Índices que presentan diferencias significativas (marcados en negrita) en invierno o verano</i> ..	48
Tabla 19. <i>Especies Indicadoras, especies que presentan abundancia 100% en algún año y especies con abundancia destacable en algún periodo o conjunto de años en invierno</i>	53
Tabla 20. <i>Especies Indicadoras, especies que presentan abundancia 100% en algún año y especies con abundancia destacable en algún periodo o conjunto de años en invierno</i>	60
Tabla 21. <i>Valores que puede adoptar el coeficiente de correlación</i>	71
Tabla 22. <i>Resultados de los coeficientes de correlación obtenidos al relacionar (de izq. a der.) Parque con Charca, Parque con Charca+Saladar y Charca con Saladar</i>	71
Tabla 23. <i>Resumen de los datos medios de parámetros abióticos y bióticos, en aquellos años en los que se conocen</i>	81
Tabla 24. <i>Síntesis final elaborada con los resultados y conclusiones obtenidas tras la discusión de los censos totales de aves</i>	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. <i>Situación geográfica de la Charca de “El Coterillo”</i>	8
Figura 2. <i>Trampas tipo Minow instalada en la estación de muestreo CAN3</i>	12
Figura 3. <i>Correlación de áreas</i>	16
Figura 4. <i>Variación de la profundidad y de la temperatura del agua en cada transecto de la charca</i>	20
Figura 5. <i>Comparación entre 2007 y 2010 de la profundidad en la cubeta y en el canal</i>	21
Figura 6. <i>Preferencias de profundidad en distinto gremios de aves. Eje de ordenadas:</i>	23
Figura 7. <i>Comparación entre 2007 y 2010 de la profundidad en la cubeta y en el canal</i>	25
Figura 8. <i>pH medio por transecto en la Charca y en el Canal</i>	26
Figura 9. <i>Relación presente entre la conductividad y la salinidad en el canal</i>	28
Figura 10. <i>Comparación entre 2007 y 2010 de la salinidad en la cubeta y en el canal</i>	28
Figura 11. <i>Capturas medias de Fartet en 2007 y 2010 en la orilla este y oeste de la Cubeta y en el Canal</i>	37
Figura 12. <i>De izquierda a derecha, orilla este y orilla oeste de la cubeta</i>	39
Figura 13. <i>Contribución a la abundancia total de los distintos gremios en Invierno</i>	44
Figura 14. <i>De izquierda a derecha: Índice de Shannon-Wiener y Riqueza según gremios. Invierno</i>	45
Figura 15. <i>Contribución a la abundancia total de los distintos gremios en verano</i>	46
Figura 16. <i>De Izquierda a derecha: Índice de Shannon-Wiener y Riqueza según gremios. Verano</i>	47
Figura 17. <i>Abundancia total (eje de ordenadas izquierdo) y riqueza e Índice SPEC (eje de ordenadas derecho) en invierno</i>	49
Figura 18. <i>Abundancia total (eje de ordenadas izquierdo) y riqueza e Índice SPEC (eje de ordenadas derecho) en verano</i>	50
Figura 19. <i>Riqueza de especies nidificantes en los tres ámbitos de estudio: Parque, Charca y Saladar</i> ...	64
Figura 20. <i>Contribución en porcentaje a la abundancia total de los distintos gremios de especies nidificantes del Parque</i>	65
Figura 21. <i>Contribución en porcentaje a la abundancia total de los distintos gremios de especies nidificantes en el conjunto Charca+Saladar</i>	66
Figura 22. <i>Contribución en porcentaje a la abundancia total de las distintas familias de especies nidificantes del Parque</i>	68
Figura 23. <i>Contribución en porcentaje a la abundancia total de las distintas familias de especies nidificantes en el conjunto Charca+Saladar</i>	68
Figura 24. <i>Comparativa de la abundancia total de Avoceta en la Charca con el Saladar</i>	72
Figura 25. <i>Línea de tendencia mostrada en la correlación de Charca con Saladar para la Avoceta</i>	73

Figura 26. <i>Comparativa de la abundancia total de Chorlitejo patinegro en la Charca con el Saladar</i>	73
Figura 27. <i>Línea de tendencia mostrada en la correlación de Charca con Saladar para el Chorlitejo patinegro</i>	74
Figura 28. <i>Comparativa de la abundancia total de Gaviota reidora en la Charca con el Saladar</i>	75
Figura 29. <i>Línea de tendencia mostrada en la correlación de Charca con Saladar para la Gaviota reidora</i>	75
Figura 30. <i>Comparativa de la abundancia total de Charrancito común en la Charca con el Saladar</i>	76
Figura 31. <i>Línea de tendencia mostrada en la correlación de Charca con Saladar para el Charrancito común</i>	76

1. INTRODUCCIÓN

El presente estudio, elaborado como proyecto fin de carrera de la Licenciatura de Ciencias Ambientales, se ha desarrollado en la Charca salinera restaurada de “El Coterillo”. Se trata de la segunda etapa de un seguimiento continuado de los valores bióticos y características fisicoquímicas de dicho enclave, que pretende contribuir a una evaluación continuada de su estado ecológico.

Las humedales restaurados son áreas que anteriormente fueron un ecosistema natural, pero que fueron alterados y utilizados para otros fines, antes de volver a ser modificados finalmente para recuperar sus anteriores características (Hammer, 1997). En otras ocasiones, como en el caso que nos ocupa, los humedales creados o transformados por el hombre (por ejemplo las salinas costeras), han sido abandonados y requieren restauración para retornar a su estado anterior u otro deseable. Dado que los humedales representan un capital natural importante y proporcionan servicios ecológicos esenciales, la restauración de los humedales es una actividad extendida por todo el mundo, especialmente en Estados Unidos (Zedler 2001; Erwin y Beck 2007), Europa (Wolters *et al.*, 2005) y Asia (Nakamura *et al.*, 2006). El manejo de los humedales restaurados, incluye aspectos como el restablecimiento de la vegetación acuática (tanto la sumergida como la de los enclaves en tierra), la creación de islas, el control de depredadores o la regulación de accesos. El éxito de la restauración para las aves acuáticas y otros recursos naturales depende de: el establecimiento de objetivos realistas, así como criterios para desempeñarlos y cuantificarlos; un continuó seguimiento de la gestión; investigación dirigida a determinar la causalidad; y una cuidadosa evaluación bajo un régimen de manejo adaptativo (Erwin y Beck 2007).

La Charca de “El Coterillo” perteneció al sistema de lagunas de explotación salinera de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, siendo abandonado su uso a finales de la década de los 80 (Farinós *et al.*, en revisión). Este tipo de salinas costeras son hábitats antropogénicos utilizados para la obtención de sal por evaporación del agua de mar (Sadoul *et al.*, 1998). Sin embargo, estos sistemas han estado bajo seria amenaza en los últimos años, debido al abandono total o parcial, resultante de la disminución de su rentabilidad, el desarrollo urbanístico, turismo, nuevas industrias, etc. (Weber *et al.*, 1996; Masero, 2003; Ortega *et al.*, 2004). Así, en los últimos 50 años, más del 57% de

las 70.000 hectáreas de salinas existentes en la cuenca del Mediterráneo se han perdido (López *et al.*, 2009).

Muchos estudios han señalado que las lagunas restauradas, pueden proporcionar hábitats alternativos o complementarios para las aves acuáticas y mitigar los efectos adversos de la pérdida y degradación de estos hábitats (Euliss *et al.*, 2008; Ma Zhijun y Cai Yinting, 2009; Hoover, 2009). La ubicación geográfica de las salinas del Mediterráneo las convierte en un “trampolín” para miles de aves acuáticas durante la migración, de sus lugares de nidificación en Europa Central y del Norte, a los lugares de invernada en África Central y meridional (López *et al.*, 2009). Su función ecológica trasciende sus fronteras y afecta a una importante red mundial de sistemas de humedales, que debe ser entendida y manejada de forma conjunta (López *et al.*, 2004). Así, estos humedales artificiales también son de gran interés debido al papel funcional que desempeñan en la conectividad ecológica (Masero *et al.*, 1999; Amezaga *et al.*, 2002; Lurz *et al.*, 2002). En este contexto, el Parque Regional "Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar" (Región de Murcia, SE España) se presenta como un área de gran interés, debido a la coexistencia (amistosa) tradicional de los valores ecológicos y económicos. La Charca de "El Coterillo" se creó en la década de los 80 a partir de un estanque salinero abandonado del Parque, con el objetivo principal de reintroducir al Fartet; *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), una especie endémica y amenazada ("En Peligro" en la Lista Roja de Peces de Agua Dulce de España; Oliva-Paterna *et al.*, 2006). El estanque pronto se convirtió en un área valiosa para las aves acuáticas (incluidas las representadas en el Anexo I de la Directiva Aves 79/409/CEE).

La Charca también ha estado llevando a cabo una "función de filtro" para el mar, ya que a ella, llega el efluente del Centro de Recursos Marinos cercano, enriquecido con nutrientes, antes de ser vertido al mediterráneo. En la laguna han tenido lugar importantes cambios desde su creación, lo que podría estar relacionado con la naturaleza del suministro de agua y la falta de cualquier esquema explícito de manejo o gestión (Farinós *et al.*, en revisión). Este tipo de humedales han sido objeto de estudios y propuestas de gestión a favor de las especies en peligro de extinción (por ejemplo, Navarro y Robledano, 1995; Torralva *et al.*, 2001), pero faltan resultados documentados y se carece de evaluaciones de su eficacia. Hay también una larga serie de datos sobre las aves que utilizan estos complejos de humedales hipersalinos (Martí y Del Moral,

2003), pero rara vez se acopla a ellos un seguimiento de las condiciones ambientales o de gestión, con algunas excepciones (Murias *et al.*, 2002).

Día a día, aumenta la importancia de las lagunas restauradas por el hombre. Estos enclaves son fáciles de manipular y pueden facilitar el ensayo de procedimientos concretos de manejo, además de servir al uso público (educativo, recreativo, etc.) (Davidson *et al.*, 1986). También, pueden llegar a ser tan productivos como los sistemas naturales y resultar atractivos para diversas especies de aves acuáticas como sistemas de alimentación, descanso, refugio o lugares de nidificación (Martin y Randall 1987, Myers *et al.*, 1987; Velásquez, 1992; Batty, 1992; Collazo *et al.*, 1995; Warnock y Takekawa 1995; Timms 1997; Carmona y Danemann 1998; Sadoul *et al.*, 1998; Castro *et al.*, 2000). Son precisamente las aves acuáticas las que mayor consideración tienen en la valoración del interés ecológico de estos humedales y en el estado de conservación de las áreas protegidas en general. La abundancia, la presencia o ausencia de aves, han demostrado ser indicadores efectivos de la integridad biológica de los humedales y también se consideran buenos indicadores del estado ecológico de un sitio y de los cambios ambientales que se puedan dar en él (Bradford *et al.*, 1998; Howe *et al.*, 2007).

2. OBJETIVOS

Los objetivos de este trabajo, gravitan sobre un objetivo general y cuatro objetivos específicos. El objetivo general, es evaluar si los cambios limnológicos en la Charca salinera restaurada "El Coterillo" podrían explicar los cambios en su comunidad de aves acuáticas y otros componentes de su biodiversidad, y determinar si ha habido un cambio en el valor de conservación de aves atribuibles a las modificaciones del medio.

En lo referente a los objetivos específicos:

- i. Análisis e interpretación de los cambios en la composición y estructura de la comunidad de aves acuáticas de la Charca en relación con sus cambios limnológicos, así como el valor de conservación de la misma a través de la utilización de índices basados en las aves acuáticas.
- ii. Identificación de las fases temporales en las que la comunidad de aves acuáticas varía como aparente respuesta a los cambios en el ecosistema y las especies indicadoras de cada fase.
- iii. Análisis de los cambios en la composición de aves nidificantes para verificar si se están viendo afectadas por los cambios temporales que ocurren en la Charca salinera de "El Coterillo" o si simplemente, estos cambios reflejan las principales tendencias del complejo de humedales de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.
- iv. Por último, se incluye el análisis e interpretación de los datos de abundancia obtenidos en el muestreo de *Aphanius iberus* para el año 2010, comparándolos con los registrados en 2007, ya que esta especie, por la importancia que tiene en la propuesta inicial de restauración y como componente de la biodiversidad, puede ayudar a interpretar los cambios ambientales observados. Además debe ser tomada en cuenta a la hora de planificar la gestión del hábitat.

3. METODOLOGÍA

3.1. Descripción del sitio

El área estudiada consta de tres unidades elementales; la cubeta donde se localiza la Charca, el canal adjunto que la recorre longitudinalmente por su orilla este, y el saladar contiguo, situado al norte de la misma, originado por filtración del agua de la cubeta y por tanto ligado al estado de ésta.

La Charca salinera restaurada “El Coterillo” pertenece a las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, este complejo es un sistema de hábitats halófilos y psamófilos, situado al norte de la laguna del Mar Menor, protegido en su mayor parte como Parque Regional (Figura 1). La Charca fue excavada a finales de la década de 1950 en una zona de dunas cerca de las salinas, en un intento por aumentar su superficie de evaporación. Debido a la alta permeabilidad del sustrato, se perdió la conexión con las salinas y se secó a mediados de 1980. A finales de ésta década, “El Coterillo” fue restaurado como parte de un proyecto para la conservación de *Aphanius iberus* financiado por el Reglamento MEDSPA de la CEE (Programa Especial de Acción para el Mediterráneo, 1986-1991). En los años siguientes los objetivos de conservación fueron adoptando poco a poco una función recreativa y educativa (Farinós *et al.*, en revisión).

La superficie de la Charca es de 8,2 hectáreas y su forma es más o menos trapezoidal (Figura 1). Se construyeron algunas islas planas en el interior de la cubeta y un canal adyacente en la parte oriental de la Charca, diseñado para ayudar a regular el flujo del agua. El agua entra en el extremo sur del canal y se descarga al mar por el extremo norte a través de una tubería. Hay compuertas entre la cubeta y el canal, pero no ha habido ningún modelo claro de gestión de flujo. Por otra parte, el canal ha sufrido roturas frecuentes, manteniendo siempre una conexión permanente con la cuenca principal, aunque se ha comportado por lo general como un compartimiento hidráulico semiindependiente. En un futuro próximo hay planes para volver a conectar la Charca a la red de producción de sal y redireccionar el efluente del centro experimental de cultivos marinos al mar, sin pasar por la Charca (Farinós *et al.*, en revisión).

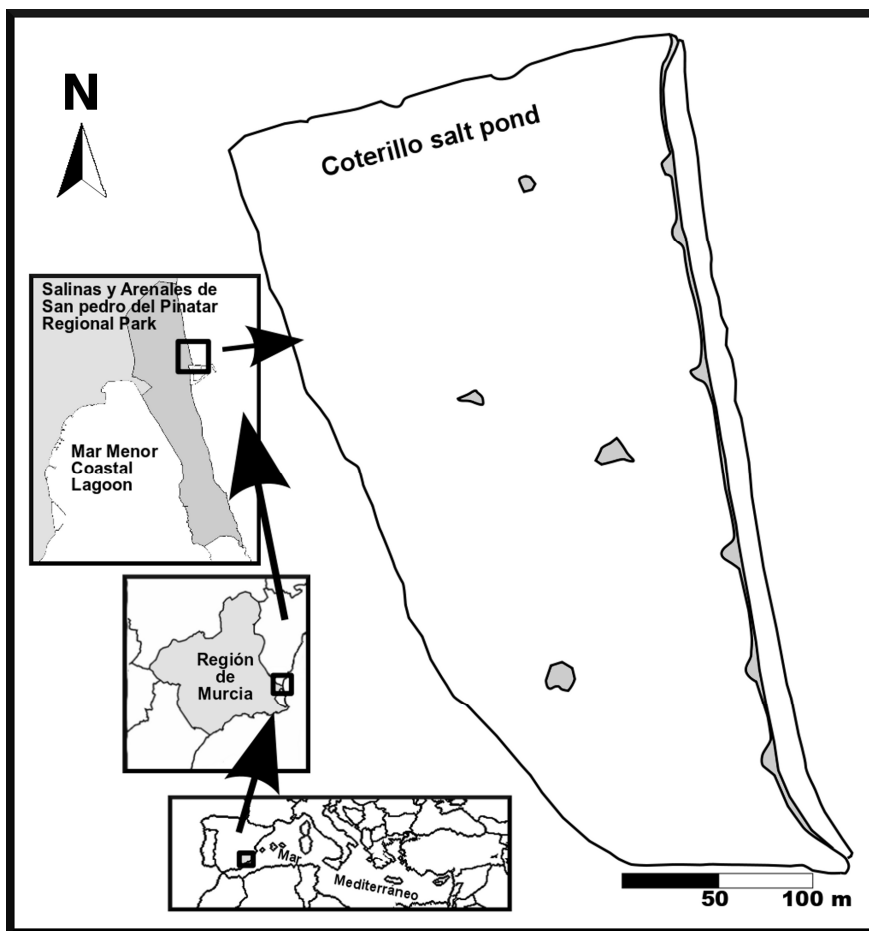


Figura 1. Situación geográfica de la Charca de “El Coterillo”.

3.2. Calendario y planificación. Muestreo de parámetros abióticos y bióticos

En la tabla 1, se resumen las fechas de muestreo de los parámetros ambientales (abióticos y bióticos) estudiados. Estos datos complementan a la información recopilada de otras fuentes (ver más adelante).

DÍA	PARÁMETROS MUESTREADOS	TIEMPO ESTIMADO	Nº DE PERSONAS PARTICIPANTES
Jueves 10-Junio de 2010	Profundidad, temperatura, salinidad, conductividad y colocación de trampas tipo Minnow	6 horas	6
Viernes 11-Junio de 2010	Recogida de trampas tipo Minnow y conteo y suelta de individuos capturados de <i>Aphanius iberus</i>	6 horas	2
Viernes 18-Junio de 2010	Toma de muestras de agua para análisis de nutrientes	2 horas	2

Tabla 1. Calendario de muestreo

En la tabla 2, se muestran los datos de los que se ha dispuesto (en cada uno de los elementos que conforman el área de estudio) para elaborar éste trabajo:

	PARÁMETROS BIÓTICOS			PARÁMETROS ABIÓTICOS	
	CENSOS TOTALES DE AVES	CENSOS DE PAREJAS REPRODUCTORAS	MUESTREO DE FARTE (<i>APHANIUS IBERUS</i>)	CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS	NUTRIENTES
Cubeta	X	X	X	X	X
Canal	X	X	X	X	X
Saladar		X			

Tabla 2. *Parámetros muestreados en los elementos que conforman la charca*

3.3. Parámetros abióticos

3.3.1. *Medición de las características morfológicas*

En primer lugar, fue necesario dimensionar el conjunto canal-charca, tanto en perímetro, como en profundidad. La medición del perímetro se realizó mediante GPS (modelo Trimble GeoExplorer XT). Para la medición de la profundidad, se trazaron un total de siete transectos en la charca, y se marcaron siete puntos en el canal. En cada transecto se marcaban tres puntos de medición, A, B y C, tomando uno de ellos en la parte central de la masa de agua (B) y los otros dos, a unos 2 o 3 metros de las orillas. Debido a la escasa profundidad media imperante en la charca, las medidas de profundidad (cm) pudieron realizarse manualmente mediante cinta métrica rígida.

3.3.2. *Medición de las características fisicoquímicas del agua*

Para realizar la caracterización fisicoquímica del agua del canal y la charca, se utilizó una sonda (modelo Multi 340L/SET). Las distintas estaciones de muestreo establecidas, se corresponden con los puntos de medición utilizados para la profundidad, aunque añadiéndose un nuevo punto en la charca, DESC, ubicado en la zona de descarga de efluente. En cada punto, se registraba la temperatura (°C), el pH, la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y la salinidad (g/l). También estaba previsto determinar el oxígeno disuelto (mg/l), aunque no fue posible debido a una avería en el electrodo de la sonda.

3.3.3. Análisis de la concentración de nutrientes

Para determinar la concentración de nutrientes en el agua de la charca (nitrato, nitrito, amonio y fosfato), se tomaron 15 muestras en botellas de polietileno de alta densidad de 2 litros de volumen. Los puntos de muestreo se integran en los transectos trazados para medir las características fisicoquímicas.

Las cuatro estaciones del canal, que se distribuyeron para abarcar toda la longitud del mismo, se han nombrado de acuerdo a la nomenclatura utilizada en la medición de las características fisicoquímicas (CAN1, CAN3, CAN5 y CAN7). Dentro de la charca y con el fin de cubrir la mayor área posible, la disposición de los puntos de muestreo fue la siguiente:

		TRANSECTOS						
		1	2	3	4	5	6	7
PUNTOS	A					X		X
	B	X	X	X	X		X	
	C					X		X

Tabla 3. Disposición de las estaciones de muestreo en la Cubeta

Una vez realizada la toma de muestras, fueron filtradas y trasladadas al laboratorio para el análisis de la concentración de los siguientes nutrientes: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- y PO_4^{3-} . Los métodos analíticos usados, fueron los siguientes:

COMPUESTO	MÉTODO DE ANÁLISIS
Amonio (NH_4^+)	Espectrofotometría UV-VIS (Pe/MUNLAB/06 05)
Nitrito (NO_2^-)	Espectrofotometría UV-VIS (Pe/MUNLAB/06 06)
Nitrato (NO_3^-)	Espectrofotometría UV-VIS (Pe/MUNLAB/06 109)
Fosfato (PO_4^{3-})	Kit fotométrico (PE/MUNLAB/06 377)

Tabla 4. Métodos analíticos empleados en los distintos nutrientes

Las concentraciones correspondientes a los resultados obtenidos en el laboratorio, se expresaron para amonio, nitrito y fosfato, en ppm (partes por millón), mientras que para nitrato, lo fueron en ppb (partes por billón). Los valores de los parámetros abióticos que han sido utilizados para la comparación con los datos

recogidos en 2010, corresponden a Velasco *et al.* (1995) y Farinós *et al.* (en revisión; 2007). Los valores de los nutrientes, tuvieron que ser transformados de ppm y ppb a mg/l, para poder ser comparados con los resultados obtenidos anteriormente.

3.4. Parámetros bióticos

3.4.1. Muestreo de Fartet

Se realizó también un muestreo del ciprinodóntido endémico del levante y Sur de la Península Ibérica *Aphanius iberus*. El objetivo consistía en determinar su distribución dentro de la charca, así como en el canal adjunto y constatar los resultados con el muestreo realizado por Farinós *et al.* (en revisión). La finalidad, era determinar cambios significativos tanto en la densidad de su población, como en su distribución dentro de la charca y el canal perimetral, y analizar de este modo la evolución de dicha población a lo largo del tiempo y la incidencia que tienen en ella los cambios ecológicos que se vienen sucediendo. En estudios de ictiofauna, hay otros parámetros que describen de forma más eficiente y rigurosa, la calidad de vida de los individuos, y cómo influyen las características de su entorno en ella. Un ejemplo serían los estudios de la condición somática (Oliva-Paterna *et al.*, 2003; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2006), pero dada la limitación de material, no ha sido posible un estudio en base a dichos parámetros.

La toma de muestras, se realizó mediante la colocación de trampas tipo Minnow, distribuidas de forma más o menos uniforme a lo largo del canal (CAN1, CAN2, CAN3, CAN4 y CAN5) y de los márgenes este y oeste de la charca distribuidos del siguiente modo:

		TRANSECTOS						
		1	2	3	4	5	6	7
PUNTOS	A	X	X	X	X	X		
	B							
	C	X	X	X				

Tabla5. Disposición de las estaciones de muestreo en el Canal

Este tipo de trampas, útiles para capturar peces pequeños, son comúnmente utilizadas para las estimaciones de población de marcado y recaptura, sin embargo, en

este caso únicamente se han capturado y contado antes de la suelta. Se trata de un método de captura pasivo donde los ejemplares capturados no son eliminados (Bryant, 2000). En total se colocaron 13 trampas, todas próximas a las orillas, dado la homogeneidad que éstas presentan, se consideró suficiente éste número. Las trampas se situaban a un metro de la orilla aproximadamente, procurando que quedasen totalmente sumergidas y sujetándolas con una cuerda a algún arbusto o pica. Como cebo para atraer al *Aphanius iberus*, se utilizó pienso para animales domésticos, siendo suficiente con la colocación de entre 5 y 6 bolas del producto por cada trampa.



Figura 2. Trampas tipo Minnow instalada en la estación de muestreo CAN3

Las trampas se dejaron puestas durante un periodo aproximado de 24 horas, tras el cual se recogieron y se contaron *in situ* los individuos totales y por sexos. Los resultados se compararon con los obtenidos en 2007 por Farinós *et al.*, (en revisión).

3.4.2. Censos de aves

Los censos de aves acuáticas en la Charca salinera restaurada de “El Coterillo” comenzaron en octubre de 1999 y se han extendido hasta mayo de 2010, siendo realizados en su mayor parte por G. A. Ballesteros, responsable del “Programa de Seguimiento Biológico en Humedales de la Región de Murcia” financiado por la CARM. Durante este mismo período se llevó a cabo un censo anual de parejas reproductoras tanto en la Charca como en el conjunto del Parque Regional, incluyéndose un año después (en 2000) los censos de un saladar inundado de carácter estacional, contiguo a la charca y alimentado por la misma. Los censos de especies nidificantes de este saladar han sido tratados por separado y en conjunto con la Charca

de “El Coterillo”; caracterizándose así el complejo “Charca+Saladar”. Los datos brutos de los censos totales de aves, se encuentran recogidos en el Anexo I. En la tabla 6, se muestra el número de especies encontradas para los diferentes censos:

TIPO DE ESPECIES INCLUIDAS EN EL CENSO	LUGAR	NÚMERO DE ESPECIES CENSADAS
Especies Invenantes	Charca Coterillo	43
Especies Estivales	Charca Coterillo	40
Parejas Reproductoras	Complejo Charca+Saladar	10
Parejas Reproductoras	Parque Regional	17

Tabla6. *Riqueza total de especies en los distintos censos*

3.4.2.1. *Censos totales de invernantes y estivales*

La metodología que se ha empleado en los censos es el conteo directo total, mediante censos exhaustivos y lo más completos posibles en cada una de los cuerpos de agua, con material óptico adecuado (prismáticos y telescopio terrestre), desde las orillas y en lugares elevados (Tellería, 1986), preferentemente en las primeras horas del día, procurando concentrar el esfuerzo de censo en el tiempo, para mejorar la homogeneidad de los datos. La metodología empleada tradicionalmente en los censos no es igualmente válida para todos los grupos incluidos bajo la amplia definición que de ave acuática establece el Convenio Ramsar (aves que ecológicamente dependen de humedales). En el caso del ámbito de estudio, se trata fundamentalmente de humedales abiertos sin vegetación palustre asociada, por lo que es posible determinar con precisión la población de acuáticas.

3.4.2.2. *Estima de parejas reproductoras*

Para evaluar el número de parejas de aves acuáticas, se ha combinado el conteo directo de los individuos reproductores y jóvenes del año con la búsqueda y conteo de nidos, huevos y pollos no volanderos. Para que las estimas tengan la mayor precisión posible, se ha considerado como criterio las evidencias de cría consideradas por el Comité Europeo de Censos de Aves (EBCC, véase por ejemplo Hagemeyer y Blair,

1997), cuya adaptación fue publicada por Martín y Del Moral (2003), considerando como número de reproductores la suma de ambas categorías. En la Tabla 7 se muestran las evidencias de cría para asignar categorías de reproducción a partir de Martí y Del Moral, (2003).

Reproducción probable	Macho con cantos territoriales. Ave o pareja con territorio establecido (peleas entre machos, persecuciones, acosos a otras especies). Cortejo, parada nupcial, comportamiento de disuasión ante depredadores. Construcción de nido, aporte de material, entradas en agujeros.
Reproducción segura	Comportamiento de distracción o fingimiento de heridas por parte de los adultos. Nido usado en el año, o cáscaras de huevo que puedan asignarse a una especie. Jóvenes recién salidos del nido (colicortos, con boqueras, con plumón) Adultos con cebo o saco fecal en el pico. Nido ocupado, con ave incubando, huevos o pollos.

Tabla7. Evidencias de cría empleadas en los censos de nidificantes

3.4.2.3. Descriptores estructurales y de valor de conservación

Para los censos totales de aves, se establecieron dos bloques, anuales de invierno (octubre-marzo) y anuales de verano (abril-septiembre). Con los datos mensuales, se pudo calcular la **riqueza** de especies en cada año, la **abundancia total y media** de cada especie en cada año y el **Índice de diversidad de Shannon**. La abundancia media anual en cada año para cada especie, se obtuvo dividiendo el número total de individuos censados en cada estación considerada (según sea invierno o verano) entre el número de meses en los que se realizó el censo. En la mayoría de los censos anuales, existían datos para los seis meses considerados en cada estación (o al menos para cinco de los seis meses), salvo en 2008, 2009 y 2010. Los censos invernales de 2008 y 2009, se componen de tres meses y de un mes, respectivamente, no existiendo datos para invierno de 2010. En el caso de censos estivales, para el año 2009, encontramos datos para tres meses, mientras que para 2010, sólo tenemos un mes.

Con el fin de detectar cambios en el valor de conservación de la comunidad de aves acuáticas de la Charca, se calcularon dos índices del valor de conservación, adaptados de Pons *et al.*, (2003), y utilizados previamente en otros hábitats de humedal de la zona (Robledano *et al.*, 2010). En el **índice SPEC**, las especies se clasifican en

función de su inclusión en el listado de Aves Europeas en las Categorías SPEC (BirdLife International, 2004) y en el **índice LRAE**, las especies se clasifican con respecto a su estado de amenaza que figura en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al.*, 2004), donde las especies de aves son evaluadas respecto a las categorías de la UICN de riesgo de extinción a nivel nacional. A cada categoría de cada índice, le corresponde una puntuación, establecida del siguiente modo:

SPEC	BIRDS IN EUROPE 2004	LRAE	LIBRO ROJO DE LAS AVES DE ESPAÑA	
SPEC 2	4	VU	Vulnerable	4
SPEC 3	2	NT, LC, DD	Casi amenazada, preocupación menor, datos insuficientes	2
NON-SPEC	0	NE	No evaluada	0

Tabla8. Categorías SPEC y LRAE encontradas en las especies de la Charca

Las puntuaciones de los valores SPEC y LRAE, se asignan en progresión geométrica de preocupación cada vez mayor (Pons *et al.*, 2003). El valor asignado a cada especie en ambos índices se multiplicaba por la abundancia (transformada logarítmicamente), y posteriormente se realizaba el sumatorio de los valores de todas las especies, para así obtener un valor único y final de los índices de conservación SPEC y LRAE para cada año (Pons *et al.*, 2003; Paquet *et al.*, 2006).

Para las aves nidificantes, los censos realizados mostraban el número total de parejas en un año. Con los datos facilitados, se obtuvo la riqueza y la abundancia total de las especies en cada año. Con los datos de abundancia total de parejas reproductoras para las tres zonas consideradas, se estimó la relación lineal o correlación entre los distintos grupos de datos considerados, con el fin de determinar si las poblaciones mostraban una relación de dependencia respecto a su variación. Las parejas de datos que se establecieron fueron tres; Parque Regional con Charca Coterillo, Charca Coterillo con Saladar contiguo y Parque Regional con complejo “Charca+Saladar”.

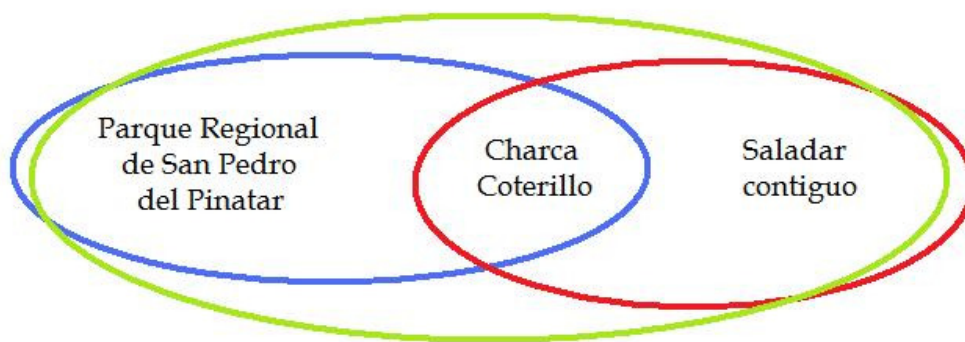


Figura 3. *Correlación de áreas*

También se analizó la contribución a la abundancia total, en primer lugar, de los distintos gremios existentes en el conjunto de aves acuáticas censadas y, en segundo lugar, la contribución de las familias. Los cuatro conjuntos considerados como gremios en el complejo “Charca+Saladar” fueron los **patos**, las **gaviotas y afines** (charrán común, pagaza piconegra, charrancito común), las **ardeidas** y las **limícolas**. Las cinco familias consideradas encontradas en los censos fueron *Recurvirostridae*, *Burhinidae*, *Charadriidae*, *Laridae* y *Sternidae*.

Las tendencias en el Índice de Shannon, los índices SPEC y LRAE, y la abundancia, se analizaron con el paquete de software R (R Development Core Team 2007). Se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis (datos no paramétricos) para detectar posibles diferencias temporales en la abundancia total de aves, la abundancia relativa de cada especie y el resto de índices biológicos calculados (de forma separada para la comunidad invernante y la comunidad estival). La significación estadística se estableció en $p = 0,05$ para todos los análisis. La variación temporal en la composición de toda la comunidad de aves acuáticas (censos mensuales) y el cambio temporal de las comunidades nidificantes (censos de parejas reproductoras), se estudiaron mediante análisis multivariante. Los métodos multivariantes de ordenación y clasificación se pueden utilizar para describir el grado de similitud (o diferencia) entre las subdivisiones temporales o espaciales, en términos de la composición y abundancia relativa de especies (Lopes *et al.*, 2005; Evangelopoulos *et al.*, 2008; Zárate-Ovando *et al.*, 2008; Sánchez *et al.*, 2006).

Después de normalizar los datos mediante una transformación $\log(x + 1)$, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional (MDS) (Clarke, 1993) implementado mediante el software Primer 6 (Clarke y Gorley, 2006) para analizar el

grado de similitud entre los distintos años y así poder identificar las principales fases de la sucesión del ecosistema y las especies indicadoras en cada una de ellas. Los resultados obtenidos tanto para invierno como para verano, no permitían establecer grandes fases de sucesión del ecosistema, ya que a niveles de similaridad superiores al 60%, cada año se individualizaba en un grupo distinto. Por ello, en lugar de trabajar con los censos totales anuales, se utilizaron los censos de cada año desagregados entre meses y de este modo se dispuso de un mayor número de casos. Con esto se realizó el “análisis del valor indicador” (IndVal) sobre la base del Test de Monte Carlo, esta prueba se realizó con el software PC-Ord (McCune y Mefford, 1999) y permitió identificar especies representativas o indicadoras en algún año o conjunto de años (Dufrene y Legendre, 1997).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Parámetros abióticos

Los resultados brutos de la caracterización fisicoquímica y concentración de nutrientes del agua para los tres periodos de muestreo (1995, 2007 y 2010), se presentan en el Anexo II, no obstante, se expondrán aquí los valores medios y el rango, tanto para el canal como para la cubeta, excepto para 1995 en el que no existen datos del canal.

4.1.1. Profundidad y temperatura

Los datos de profundidad y temperatura (Tabla 9), serán analizados conjuntamente en los distintos apartados de este proyecto ya que, ambos parámetros, presentan una relación inversamente proporcional (a mayor profundidad, la temperatura desciende).

CHARCA				CANAL				
	1995	2007	2010		2007	2010		
Temperatura	<i>Min</i>		22,0	24,6	Temperatura	<i>Min</i>	22,0	24,1
	<i>Max</i>		24,6	27,2		<i>Max</i>	25,0	27,2
	<i>Med</i>	25,4	23,2	26,0		<i>Med</i>	23,5	25,6
Profundidad	<i>Min</i>		10,5	16,0	Profundidad	<i>Min</i>	15,0	21,0
	<i>Max</i>		30,0	45,0		<i>Max</i>	31,0	47,0
	<i>Med</i>	27,9	22,9	34,7		<i>Med</i>	24,8	37,3

Tabla 9. Registros de temperatura y profundidad en charca y canal en los tres periodos de muestreo.

Incluso en rangos de variación tan pequeños como los presentes, se aprecia esta relación simple, véase, a modo de ejemplo para observar esta relación, el caso de la charca (figura 4). A partir de ahora, se mostrarán una serie de figuras donde las siglas del eje de abscisas, hacen referencia a las abreviaturas de las estaciones. Las estaciones pueden localizarse en la Charca (CHA) o bien en el canal (CAN). Si están en la Charca, pueden encontrarse en el margen este (E), oeste (W) o en el centro (C). En el Canal se distribuyen longitudinalmente. Los números indican de que trasecto se trata, incrementándose de sur a norte.

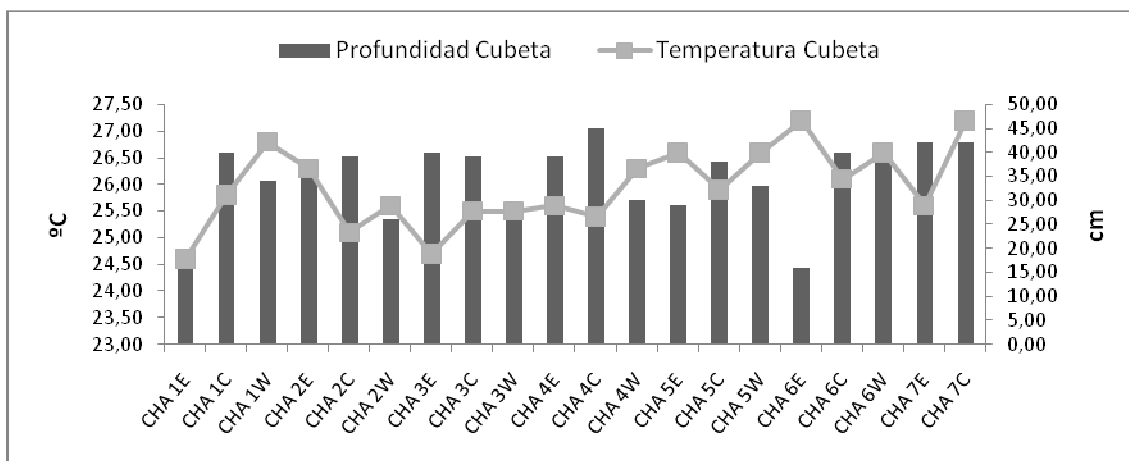


Figura 4. Variación de la profundidad y de la temperatura del agua en cada transecto de la charca

Dados los resultados obtenidos, sobre todo con respecto a la profundidad (6,8 y 11,8 cm más de media en 2010 que en 1995 y 2007 respectivamente), será importante analizarlos detenidamente, ya que éste parámetro va a influir fuertemente sobre otros abióticos, además de sobre los bióticos. El incremento de la profundidad observado en el año 2010, muestra una tendencia favorable con respecto a las condiciones iniciales de 1995, en el sentido de invertir la tendencia a la colmatación mostrada durante su evolución previa (Farinós, en revisión). Este incremento se relaciona con la apertura de la comunicación con el mar de la charca en el verano de 2008, que supuso una mejora notable en los parámetros físicoquímicos de la charca, como se mostrará en apartados posteriores.

Analizando la profundidad en el conjunto de la charca para los periodos de 2007 y 2010, observamos la figura 5, donde se hace evidente un gradiente creciente de la profundidad en el canal para ambos muestreos, con un mínimo en el punto inicial en 2010 de 21cm, superando en el tramo final para el mismo año los 50cm. En el caso de la cubeta, analizando los valores de profundidad en los tres puntos de cada transecto, se entrevé una distribución más o menos homogénea de los valores, con las mayores profundidades en el centro de la cubeta y las menores en los márgenes este y oeste. Este hecho se debe seguramente a la circulación del agua en la charca: al entrar a ella, la orilla E que está más cerca del punto de descarga, recibe una mayor deposición de material. Después, hacia la zona intermedia, los vientos de levante predominantes y la circulación natural, favorecen la deposición en la orilla W, y hacia la última sección (donde vuelve a haber un punto de comunicación con el canal) las profundidades se asemejan. Además, nótese la diferencia de profundidad entre la estación 7 del canal y el

transecto 7 de la cubeta, se establece un gradiente decreciente de profundidad en dirección E-W, teniendo el máximo en el canal y el mínimo en la cubeta. Por tanto, podría hablarse de un papel exportador de material sedimentario (predominantemente orgánico) por parte del canal.

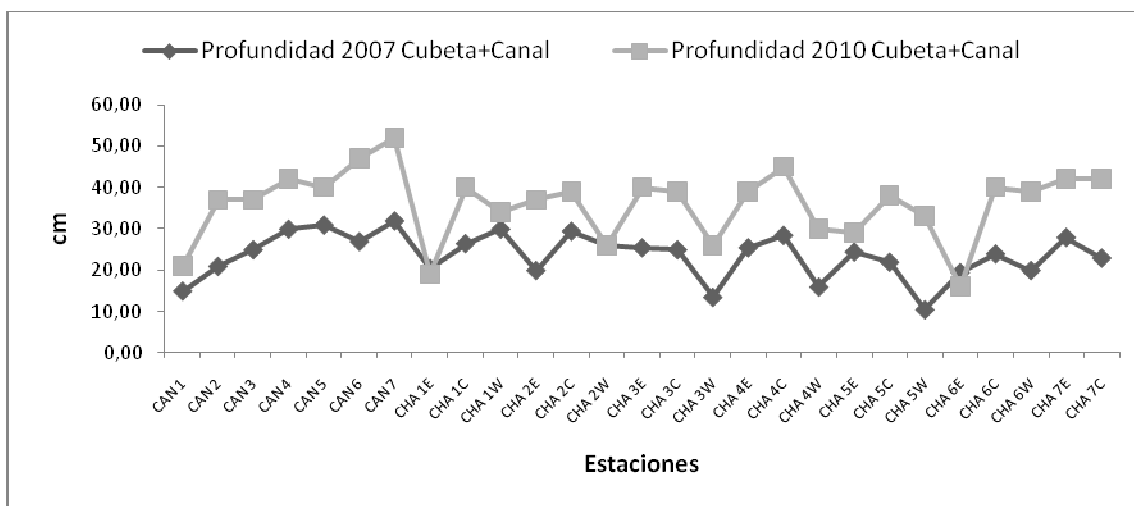


Figura 5. Comparación entre 2007 y 2010 de la profundidad en la cubeta y en el canal

Resulta llamativo el hecho de que, tanto para la charca como para el canal, los mínimos en ambos periodos, se registran en las estaciones próximas al punto de descarga del efluente procedente del Centro de Recursos Marinos, esto se debe a que es aquí donde más manchas de macroalgas se localizan y donde, por tanto, más materia orgánica en descomposición se acumula.

No obstante, hay un hecho que destaca por encima de todo. En los transectos realizados por Velasco *et al.*, (1995), similares en número y distribución a los realizados en el presente trabajo, se registraron profundidades que superaban ampliamente los 30 cm, e incluso los 40 o 50 cm en los últimos transectos. Sin embargo, Farinós *et al.*, (2007), detectaron profundidades situadas entre los 20 y 30 cm. Para el año 2010, la profundidad de la charca no solo aumenta notablemente con respecto a 2007, sino que supera los registros medios de 1995. Estos cambios, son un posible fruto de la conjunción de varios factores: entre 1995 y 2007, el propio comportamiento hidrodinámico de la charca unido a una alta producción de biomasa por parte de algas filamentosas, una tasa mayor que la de la descomposición (no permitiendo así su completa oxidación, acumulando el excedente en el fondo) y en conjunción con el cegamiento de la salida al mar, aumentaron el volumen global del sedimento. Esta

tendencia se invirtió en 2008 con la apertura de la comunicación de la charca con el mar, que no solo provocó un aumento inmediato en la profundidad del agua, sino un rejuvenecimiento de la misma y una *normalización* de los diferentes parámetros fisicoquímicos del agua.

En cuanto a la temperatura, los datos son algo más homogéneos (aun manteniendo su relación con la profundidad), y es difícil, a la vista de los resultados, extraer una distribución de los valores que configuren un gradiente claro. Además, se deben considerar otros factores ajenos a los parámetros fisicoquímicos, como la climatología, hora del día, etc. Algunos autores (Nielsen *et al.*, 2002; Rehfisch, 2004) señalaron que la temperatura del agua (así como la turbidez de la misma) afectaban al crecimiento de algas, microorganismos fotosintéticos e invertebrados acuáticos, sin embargo, estos aspectos no serán tratados en este proyecto debido a que se desvían de los objetivos establecidos.

En lo referente a la influencia de las condiciones limnológicas de la charca sobre las poblaciones de aves acuáticas allí existentes, muchos estudios, han indicado que la profundidad del agua es una de las variables más importantes que afectan al uso del hábitat en los humedales por parte de las aves acuáticas (Velázquez 1992; Elphick y Oring 1998; Colwell y Taft, 2000; Isola *et al.*, 2002), y esta relación ha servido de base para las directrices de manejo de los humedales (Bolduc y Afton 2004). La profundidad del agua además, determina directamente el acceso a la alimentación de determinadas aves debido a las restricciones morfológicas de los distintos gremios (Powell 1987; Baker, 1979; Ntiamoa-Baidu; Smith, 2004; Poysa 1983).

Las aves acuáticas no buceadoras, tales como zancudas y nadadoras, por lo general requerirán de aguas poco profundas para alimentarse, mientras que las aves acuáticas buceadoras tenderán a ocupar aguas menos someras. Como las aves zancudas y nadadoras son los gremios dominantes en la mayoría de las regiones del mundo, la mayor diversidad y densidad de aves acuáticas se producirá en aguas relativamente poco profundas, donde los requisitos de profundidad de diferentes gremios se superpongan (por ejemplo, 10-20 cm, Elphick y Oring, 1998; Isola *et al.* 2003; Colwell y Taft, 2000; Taft *et al.*, 2002). Esto no quita, que en aquellos hábitats con aguas más profundas, donde las especies dominantes sean buceadoras, exista una mayor densidad de aves (Stapanian 2003).

Además de limitar el acceso a los hábitats, la profundidad afecta al consumo neto de energía de las aves acuáticas debido a que su eficacia a la hora de conseguir alimento, puede decrecer con el incremento de la profundidad del agua. Gawlik (2002) indicó que en aguas profundas, la locomoción de aves zancudas que se alimentan de presas en la columna de agua, puede verse entorpecida. Además en ecosistemas profundos, también se reduce la eficacia en la búsqueda de presas en otras especies, ya que éstas no sólo pueden escaparse en posición horizontal (como lo harían en aguas poco profundas) sino también verticalmente, inclusive pueden ser más difíciles de detectar, especialmente si el agua es turbia. La eficacia en la alimentación de los herbívoros no buceadores, también puede verse reducida en aguas más profundas. Cuando se alimentan en aguas poco profundas, estas aves se alimentan mediante la inmersión de sus cabezas y cuellos sólo, pero cuando se alimentan en aguas más profundas, deben inclinar todo su cuerpo resultando en una tasa de consumo de alimentos bajos y un alto gasto de energía (Guillemain y Fritz 2002; Nolet *et al.*, 2002). Esto sugiere que las aves acuáticas obtienen una mayor energía neta, consumiendo en aguas poco profundas, incluso con la misma abundancia de alimentos. Holm y Clausen (2006) también indicaron que los herbívoros no buceadores, prefieren alimentarse de vegetación sumergida en aguas poco profundas hasta agotarla, incluso cuando el recurso es más abundante en aguas más profundas.

A continuación se ha introducido en la figura 6, el gráfico de Ma y Cai (2010) que muestra la variación del rango de preferencia de profundidad entre los distintos grupos de aves acuáticas en función de las respectivas técnicas de búsqueda de alimento.

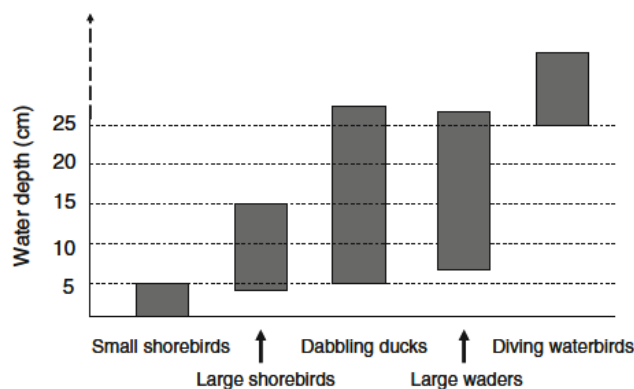


Figura 6. *Preferencias de profundidad en distinto gremios de aves. Eje de ordenadas: Profundidad del agua. Eje de abscisas (de izq. a der.): Pequeños y grandes limícolas, patos, zancudas y aves acuáticas buceadoras*

Aplicándolo a algunas especies encontradas en “El Coterillo”, las pequeñas aves limícolas (como vuelvepedras, andarríos chico...) se alimentan en aguas de menos de 5 cm de profundidad; las limícolas grandes (como las agujas) se alimentan en aguas de hasta 15 cm; los patos (como la cerceta común, el ánade azulón o el tarro blanco) y las zancudas (tales como la garza real o el flamenco) se alimentan en el agua hasta 30 cm de profundidad. Los láridos y otras especies no buceadoras no contempladas en los gremios anteriores podrían alimentarse en todo el rango de profundidad utilizado por éstos, en virtud de su eclecticismo y capacidad de vadear, nadar o flotar a la deriva. Este es el caso de las gaviotas, que pueden utilizar, aunque de forma menos especializada, las mismas profundidades que las aves vadeadoras y nadadoras. Los charranes, en cambio, se ven limitados por su técnica de captura en picado (desde el aire) que les obliga a explotar aguas suficientemente profundas para amortiguar la zambullida, pero que a la vez permitan acceder a las presas sin un coste energético excesivo. Las aves acuáticas buceadoras (únicamente encontramos aquí al Cormorán grande) requieren una profundidad mínima mayor de 25 cm, pudiéndose alimentar en agua de hasta varios metros de profundidad (Pöysä 1983; Baldassarre y Fischer 1984; Fredrickson y Reid 1986; Accurso 1992; Davis y Smith 1998; Elphick y Oring 1998; Ntiamoa-Baidu *et al.*, 1998; Colwell y Taft, 2000; Isola *et al.*, 2002; Bolduc y Afton 2004).

Desde la perspectiva de la gestión de los ecosistemas lagunares, la superposición de las necesidades de profundidad del agua de los distintos gremios, sugiere que, si se conocen los requerimientos de cada especie, se pueden gestionar los humedales con las necesidades de profundidad de agua de cada una de ellas. Al mismo tiempo, puede ser necesario gestionar los humedales exclusivamente para las especies asociadas a los “valores extremos” de profundidad (por ejemplo acuáticas buceadoras y pequeñas limícolas), especialmente cuando dichas especies constituyen un componente importante de la comunidad de aves acuáticas (Taft *et al.*, 2002).

4.1.2. pH

En la Tabla 10, se muestran los resultados obtenidos para el pH en los tres periodos de muestreo. El hecho más relevante sobre el que gravitarán las conclusiones de este apartado, será la disminución de la acidez en el agua de la charca, con la consiguiente neutralización, observada entre 2007 y 2010.

CHARCA				CANAL		
	1995	2007	2010		2007	2010
Min		3,1	6,4	Min	5,5	6,4
pH Max		5,6	7,0	pH Max	5,6	7,0
Med	7,9	4,7	6,7	Med	5,5	6,8

Tabla 10. Registros de pH en charca y canal en los tres periodos de muestreo

En la figura 7, se muestra el pH obtenido en las distintas estaciones de muestreo del conjunto cubeta más canal para ambos periodos. El pH medio tanto para la cubeta como para el canal en 2010, se sitúa en 6,74 y 6,76 respectivamente, siendo considerado ligeramente ácido. El valor de pH más bajo registrado es de 6,40 en el punto central del transecto 1 de la charca, siendo el valor más alto de 7,02 situado en la zona intermedia del canal. Se aprecia, para el año 2010, en el canal un gradiente creciente del pH en dirección S-N, aunque con una amplitud en la variabilidad de los datos reducida, de apenas 0,5. El motivo por el cual se presenta este gradiente en el canal, puede ser explicado por la localización del punto de descarga sito junto a CAN 1. Que el pH sea ligeramente más elevado en el canal y en los puntos de comunicación de la orilla E de la cubeta con éste, puede deberse a que en el canal, la concentración de NH_4^+ , es ligeramente más elevada que en el resto de la charca.

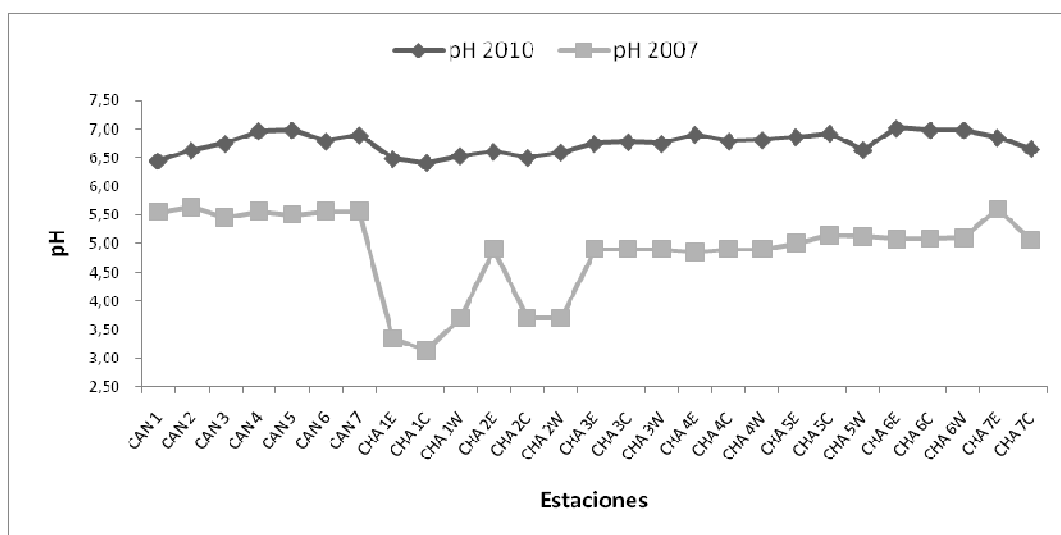


Figura 7. Comparación entre 2007 y 2010 de la profundidad en la cubeta y en el canal

Si comparamos los resultados de 2010 con los obtenidos en 2007, podemos afirmar que hay una recuperación de los niveles de pH, llegando al punto cercano a la neutralidad. Para diferenciar con mas claridad cómo ha sido ésta recuperación en los

diferentes transectos, se presenta a continuación la figura 8. En ella, se muestran los valores medios de pH para cada transecto, incluido el canal, en ambos periodos de muestreo. Destaca el hecho de que para 2010, se mantiene constante la media de pH en todo el conjunto de cubeta más canal. Sin embargo, en 2007, el pH del canal era significativamente más alto que en la cubeta, lo que pudo condicionar, entre otros aspectos, la distribución de *Aphanius Iberus*. Como se ha comentado anteriormente, esta recuperación del pH, puede ir ligada al incremento de NH_4^+ en el sistema.

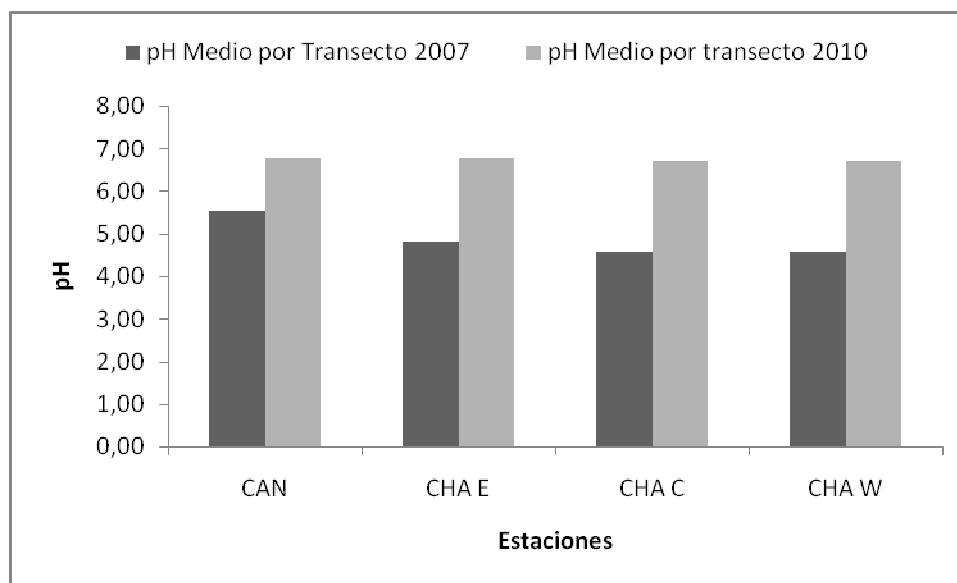


Figura 8. pH medio por transecto en la Charca y en el Canal

El mayor incremento del pH, se produce en el margen W, subiendo casi dos puntos, lo que supone un importante cambio en las condiciones bióticas y abióticas del medio. La acidez imperante en 2007, posiblemente pudo deberse a la producción de ácidos orgánicos en la descomposición en condiciones anaeróbicas que se podía producir en los fondos anóxicos. Volviendo a los datos de Velasco *et al.*, (1995), en aquel momento, el pH medio presentaba unos valores de neutros a ligeramente básicos, por lo que la acidificación del medio en el periodo que transcurrió hasta 2007, así como su posterior neutralización en 2010, resultan bastante evidentes.

La relación de los efectos en la variación del pH con las aves, es de difícil interpretación, no resulta tan obvia como la relación existente con profundidad o salinidad. El pH, si es un factor muy importante a la hora de estudiar macroinvertebrados y vegetación, aspectos que no se han tenido en cuenta en este proyecto al no guardar relación con los objetivos principales, pero que se deberán tener en cuenta a la hora de abordar las conclusiones finales. No puede ignorarse que la

composición y abundancia de estos taxones tiene una influencia crucial, como componente trófico, sobre las poblaciones de aves acuáticas.

4.1.3. Salinidad y conductividad

Del mismo modo que ocurría con la profundidad y la temperatura, la salinidad y la conductividad se han tratado conjuntamente, pues la conductividad, es función directa de la salinidad. A continuación, se presentan los valores obtenidos en los distintos muestreos.

CHARCA				CANAL		
		1995	2007	2010		
Conductividad	<i>Min</i>		82,3	58,4	<i>Min</i>	57,7
	<i>Max</i>		92,6	79,3	<i>Max</i>	73,6
	<i>Med</i>		88,0	76,0	<i>Med</i>	64,5
Salinidad	<i>Min</i>		58,7	38,3	<i>Min</i>	38,4
	<i>Max</i>		66,8	55,8	<i>Max</i>	51,3
	<i>Med</i>	22,9	63,2	52,9	<i>Med</i>	43,7
					2007	2010

Tabla 11. Registros de conductividad y salinidad en charca y canal en los tres periodos de muestreo

Será importante destacar más adelante la relación existente entre las especies estudiadas en este proyecto (tanto de avifauna como de ictiofauna) y la salinidad, así como las diferencias evidentes, no sólo entre los distintos años de muestreo sino también entre la cubeta y el propio canal adyacente.

Para ilustrar la relación existente entre la salinidad y la conductividad, se muestran a continuación en la figura 9 los valores de ambos parámetros para el año 2010:

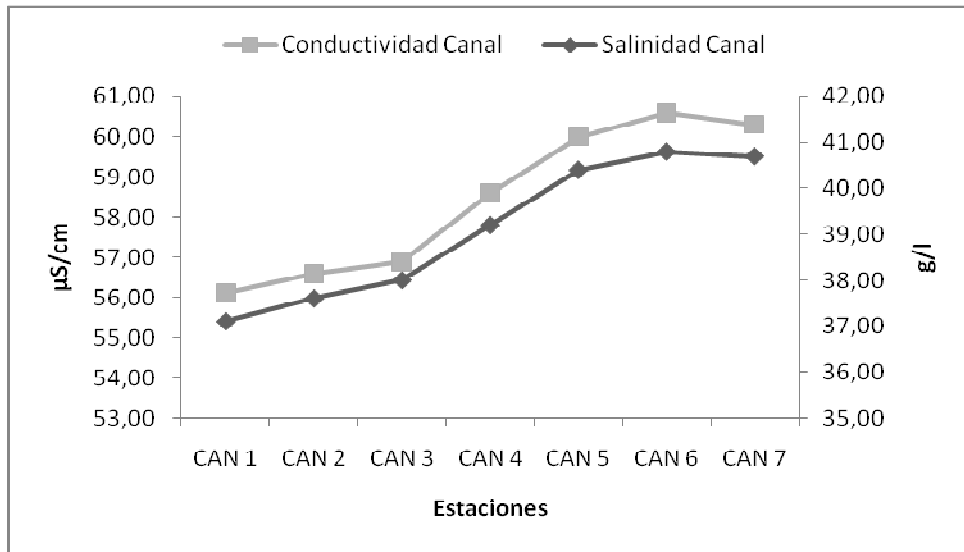


Figura 9. Relación presente entre la conductividad y la salinidad en el canal

Debido a la tendencia similar que muestran ambos parámetros y en aras de simplificar las gráficas que se expongan a continuación, únicamente se va tratar en la discusión los valores referidos a salinidad, sin obviar que la conductividad mantendrá una relación idéntica.

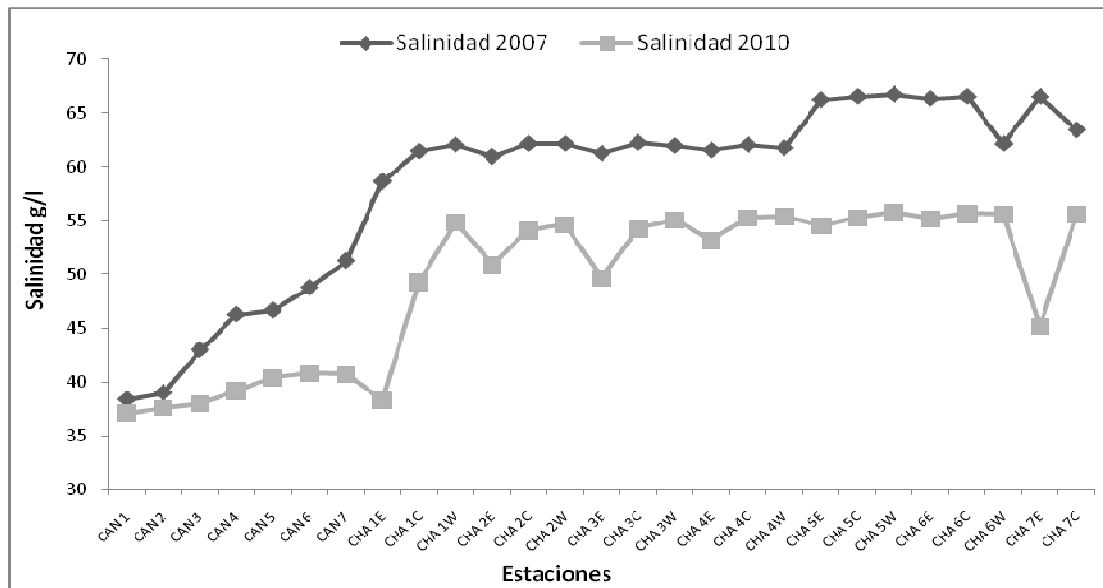


Figura 10. Comparación entre 2007 y 2010 de la salinidad en la cubeta y en el canal

Observando la figura 10 se puede determinar que los valores más bajos de salinidad para el año 2010, se sitúan en todas las estaciones de muestreo distribuidas a lo largo del canal (especialmente en las iniciales y creciendo hacia el final) y en las estaciones de la cubeta del margen este, especialmente en CHA1, CHA2, CHA3 y

CHA7. Del mismo modo ocurría en 2007, aunque de manera menos acentuada y con la excepción de CHA7. Este hecho se debe a que las estaciones indicadas anteriormente, o bien se sitúan cerca del punto de descarga del Centro Experimental de Cultivos Marinos, donde la salinidad del agua debe ser similar a la del Mar Mediterráneo (entorno a 37 g/l), o bien porque se comunican con el canal, de forma permanente como es el caso de CHA7, o por estrechamiento del brazo de arena que separa ambos sistemas, llegando en ocasiones a desaparecer. Es también por la desembocadura del punto de descarga en CAN1, que la salinidad en el canal es más baja que en la cubeta para ambos periodos de muestreo, llegando a presentar en 2010 unos niveles muy poco por encima de los que podríamos encontrar en el Mediterráneo. Por tanto, el gradiente positivo observado en el canal para la salinidad y la conductividad, sigue dirección S-N, mientras que para la cubeta, al encontrar comunicación con el canal en el margen este por varios puntos, sería en diagonal, dirección SE-NO.

En lo que respecta de la relación entre las comunidades de aves acuáticas de “El Coterillo” y la salinidad, cabe destacar, que las aves limícolas suelen ser el grupo dominante en las algunas salineras seguido de los patos nadadores. El número de aves acuáticas y su diversidad se ven afectados significativamente por la salinidad de los estanques de una manera no lineal, con un menor número y diversidad en las lagunas de alta salinidad (Warnock *et al.*, 2002). Con la excepción, según Warnock (2002), de algunas especies del género *Podiceps*, como somormujos o zampullines, no encontrados en nuestra charca.

Cotejando los resultados en los diferentes periodos, el hecho más destacable es la enorme diferencia encontrada entre los valores de salinidad registrados en 1995 y los encontrados posteriormente en 2007 y 2010. Aun más llamativo que el descenso existente en la concentración de sales en 2010 respecto a 2007, es la comparación de ambos valores con 1995, donde la salinidad ha aumentado entre 30 y 40g/l. La importancia de este hecho radica en que la salinidad del agua también determina la distribución del zoobentos y la fauna acuática y por lo tanto influye en el uso de lugares de alimentación por las aves acuáticas y en la supervivencia de la ictiofauna. Por ejemplo, Velásquez (1992) y Takekawa *et al.*, (2006) encontraron que las larvas de quironómidos -principal componente en la dieta de muchas aves acuáticas según Eullis y Grodhaus (1984), los anfípodos y los copépodos, predominan en relativamente baja salinidad (<50 ppm) de agua, pero si la salinidad aumenta, son reemplazados por

organismos adaptados a aguas hiperhalinas, como *Artemia* y *Ephydra* (> 150 ppm). Todo esto sugiere que, en ambientes salinos, la regulación de la salinidad del agua de acuerdo a los requerimientos de las especies de aves acuáticas e ictiofauna que las habiten, es crítica en la consolidación de una adecuada gestión de los humedales, a la hora de satisfacer los requerimientos alimenticios de cada especie (Ma *et al.*, 2010).

La salinidad es un factor importante en los hábitats de aves acuáticas. En general, el agua de alta salinidad es perjudicial ya que su ingesta puede causar pérdida de peso corporal por la deshidratación (por ejemplo, de Purdue y Haines, 1977; Hannam *et al.*, 2003). También, el reposo de las aves sobre la superficie de agua muy salina, reduce la impermeabilización de las plumas, aumentando así los costes energéticos en la termorregulación (Rubega y Robinson 1997). Euliss *et al.*, (1989) comprobaron que el agua de alta salinidad puede causar la precipitación de carbonatos en las plumas de la cola, erosionándolas e interfiriendo en el buceo y el vuelo. La salinidad del agua también afecta a la composición de las comunidades de plantas acuáticas y, por consiguiente, indirectamente, afecta a las aves acuáticas herbívoras. Destaca la presencia en la charca, constatada también en 2007 por Farinós *et al.*, (en revisión), de una planta vascular, *Ruppia sp.* Se trata de un género que, como alimento, resulta de una calidad relativamente baja para las aves acuáticas herbívoras. Este género presenta una alta tolerancia a la salinidad y por ello no sorprende su presencia en ecosistemas salinos o hipersalinos (Holm, 2002; Holm y Clausen 2006).

4.1.4. Nutrientes en el ecosistema

Los desechos producidos por el Centro de Recursos Marinos cercano a la Charca son, principalmente alimentos no consumidos por los peces, excretas y antibióticos. Estos desechos, rápidamente incrementan las concentraciones de nutrientes (fósforo total, amonio, nitrógeno orgánico y materia orgánica), en el sedimento y la columna de agua, descendiendo la concentración de oxígeno disuelto y aumentando el nivel trófico en el cuerpo de agua (Tartarotti *et al.*, 2004), el resultado de todo esto es la eutrofización de las aguas por la materia orgánica a través de amonio, nitrito, fosfatos y silicatos (González-Félix y Pérez-Velázquez, 2006; Urakawa *et al.*, 2006). El proceso de descomposición (mineralización) que se da en los humedales es diferente al de los ecosistemas terrestres en muchos sentidos. El predominio de las condiciones aeróbicas

en suelos terrestres, generalmente resulta en una rápida descomposición de materia procedente de los seres vivos. (D'Angelo y Reddy 1999; Bridgham *et al.*, 2001).

La descomposición se produce a una tasa significativamente más baja en el sustrato de los humedales, debido a que frecuentemente, predominan condiciones anaeróbicas en todo el perfil del suelo. En consecuencia, una acumulación significativa de materia orgánica puede ocasionar desajustes en el sistema (Clymo, 1983). La continua descarga de nutrientes, principalmente fosfatos y nitrógeno en el agua residual estimulan el crecimiento de algas y otras formas de vida acuática fotosintéticas, acelerando la eutrofización del medio receptor, reducen significativamente la concentración del oxígeno disuelto y producen cambios indeseables en las poblaciones acuáticas (Knobelsdorf, 2005; Ruíz, 2008).

El nitrógeno en la Charca

Los compuestos nitrogenados pueden ser eliminados del agua a través de la asimilación por parte de microorganismos como bacterias y microalgas (Cervantes-Carrillo *et al.*, 2000). Existen dos formas de amoníaco, amoníaco no ionizado (NH_3) y amoníaco ionizado (NH_4^+), del cual obtuvimos los valores. El primero también es denominado amoníaco libre y es tóxico para los peces y camarones, mientras que el segundo, se denomina amoníaco o ion amonio y es considerado menos tóxico, aunque su acumulación en agua, también se considera dañina para la ictiofauna y no debe descartarse (Chen *et al.*, 1990).

En el sistema entra amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) y materia orgánica en descomposición (restos de peces, excreción etc.) procedente del centro de recursos marinos ($\approx 3\text{ppm}$) de manera continua. Tanto el NO_3^- como el NH_4^+ son asimilados en la charca por los seres vivos (microorganismos y productores primarios; las algas), pasando a formar parte de éstos. Sin embargo, el NH_4^+ es asimilado antes que el NO_3^- , ya que el balance energético resultante es mayor. Cuando los seres vivos mueren, la materia orgánica en descomposición, que contiene nitrógeno orgánico, se mineraliza (AMONIFICACIÓN) tanto en presencia como en ausencia de oxígeno, y produce de nuevo NH_4^+ , aumentando en el sistema su concentración. Este NH_4^+ es asimilado nuevamente por los seres vivos, volviendo a comenzar el proceso (ciclo de realimentación +).

El problema radica, en que el proceso de NITRIFICACIÓN (donde el NH_4^+ pasa a nitrito (NO_2^-) y posteriormente a NO_3^- , actuando como aceptor de electrones en los procesos metabólicos) se produce a una tasa muy baja. Para que este proceso ocurra, hay dos requisitos básicos, suministro de NH_4^+ a través de la mineralización, tanto de la materia orgánica como inorgánica, y aporte de oxígeno (fundamental) al sistema (Reddy *et al.*, 1989). El primer requisito se cumple, sin embargo, debido a las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en el agua de la charca, la nitrificación se debe estar produciendo a un ritmo muy por debajo de las necesidades del sistema y por ello se va acumulando más NH_4^+ . Por tanto, con una mayor concentración de oxígeno, gran parte del NH_4^+ se transformaría en nitratos (el NH_4^+ entraría en el “pool” de los nitratos). Una vez ahí se produciría el proceso de DESNITRIFICACIÓN (bacterias anaerobias facultativas, *Pseudomonas* sp) mediante el cual el nitrato se iría reduciendo a óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno molecular (N_2) (ambos en forma de gases) y se eliminaría del sistema (Reddy y Patrick, 1984). Esta vía es la que está eliminando el nitrógeno en forma de nitrato que hay en el sistema, y es la principal vía de pérdida de N a partir de sedimentos acuáticos a la atmósfera (Reddy *et al.*, 1989). La entrada de materia orgánica directa a la charca también retroalimenta este proceso, ya que aumenta la cantidad de materia orgánica a mineralizar y se forma aún más NH_4^+ .

2007	NH_4^+ mg/l	NO_2^- mg/l	NO_3^- mg/l	2010	NH_4^+ mg/l	NO_2^- mg/l	NO_3^- mg/l
CAN 1	<0,06	0,007	<0,2	CAN 1	2,5050	0,0120	N.D.
CAN 3	<0,06	0,01	<0,2	CAN 3	6,3520	0,0120	N.D.
CAN 5	<0,06	0,007	<0,2	CAN 5	2,3180	0,0110	N.D.
CAN 7	<0,06	0,016	<0,2	CAN 7	2,2760	0,0120	N.D.
DESC	<0,06	0,01	<0,2	DESC	3,1970	0,0120	0,000042202
CHA 1B	<0,06	0,02	<0,2	CHA 1B	2,3330	0,0120	0,000039985
CHA 2B	<0,06	0,01	<0,2	CHA 2B	1,9590	0,0120	N.D.
CHA 3B	<0,06	0,02	<0,2	CHA 3B	2,3680	0,0130	0,000000073
CHA 4B	<0,06	0,01	<0,2	CHA 4B	2,1740	0,0110	N.D.
CHA 5A	<0,06	0,016	<0,2	CHA 5A	2,3570	0,0120	N.D.
CHA 5C	<0,06	0,007	0,24	CHA 5C	2,3740	0,0110	N.D.
CHA 6B	<0,06	0,016	<0,2	CHA 6B	2,3240	0,0120	N.D.
CHA 7A	<0,06	0,01	<0,2	CHA 7A	2,3230	0,0110	N.D.
CHA 7C	0,08	0,016	<0,2	CHA 7C	2,2060	0,0120	N.D.

Tabla 12. Valores de amonio, nitrito y nitrato registrados en el canal (CAN), punto de descarga (DESC) y cubeta (CHA) en 2007 y 2010

1995	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l
MEDIA	0,04	0,002	2,45

Tabla 13. Valores medios de amonio, nitrito y nitrato, registrados en la charca en 1995

En el año 2010, para el caso de la cubeta, los registros más elevados aparecen en la estación “DESC”, a su vez, los valores más bajos también se encuentran en la cubeta. Los valores del NH₄⁺, muestran un pico máximo en CAN3, lo cual, puede deberse a contaminación en la muestra. Los valores más altos localizados en el punto DESC para el NH₄⁺, están directamente relacionados con la entrada del efluente procedente del Centro de Recursos Marinos. Los resultados muestran un evidente descenso en la concentración de NO₃⁻ con respecto a los datos de 2007. A pesar de que para 2007, los resultados únicamente muestran el valor umbral por debajo del cual se sitúa la concentración de NO₃⁻ (<0,2 mg/l) en CHA5C se observa una concentración de 0,24 mg/l. Esto puede indicar, que el resto de concentraciones, puede situarse cercano al umbral de detección del analizador (estos análisis fueron realizados por MunuerLab Analítica en 2007), y por tanto, se situarían muy por encima de los encontrados en 2010 (0,027 µg/l de media en la charca). Este hecho podría explicarse por dos factores que pueden ocurrir de forma simultánea:

1. Una disminución en la concentración de oxígeno disuelto con respecto a 2007, implicaría una tasa de nitrificación inferior y por tanto una menor generación de NO₃⁻ (no se puede apoyar con resultados por la imposibilidad de determinar el oxígeno disuelto el día de muestreo).
2. O bien, que la tasa a la que ocurre el proceso de desnitrificación (NO₃⁻ → NO₂ → NO → N₂O → N₂), fuera mayor, que la tasa a la que se produce la nitrificación (NH₄⁺ → NO₃⁻), haciendo disminuir la concentración de nitrato en el ecosistema.

El segundo posible factor, tampoco puede apoyarse con datos sobre oxígeno disuelto para 2010, sin embargo la nitrificación es un proceso

El fósforo en la Charca

El fósforo es el elemento limitante de todo ecosistema y de aquí surge la importancia de conocer su concentración disponible en un medio, ya que ésta puede

determinar su grado de productividad biológica y calidad del agua (Valderrama, 1981; Beeton y Edmondson, 1969; Forel, 1969). En este estudio, se han analizado las concentraciones de PO_4^{3-} , que es la única forma de P que los organismos autótrofos pueden asimilar (Correll, 1998).

Desde el punto de vista ecológico, el crecimiento de las algas y macrófitos depende fundamentalmente de la cantidad de fósforo disponible y de su ritmo de reciclado en la zona trofогénica (estrato o capa bien iluminado y más cálido donde prevalece la fotosíntesis de las algas o fitoplancton). Es importante anotar que concentraciones altas de fósforo en forma de fosfatos en la fase soluble propician el proceso de eutrofización, lo cual lleva a la proliferación de organismos fitoplanctónicos, especialmente algunos géneros de los grupos de las cianofíceas y clorofíceas (Cordero *et al.*; 2005). Parte del fósforo que llega a la charca procedente del Centro de Recursos Marinos, sedimenta al fondo y otra parte es asimilado por microorganismos que, a su vez, que a su vez, serán comidos por otros organismos mayores (como alevines de peces, en este caso *Aphanius iberus*). Cuando éstos son comidos por aves que tienen sus nidos en tierra, devuelven parte del fósforo en las heces (guano) a tierra o excretan sobre la charca. Conviene tener en cuenta que las muestras se tomaron a la luz del día y por lo tanto gran parte del zooplancton (que contiene el PO_4^{3-}) desciende para evitar la exposición solar (Dillon *et al.*, 1974; Margalef, 1983; Wetzel *et al.*, 1991).

En la tabla 15, se muestran los valores obtenidos para los diferentes muestreos. Los valores de CHA1C y DESC, son notablemente más elevados que en el resto de estaciones (entre 375 y 750 veces superiores) y no guardan relación con los puntos contiguos, como si ocurre con otros parámetros como salinidad o pH. Por ello, es probable que estas muestras se encuentren contaminadas y tampoco pueden obtenerse conclusiones. Esto hace, que solo los datos de las estaciones CAN5, CHA3C y CHA7W, todos ellos con un valor de 0,002 mg/l, puedan ser comparados con los resultados de 1995 y 2007.

2007	PO_4^{3-} mg/l	2010	PO_4^{3-} mg/l
CAN 1	0,333	CAN 1	N.D.
CAN 3	<0,2	CAN 3	N.D.
CAN 5	<0,2	CAN 5	0,002
CAN 7	0,242	CAN 7	- N.D.
DESC	<0,2	DESC	3,069

2007	PO ₄ ³⁻ mg/l	2010	PO ₄ ³⁻ mg/l
CHA 1C	<0,2	CHA 1C	1,596
CHA 2C	<0,2	CHA 2C	N.D.
CHA 3C	<0,2	CHA 3C	0,002
CHA 4C	<0,2	CHA 4C	N.D.
CHA 5E	<0,2	CHA 5E	N.D.
CHA 5W	<0,2	CHA 5W	N.D.
CHA 6C	<0,2	CHA 6C	N.D.
CHA 7E	<0,2	CHA 7E	N.D.
CHA 7W	<0,2	CHA 7W	0,002

Tabla 14. Valor de fósforo registrado en el canal (CAN), punto de descarga (DESC) y cubeta (CHA) en 2007 y 2010

1995	PO ₄ ³⁻ mg/l
MEDIA	0,15

Tabla 15. Valor medio de fósforo, registrado en 1995

En 2007, la mayoría de los valores, también se encuentran por debajo del umbral de detección (<0,2mg/l), lo que dificulta su interpretación. Sin embargo, los valores de CAN1 y CAN7 (0,333 y 0,247 mg/l respectivamente) hacen suponer que el resto de valores, aun por debajo del umbral de detección, deben situarse próximos a los de estas estaciones. Lo cual indica, si cotejamos los resultados con los de 1995, que los valores de PO₄³⁻, han descendido notablemente. Para saber si las cantidades de fósforo en el agua son elevadas, sería interesante conocer la cantidad de fósforo total (Correll, 1998). Es difícil decir que concentración de fosfatos es aceptable, algunos autores (Edmonson, 1970; Caraco *et al.*, 1989, Correll, 1998), sostienen que concentraciones de 0,1 mg/l de fósforo total, resultan inaceptables en ecosistemas acuáticos y que concentraciones por encima de 0,02 mg/l, pueden resultar problemáticas. Teniendo en cuenta que en los diferentes muestreos, se midió PO₄³⁻, se puede afirmar que en 2010, las condiciones del ecosistema respecto a este parámetro, eran mejores que en los muestreos anteriores. Como conclusión, sería conveniente regular el efluente que llega a la charca. Un buen manejo de los nutrientes presentes en el efluente del centro de Recursos Marinos, se logra midiendo y controlando las cantidades de amonio, nitrito y fosfatos que están presentes en los estanques de cultivo y son arrojados al medio ambiente natural (Limsuwan, 2005; Ramos, Vinatea y da Costa, 2008).

4.2. Parámetros bióticos

4.2.1. Muestreo de Fartet

Las Salinas de San Pedro del Pinatar (junto con las Salinas de Marchamalo) son las de mayor valor en abundancia y persistencia poblacional de fartet. En éstas, la diversidad de la comunidad de peces presente es escasísima, aspecto que puede ser determinante para la presencia estable de fartet. En este tipo de humedales, únicamente 3 especies de peces (*Anguilla anguilla*, *Atherina boyeri* y *Mugil cephalus*) suelen cohabitar comúnmente con el fartet, en la charca solo se ha podido constatar en 1995 y 2007 la presencia de mugílidos. De este modo, es muy probable que las poblaciones locales de fartet ubicadas en el interior de estos humedales se vean beneficiadas por disminución de la competencia interespecífica (Oliva-Paterna y Torralva, 2008). No obstante, otro tipo de factores abióticos pueden estar condicionando el asentamiento de poblaciones de fartet, por ejemplo, la ausencia de hidrodinamismo en ambientes cerrados (Smith y Able, 1994). En la tabla 16, se muestran los resultados relativos al muestreo realizado en julio de 2010. Los datos que se exponen corresponden, de izquierda a derecha, a número de machos (♂) capturados, hembras (♀), juveniles o individuos que no pudieron ser diferenciados (¿♂/♀?), número total de ejemplares capturados (sumatorio de las tres columnas anteriores) y capturas totales por unidad de tiempo (CPUt a la hora).

ESTACIONES	♂	♀	¿♂/♀?	TOTAL	CPUt (HORAS)
<i>CAN 1</i>	8	9	0	17	0,71
<i>CAN 2</i>	18	35	6	59	2,33
<i>CAN 3</i>	8	67	0	75	3,00
<i>CAN 4</i>	9	47	1	57	2,28
<i>CAN 5</i>	0	0	0	0	0,00
<i>CHA 1 E</i>	22	152	6	180	7,50
<i>CHA 2 E</i>	113	81	13	207	6,33
<i>CHA 3 E</i>	33	113	1	147	5,88
<i>CHA 4 E</i>	12	101	20	133	5,32
<i>CHA 5 E</i>	0	0	0	0	0,00
<i>CHA 1 W</i>	19	147	4	170	6,80
<i>CHA 2 W</i>	6	61	4	71	2,84
<i>CHA 3 W</i>	7	36	2	45	1,80

Tabla 16. Capturas de Fartet en cada estación

En primer lugar, vemos, a nivel general, que la proporción de machos con respecto a las hembras es bastante baja. Revisando otros estudios (Fernández-Delgado *et al.*, 1988; Granado-Lorencio, 1996), en relación con otros parámetros reproductores, algunas poblaciones muestran un dominio en número de las hembras sobre los machos. Esta dominancia de las hembras característica de la especie puede ser consecuencia de una respuesta diferencial en función del sexo al estrés reproductor y maduración sexual. La dominancia significativa de hembras en estos ambientes fluctuantes, podría interpretarse como una respuesta expansionista de la población esperable para la recuperación de efectivos poblacionales. El fartet presenta una estrategia de vida que le permite habitar en ambientes con importantes fluctuaciones intra e interanuales en sus variables ambientales. El patrón general de esta estrategia se caracterizaría por un número bajo de clases de edad, tasas de crecimiento elevadas y una vida reproductiva corta, pero con un periodo reproductor extenso (estos aspectos no se han podido constatar pero encajarían con las fluctuaciones que sabemos, se dan en este ecosistema). Patrón típico de una especie *Oportunista* (*sensu* Winemiller y Rose, 1992) adaptada a ambientes extremos e inestables.

Si comparamos las capturas totales registradas en 2010 con las obtenidas en 2007 (Tabla 11), observamos un cambio evidente en la distribución de capturas en el área estudiada. En 2007, el 69% de las capturas se concentró a lo largo del canal, mientras que en 2010, el 81% de los individuos se contabilizaron las trampas colocadas en la cubeta principal de la charca.

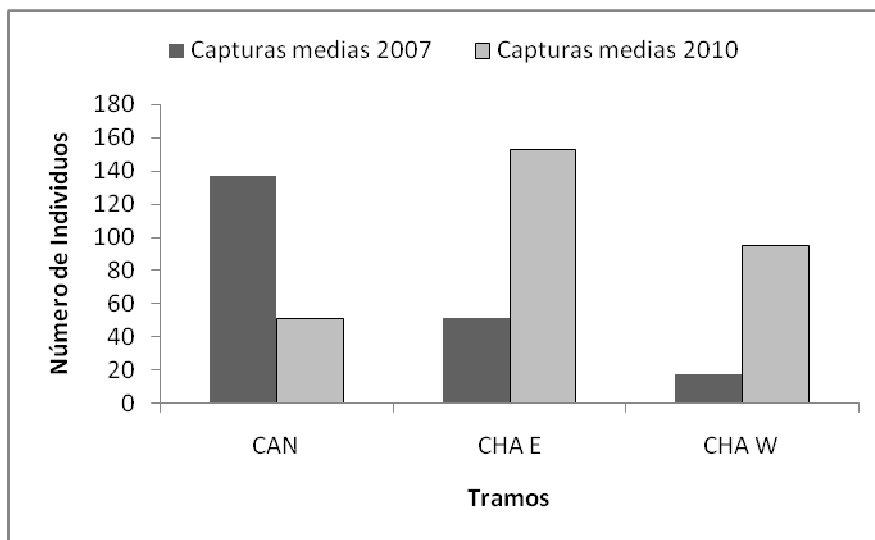


Figura 11. Capturas medias de Fartet en 2007 y 2010 en la orilla este y oeste de la Cubeta y en el Canal

En lo que respecta a 2007, es posible que el hecho de que se registraran más capturas en el canal que en la cubeta (de acuerdo a los datos obtenidos y descripciones del hábitat realizadas por Farinós *et al.*, en 2007) se debiese a una mayor presencia en el canal de algas filamentosas, cuyas masas aglomeradas, podían servir de refugio seguro para la especie frente a potenciales depredadores. Los resultados medios de las pruebas fisicoquímicas realizadas en 2007, muestran una menor salinidad en el canal (43,7 g/l frente a los 63,2 g/l registrados en la cubeta) y un mayor pH (5,55 en el canal y 4,65 en la cubeta). Algunos estudios (Vargas y De Sostoa 1999; Alcaraz y García-Berhtou 2006), muestran que, salinidades inferiores a 50g/l mantienen durante el ciclo anual densidades importantes de recubrimiento vegetal de macrófitos, aspecto que puede traducirse en una mayor disponibilidad trófica para el fartet, lo cual, ratifica lo descrito anteriormente. Estos datos muestran, en principio, un entorno menos extremo para el fartet en el canal.

En 2010, la distribución de la población se invierte, aumentando las capturas significativamente en la cubeta en detrimento del canal. Observando los resultados de los datos fisicoquímicos, se puede afirmar que las condiciones de la cubeta siguen siendo más extremas que en el canal. Sin embargo, la salinidad, aunque continua siendo superior a la del canal, desciende de media 10,5 g/l con respecto a 2007. Además, el pH se vuelve más neutral en toda la charca, situándose en torno a 6,7 tanto en la cubeta como en el canal. Este hecho indica que, probablemente, el factor más limitante por el que el fartet muestra preferencia por la cubeta o por el canal, sea el pH, ya que esta especie presenta en su eurihalinidad una de sus características más notorias (Mas Hernández, 1981; García-Berthou y Moreno-Amich, 1999; Oltra y Todolí, 2000), llegando a habitar todo el rango de aguas desde las completamente dulces hasta las hipersalinas (García-Berthou y Moreno-Amich, 1999). Hay poblaciones en estanques salineros con salinidades promedio de 70-80 g/l (Oliva-Paterna, 2006; Oliva-Paterna y Torralva, 2008). Según Sanz-Brau (1985) la salinidad media letal de la especie es del 143‰.

Esto no quiere decir, que estos factores sean los únicos que puedan determinar esas diferencias entre el canal y la charca, aunque tampoco deben descartarse sus posibles efectos. También podrían estar determinados por cambios en la distribución o densidad de sus presas (larvas de dípteros principalmente). De cualquier modo, habría

que plantear un estudio concreto y caracterizar esas diferencias a través de variables ambientales.

Un hecho observado en la cubeta en ambos periodos de muestreo, es la diferencia observada entre el número de individuos capturados en ambos márgenes. Las mayores capturas registradas en la cubeta, fueron en la orilla este, alcanzándose en 2010 un total de 612 ejemplares. Esto puede deberse a que encontramos una menor presencia de manchas de algas filamentosas en la orilla oeste (útiles para el fartet por el papel de refugio, cría y alimento que proporcionan) y aparentemente, más cantidad de materia orgánica.



Figura 12. De izquierda a derecha, orilla este y orilla oeste de la cubeta

Los resultados obtenidos sobre los valores de las concentraciones de nutrientes, no arrojan luz sobre estos resultados, ya que muestran valores similares en todo el conjunto cubeta+canal. Sin embargo, sí que hay una estación en los muestreos que presenta diferencias en ambos periodos y que puede guardar relación con los datos obtenidos para los nutrientes. En 2007, CAN1, la estación más cercana al punto de descarga del Centro Experimental de Cultivos Marinos, presentó en el momento de la recogida, una mortandad de entre un 60 y 70% aproximadamente de los individuos capturados, mientras que en 2010, aunque las capturas no registraron mortandad, si se pudo constatar un descenso en cuanto a las CPUt, que fue de 0,71 frente a las 4,07 capturas por hora de media en el resto de las estaciones. Este menor registro de individuos capturados y la mortandad de 2007, pueden explicarse debido a una escasa disponibilidad de oxígeno durante la noche, ya que los individuos podían permanecer hasta 24 horas encerrados en la jaula en el mismo lugar, no obstante, este hecho no ha podido constatarse con los datos de 2010 debido a la imposibilidad de determinar el oxígeno disuelto. Sin embargo, aunque no pudiese determinarse, si existía una altísima densidad de macroalgas que, quizá durante la noche, propició un descenso en el oxígeno

disponible (por respiración, oxidación de la materia orgánica en las primeras capas del fondo y difusión a la atmósfera) ocasionando una menor preferencia por parte del fartet en su distribución por este punto. La mayor cantidad de macroalgas, puede explicarse por la proximidad de esta estación al punto de descarga del Centro Experimental de Cultivos Marinos, donde para ambos periodos de muestreo, se registran los mayores valores de amonio, fosfato y nitrato.

Por último, otro hecho destacable, es que, en 2010, la mayor parte de individuos juveniles, se localiza en la orilla este, esto sugiere que los individuos en desarrollo, buscan las zonas donde existe mayor abundancia de macroalgas que les proporcionen una gran superficie de sombra y refugio y por tanto puede tratarse también de los lugares preferentes para realizar las puestas.

La falta de potenciales competidores en estos ecosistemas salinos, unido al refugio que proporcionan las abundantes macroalgas existentes (que también proporcionan una importante fuente de alimento al generar las condiciones adecuadas para el desarrollo de numerosos organismos acuáticos), hacen que la probabilidad de desaparición o extinción local de las poblaciones de fartet presentes en salinas se considere muy baja, siempre y cuando el hábitat se mantenga en condiciones adecuadas con una gestión adecuada del mismo (Oliva-Paterna y Torralva, 2008).

4.2.2. Censos de Aves

4.2.2.1. Especies de aves presentes en la Charca. Definición de Gremios

Antes de abordar la discusión de los apartados que restan (Censos totales y Aves nidificantes), conviene presentar a los distintos gremios de aves. En diferentes figuras y momentos de la discusión, se va a hablar de los “gremios” presentes en la charca. Se trata de un término ampliamente utilizado en estudios de comunidades, para referirse a agregados de especies con similitud ecológica no necesariamente reflejada por su afinidad taxonómica (Wiens, 1989). Se debe tener en cuenta que, en cada gremio, puede haber más de una familia. A continuación, se muestran los cuatro gremios presentes en los censos totales, y que por ende, también encontraremos en los censos de aves nidificantes. En la tercera columna, se ha introducido el nombre científico abreviado al que, por comodidad y por clarificación de los resultados, se hará referencia en algunas tablas.

NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	ABREVIATURA DE NOMBRE CIENTÍFICO
GREMIO DE LAS ANÁTIDAS		
Tarro blanco	<i>Tadorna tadorna</i>	TATA
Cerceta común	<i>Anas crecca</i>	ANCR
Anade azulón	<i>Anas platyrinchos</i>	ANPL
Anade rabudo	<i>Anas acuta</i>	ANAC
GREMIO DE LAS ARDEIDAS Y AFINES		
Avetorillo común	<i>Ixobrychus minutus</i>	IXMI
Garcilla bueyera	<i>Bubulcus ibis</i>	BUIB
Garceta grande	<i>Egretta alba</i>	EGAL
Garceta común	<i>Egretta garzetta</i>	EGGA
Garza real	<i>Ardea cinerea</i>	ARCI
Garza imperial	<i>Ardea purpurea</i>	ARPU
Gallineta común	<i>Gallinula chloropus</i>	GACH
Flamenco	<i>Phoenicopterus ruber</i>	PHRU
Cigüeña blanca	<i>Ciconia ciconia</i>	CICI
Espatula	<i>Platalea leucorodia</i>	PLLE
GREMIO DE LOS LIMÍCOLAS		
Ostrero	<i>Haematopus ostralegus</i>	HAOS
Cigüeñuela	<i>Himantopus himantopus</i>	HIHI
Avoceta	<i>Recurvirostra avosetta</i>	REAV
Alcaraván	<i>Burhinus oediconemus</i>	BUOE
Chorlito Chico	<i>Charadrius dubius</i>	CHDU
Chorlito Grande	<i>Charadrius hiaticula</i>	CHHI
Chorlito Patinegro	<i>Charadrius alexandrinus</i>	CHAL
Chorlito Gris	<i>Pluvialis squatarola</i>	PLSU

NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	ABREVIATURA DE NOMBRE CIENTÍFICO
Avefría	<i>Vanellus vanellus</i>	VAVA
Correlimos Tridáctilo	<i>Calidris alba</i>	CAALB
Correlimos Gordo	<i>Calidris canutus</i>	CACA
Correlimos Menudo	<i>Calidris minuta</i>	CAMI
Correlimos Zarapitín	<i>Calidris ferruginea</i>	CAFE
Correlimos Común	<i>Calidris alpina</i>	CAALP
Combatiente	<i>Philomachus pugnax</i>	PHPU
Agachadiza común	<i>Gallinago gallinago</i>	GAGA
Aguja Colinegra	<i>Limosa limosa</i>	LILI
Aguja Colipinta	<i>Limosa lapponica</i>	LILA
Zarapito Real	<i>Numenius arquata</i>	NUAR
Archibebe Oscuro	<i>Tringa erythropus</i>	TRER
Archibebe Común	<i>Tringa totanus</i>	TRTO
Archibebe Fino	<i>Tringa stagnatilis</i>	TRST
Archibebe Claro	<i>Tringa nebularia</i>	TRNE
Andarrios Chico	<i>Actitis hypoleucos</i>	ACHY
Vuelvepiedras	<i>Arenaria interpres</i>	ARIN
GREMIO DE LOS LÁRIDOS Y AFINES		
Cormorán grande	<i>Phalacrocorax carbo</i>	PHCA
Gaviota Cabecinegra	<i>Larus melanocephalus</i>	LAME
Gaviota Reidora	<i>Larus ridibundus</i>	LARI
Gaviota Picofina	<i>Larus genei</i>	LAGE
Gaviota Patiamarilla	<i>Larus michaellis</i>	LAMI
Gaviota de Audouin	<i>Larus audouini</i>	LAAU
Gaviota sombría	<i>Larus fuscus</i>	LAFU
Pagaza Piquirroja	<i>Sterna caspia</i>	STCA
Pagaza Piconegra	<i>Gelochelidon nilotica</i>	GENI
Charrán Patinegro	<i>Sterna sandviensis</i>	STSA
Charrán Común	<i>Sterna hirundo</i>	STHI
Charrancito	<i>Sterna albifrons</i>	STAL

Gremio de las Anátidas

Únicamente encontraremos en la charca especies de la familia *Anatidae*. Este gremio estará especialmente representado por el Anade rabudo (*Anas acuta*) que debido a la amplitud trófica (Gordon *et al.*, 1998) que presenta (insectos, gusanos, algún que otro molusco y principalmente vegetales), se considerará como una especie oportunista, es decir, aquellas especies que tienen una mayor adaptabilidad a diferentes tipos de hábitats, no especializándose en comer un determinado alimento, también se las llama generalistas (Olmos y Boulhosa, 2000).

Gremio de las Ardeidas y afines

Aquí encontraremos, por lo general, aves de gran tamaño, que se alimentan en aguas poco profundas, presentan patas largas y finas y un gran polimorfismo en sus picos (Masero, 2000) Se alimentan rebuscando alimento en el lodo, filtrando el agua con sus picos o pescando. En este gremio se han agrupado tres familias (*Threskiornithidae*, *Phoenicopteridae* y el más numeroso, *Ardeidae*). La Garza real (*Ardea cinerea*) o el Flamenco (*Phoenicopterus ruber*) se considerarán “especialistas”, es decir, aquellas especies que se adaptan para ocupar un nicho ecológico muy concreto (Olmos y Boulhosa, 2000). Por lo general, junto con el gremio de las Anátidas, será el que presente una menor contribución a la abundancia total y un menor número de especies presentes en la charca en todos los años.

Gremio de los Limícolas

Los limícolas son aves que se alimentan en la marea baja, día y noche, explorando marismas, playas, costas rocosas y humedales de agua dulce y salada con el fin de encontrar insectos, gusanos y pequeños crustáceos y rara vez, pequeños moluscos y peces pequeños o sus alevines. La forma del pico y el tamaño son muy variables y están influenciados por la dieta. En la charca de “El Coterillo” los encontraremos rebuscando alimento entre el barro de en los márgenes y a poca profundidad. Están presentes varias familias (*Recurvirotridae*, *Burhinidae*, *Haematopodidae* y en mayor número *Charadriidae* y *Scolopacidae*). Este gremio se ve especialmente afectado por la degradación de los humedales, es por ello que se describirán numerosos cambios en su abundancia y riqueza a lo largo de los años, asociados a las condiciones ecológicas de la charca. Por este hecho, el gremio de los limícolas se va a considerar como especialista (Hayman *et al.*, 1986).

Gremio de los láridos

Gaviotas y charranes (Familia *Laridae* y *Sternidae*) son principalmente diurnos, alimentándose por el día y descansando por la noche. Se alimentan principalmente de pescado, aunque algunas especies son omnívoras, incluyendo habitualmente en su dieta, desperdicios y carroña. Por ello no se ven tan afectadas por la contaminación, degradación o presencia antrópica como otros gremios, considerándose las oportunistas o generalistas (Buzun y Mierauskas, 1987).

4.2.2.2. *Censos totales*

Contribución a la abundancia de los distintos gremios

Antes de entrar a discutir la contribución a la abundancia de cada gremio, así como más adelante, la tendencia de los diferentes índices de conservación y de la riqueza, es conveniente señalar que tanto la invernada de 09/10 así como el verano de 2010, están representado únicamente por los censos realizados en un mes (enero de 2010 y mayo de 2010, respectivamente), a diferencia del resto de años, que normalmente presentan entre 5 y 6 meses de censos cada uno, lo cual, puede afectar a la interpretación de los resultados y, por ello, en determinados apartados, no se tendrán en cuenta al no haber podido ser valorados estadísticamente por no tener réplicas de datos.

En la figura 13 se muestran los datos de la contribución en abundancia para los distintos gremios (representados con colores) encontrados en invierno en la charca de “El Coterillo”. Se debe constatar que, este tipo de figuras, no muestran la abundancia total de las especies, sino la contribución en porcentaje de cada gremio con respecto al resto. Así se puede observar, por ejemplo, cuáles son los grupos dominantes.

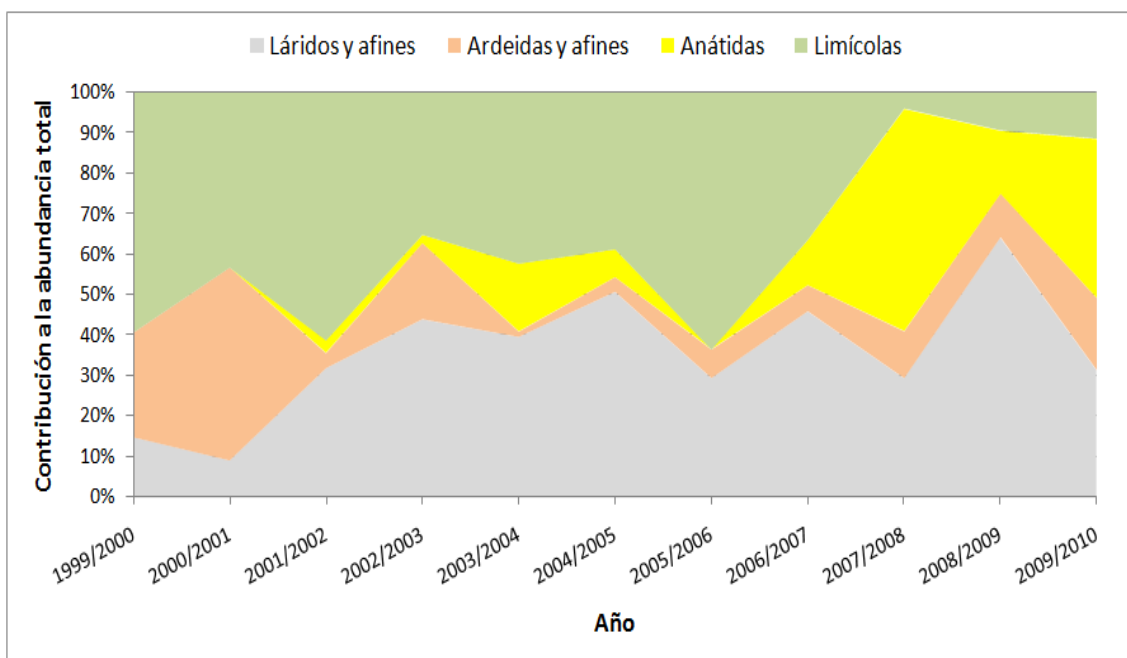


Figura 13. *Contribución a la abundancia total de los distintos gremios en Invierno*

Analizando cada gremio por separado, se observa como la contribución de las aves **limícolas** se mantiene relativamente constante hasta la invernada 05/06. Sin embargo a partir del invierno de 2006 (cuando se haga referencia a un año concreto para indicar un invierno, se debe considerar que dicho invierno se extiende hasta el año siguiente. Ejemplo; invierno de 2006, se denomina igual que invernada 06/07), las

limícolas experimentan una notable reducción en su contribución a la abundancia, hasta casi su desaparición en la invernada 07/08, con una posterior ligera tendencia al aumento, aunque lejos de la época de alta dominancia experimentada en los primeros seis años de muestreo. En cuanto al gremio de las **anátidas**, hasta la invernada 05/06, mantienen una contribución a la abundancia total ciertamente discreta (salvo en el invierno de 2003). A partir de 2005 (y coincidiendo con el marcado descenso de los limícolas) aumenta significativamente el porcentaje en abundancia de anátidas, dejando entrever aparentemente, una tendencia al incremento para los próximos años. Observando el gremio de las **ardeidas y afines**, ocurre al contrario que con las anátidas, ya que las invernadas 99/00 y 00/01, muestran una importante contribución a la abundancia total de este gremio. Sin embargo, a partir de 2001, dicha contribución se reduce, manteniéndose constante a través de los años muestreados. El descenso generalizado en la contribución a la abundancia de los limícolas y en menor medida de las ardeidas, se traduce en una pérdida de especialistas, en favor de un aumento en especies oportunistas, señal de una pérdida o degradación en las condiciones del hábitat.

Observando la figura 14, donde se muestra el Índice de Shannon-Wiener y la Riqueza, se corrobora el importante descenso que experimenta el gremio de los limícolas a partir de 2005, lo cual, no se traduce necesariamente en un aumento desmesurado en la abundancia del resto de gremios (como quizá podía interpretarse erróneamente con la figura 13), sino más bien en una mayor contribución a la abundancia total del resto de gremios.

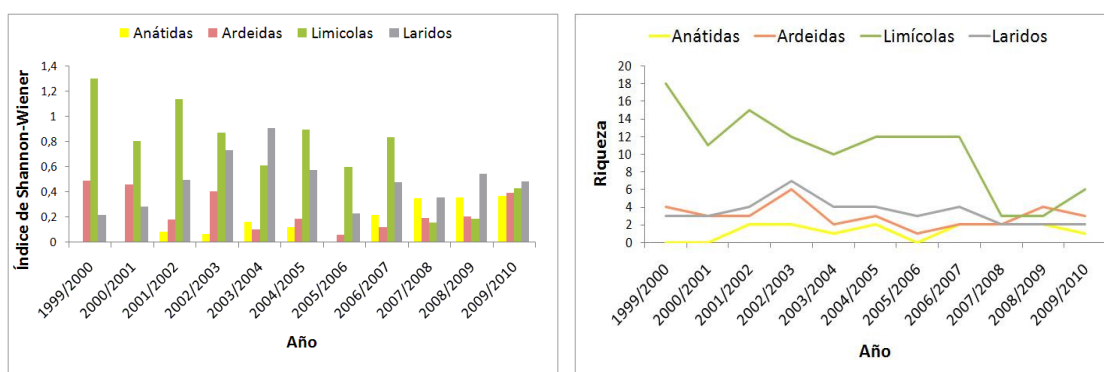


Figura 14. De izquierda a derecha: Índice de Shannon-Wiener y Riqueza según gremios. Invierno

A la izquierda, vemos como a partir del mínimo registrado en el invierno de 2007 que, recordemos, sucede al verano de 2007, donde la charca presentaba unas condiciones cercanas a la eutrofia, se observa una tendencia al aumento de todos los gremios, aunque no se puede hablar para los inviernos, de un retorno a las condiciones

iniciales de la charca en todos los gremios, sólo en el caso del invierno de 2009 en Ardeidas y afines. Otros como los limícolas, distan mucho de la situación inicial. Por tanto, este sería el gremio que mayor sensibilidad muestra a los cambios sufridos por la charca y que más afectado se ve. Esto se corroborará observando la riqueza (derecha). La riqueza de limícolas cae drásticamente, manteniéndose la riqueza en el resto de especies e inclusive, aumentado ligeramente las ardeidas y afines.

Para el caso del verano, la figura 15 representa, al igual que para la invernada, la contribución a la abundancia total de los distintos gremios.

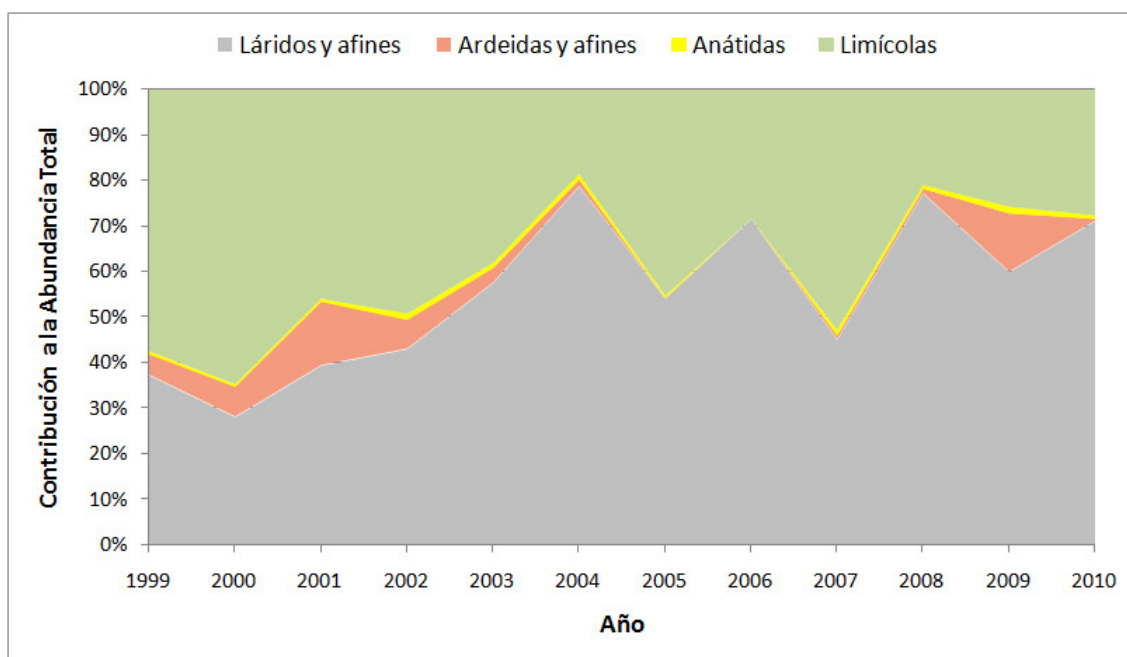


Figura 15. Contribución a la abundancia total de los distintos gremios en verano

La contribución a la abundancia en verano de **ardeidas y anátidas** (especialmente estas últimas), comparada con su contribución en invierno, resulta considerablemente reducida, manteniéndose constante a lo largo de todo el periodo de muestreo. Es interesante en el caso de las ardeidas y afines, señalar su escasa contribución entre 2004 y 2008, llegando a no estar presentes en verano de 2005 y 2006. Nuevamente, los dos gremios claramente dominantes, son los de **limícolas** y **láridos y afines**, volviendo a mostrar una tendencia inversa. Por lo descrito en cuanto a las características y preferencias de cada gremio, se podría esperar que la contribución a la abundancia de limícolas en 2007 fuese muy reducida y sin embargo no lo es. Dos causas pueden explicar este hecho. En primer lugar, en 2007 la profundidad media era considerablemente menor que en los muestreos de 1995 y 2010, lo que se traduce en una menor superficie de agua y por tanto una mayor superficie de orillas disponibles

para limícolas. En segundo lugar podría haber ocurrido que, la respuesta de las aves a las condiciones de la charca, sea retardada, mostrándose sus efectos en el verano de 2008 (e invernada 07/08) y no en el verano en el que se manifiesta la perturbación.

Observando el índice de Shannon-Wiener y la Riqueza para los distintos gremios en verano (figura 16), se observa como los lariformes, presentan en algunos veranos a partir de 2005, mayor abundancia y riqueza que los limícolas.

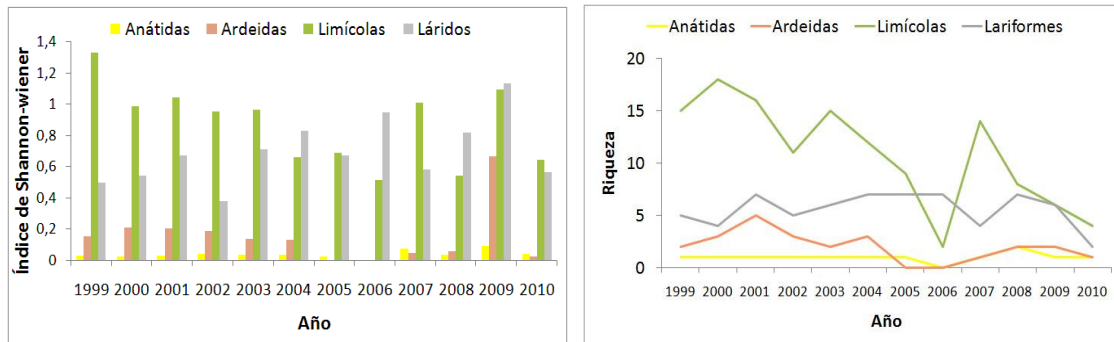


Figura 16. De Izquierda a derecha: Índice de Shannon-Wiener y Riqueza según gremios. Verano

Nuevamente, se observa una disminución en el caso de las especies especialistas en favor de oportunistas, salvo para las anátidas, que presentan una abundancia menor con respecto a invierno, ya que las especies presentes en la charca, son invernantes (SEO/BirdLife, 2002). La riqueza de limícolas sufre drásticas fluctuaciones. No existen datos sobre las condiciones limnológicas en el verano de 2006, donde vemos que el gremio de los limícolas presenta valores muy bajos y el gremio de anátidas y ardeidas, ha desaparecido. Sin embargo, en el cuaderno de campo facilitado por Gustavo Ballesteros, se cita textualmente “*En mayo de 2006, pese a que la comunicación de la Charca con el mar no está abierta, el nivel en la ésta es muy alto, hay pocas orillas disponibles para limícolas*”. No se conoce más información al respecto, pero concuerda con lo mostrado por los gremios, al menos por el de limícolas. En ese mismo año, los lariformes presentan una abundancia el doble de superior que los limícolas y su pico máximo de riqueza. Al año siguiente, la tendencia se invierte completamente.

Indicadores del Valor Ecológico

En la tabla 17, se muestra el valor de los distintos índices de valor ecológico. Por este orden encontramos: Riqueza (RIQ), Abundancia total (ABD), Shannon-Wiener (SW), Índice de Categorías SPEC (SPEC) e Índice del Libro Rojo de las Aves de España (LRAE).

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
RIQ-INV	25	18	24	28	17	22	16	20	9	12	12	0
RIQ-VER	23	26	29	20	24	23	17	9	20	19	15	8
ABD-INV	302	294	410	436	315	750	471	187	78	249	124	0
ABD-VER	546	494	578	499	1088	1087	682	533	465	963	195	236
SW-INV	2,00	1,56	1,90	2,07	1,78	1,78	0,89	1,65	1,05	1,29	1,67	2,00
SW-VER	2,01	1,76	1,95	1,56	1,84	1,66	1,38	1,46	1,71	1,45	1,05	1,27
SPEC-INV	9,08	9,33	12,93	15,58	14,22	16,33	11,42	9,33	3,27	9,24	11,77	0
SPEC-VER	11,93	10,30	15,52	8,52	14,53	10,89	9,13	3,25	8,43	8,90	6,27	16,30
LRAE-INV	11,00	10,40	14,80	18,11	13,86	18,34	13,16	13,52	5,92	12,37	17,93	0
LRAE-VER	17,06	13,83	18,53	11,41	21,65	19,22	15,89	10,57	13,19	15,99	11,32	21,58

Tabla 17. *Índices del Valor Ecológico de la Charca tanto para invierno como para verano*

La variación en los Índices SPEC y LRAE, así como las de abundancia total y riqueza, se analizaron con el paquete de software R (R Development Core Team 2007). Se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis (datos no paramétricos, salvo en verano, donde la abundancia, riqueza e índice LRAE; presentaban distribución normal y homogeneidad de varianzas, y se empleo ANOVA) para detectar posibles diferencias temporales (de forma separada para la comunidad invernante y la comunidad estival). La significación estadística se estableció en $p = 0,05$ para todos los análisis. Puesto que último mes censado en invierno fue el de enero de 2010, los datos concluyen con la invernada 2009/2010. Se obtienen los siguientes resultados (aquellos p-valores indicativos de la existencia de cambios significativos entre años, se han destacado en negrita):

ÍNDICE	ESTACIÓN	P-VALOR
ABUNDANCIA	INVIERNO	0,147
	VERANO	0,616
RIQUEZA	INVIERNO	0,022
	VERANO	0,003
SPEC	INVIERNO	0,099
	VERANO	0,007
LRAE	INVIERNO	0,341
	VERANO	0,100

Tabla 18. *Índices que presentan diferencias significativas (marcados en negrita) en invierno o verano*

A continuación se muestra la figura 17, que recoge tres índices de invierno. Para simplificar los resultados, se han omitido el índice LRAE (por regla general paralelo a SPEC) y el índice de Shannon-Wiener (que aúna riqueza y abundancia).

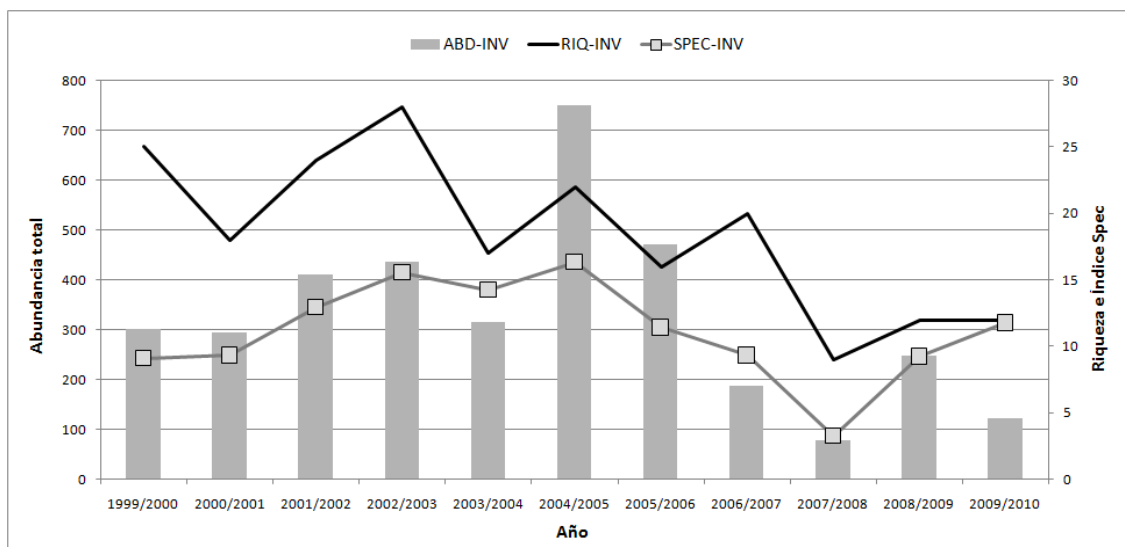


Figura 17. Abundancia total (eje de ordenadas izquierdo) y riqueza e Índice SPEC (eje de ordenadas derecho) en invierno

Destaca especialmente la tendencia que presenta la riqueza a decrecer desde los estadios iniciales de la Charca hasta, los últimos censos. La prueba de Kruskal-Wallis, identificó para la riqueza, diferencias significativas entre las invernadas. Este resultado, es fruto de la desaparición en la charca de numerosas especies de limícolas, el gremio que más se ve afectado, casi todos de la familia *Scolopacidae* y alguno de la *Charadriidae* (Vuelvepiedras, Archibebe oscuro, Agua colipinta, Correlimos común, Chorlitejo grande). También se pierde en los últimos años de muestreo un lariforme de la familia *Sternidae* (Charrán patinegro).

En cuanto a la abundancia total, de media, es mayor en la primera mitad del periodo de muestreo, hasta la invernada 04/05, la cual presenta el pico máximo de abundancia. Tras esto, la abundancia comienza a decrecer, con un registro mínimo importante en la invernada 07/08. Esta invernada, es la que sucede al verano de 2007, estudiado por Farinós *et al.*, (en revisión) que cómo ya se ha comentado anteriormente, la charca se consideraba inmersa en un proceso de eutrofización.

La trayectoria del índice SPEC, va acorde con la mostrada por la riqueza y la abundancia total. Nuevamente, se pueden distinguir dos claros periodos; hasta la invernada 04/05, muestra una tendencia al alza, para a continuación decrecer hasta 07/08. No obstante, al contrario que ocurre con la abundancia y la riqueza, el índice

SPEC parece mostrar una tendencia al aumento gracias al incremento en la abundancia de cuatro especies, cada una perteneciente a un gremio diferente, mostrada en las dos últimas invernadas; una anátida (el Anade rabudo), una especie del gremio de las ardeidas y afines (el Flamenco), un limícola (el Archibebe común) y un lárvido (la Gaviota picofina). Aunque la situación parece haber mejorado con respecto al último trabajo realizado en 2007 por Farinós *et al.*, (en revisión), la situación dista mucho de la experimentada hasta la invernada 04/05. Especialmente resulta preocupante la pérdida en riqueza de limícolas.

En la figura 18, se recogen los tres índices (abundancia total, riqueza y SPEC) para verano. Se muestra una distribución similar a la observada en los índices en invierno, aunque con algunas pequeñas diferencias.

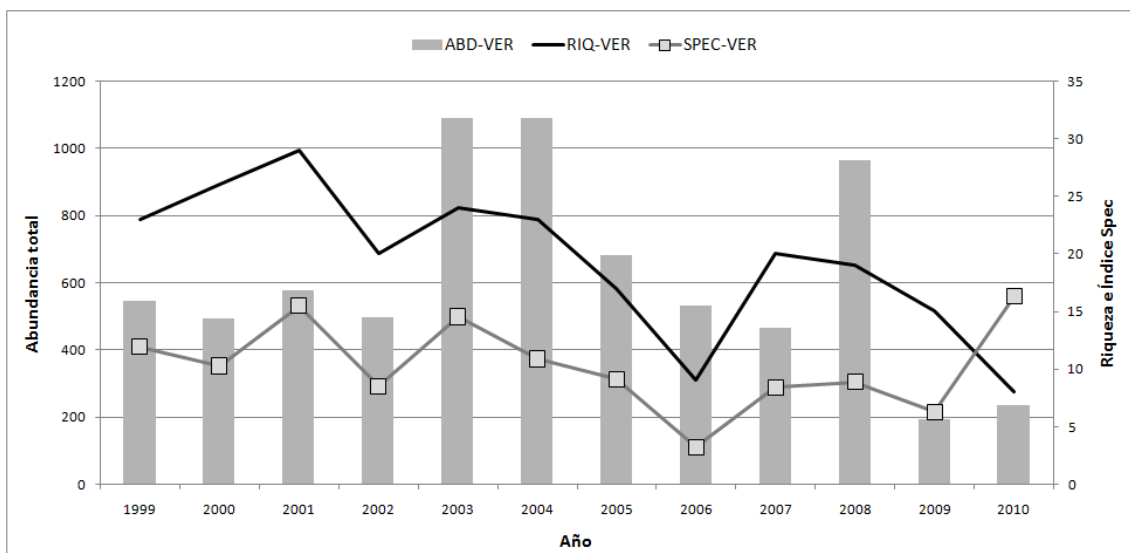


Figura 18. Abundancia total (eje de ordenadas izquierdo) y riqueza e Índice SPEC (eje de ordenadas derecho) en verano

Nuevamente, la riqueza muestra tendencia a decrecer, aunque a diferencia de lo ocurrido en la figura 17, aquí el pico mínimo se sitúa en el verano de 2006, tras esto, la riqueza vuelve a aumentar considerablemente, pero sólo durante el verano de 2007, ya que a continuación experimenta un nuevo descenso producto también de la importante pérdida de una serie de limícolas (a los descritos anteriormente, se suman Cigüeñuela, Correlimos menudo, Correlimos común, Chorlitejo grande), una Ardeida (Garceta común), una Anátida (Tarro blanco) y dos Lariformes de la familia *Sternidae* (Charrán patinegro y Charrán común).

En cuanto a la abundancia total, tras los picos de 2003 y 2004, se observa también un descenso progresivo con un importante despunte en 2008 resultado únicamente del aumento considerable de una especie de Lárido; la Gaviota Patiamarilla. Esta especie, pasa de presentar 7 ejemplares en el verano de 2007, a mostrar 487 en el verano de 2008. También aumentan otros Lariformes (Gaviota reidora y Gaviota picofina), pero en una proporción mucho menor y dentro del rango que muestran en todo el periodo de muestreo. Como se discutirá en el apartado de “Análisis de Valor Indicador” (ya que resulta ser especie Indicadora de la invernada 08/09), la Gaviota patiamarilla, es una especie generalista (Ramos *et al.*, 2009), su notable presencia en este verano probablemente se deba a una respuesta retardada a las condiciones de degradación que ya mostraba la charca en el verano de 2007.

En resumen, en ambas figuras (Figura 17 y Figura 18), destaca hasta 2004, una aparente estabilidad en la abundancia, con caídas suaves de la riqueza e inclusive con una tendencia al aumento del Índice de Conservación SPEC (especialmente en invierno). Tras 2004, tanto la abundancia como la riqueza muestran una tendencia al descenso. La riqueza, tanto para invierno como para verano, presentó diferencias significativas entre los distintos años, del mismo modo ocurre con el índice SPEC para verano salvo para el último año en ambas estaciones, debido a que en la invernada 08/09 aparecen especies SPEC 2 y SPEC 3 y a que en el verano de 2010, encontramos la Gaviota de Audouin (*Larus Audouini*), con SPEC 1 (BirdLife International, 2004). Algunos indicadores parecen mostrar una tendencia favorable después de que en 2008 la charca recupere un buen nivel de agua (equivalente a un cierto *rejuvenecimiento* del sistema). No obstante, el periodo es demasiado corto para poder establecer tendencias. A lo largo de todo el periodo analizado (1999-2010) la tendencia general es a un aumento y posterior caída de la abundancia, y a una disminución de la diversidad (riqueza e índice de Shannon).

Análisis de Escalamiento Multidimensional (MDS)

Con el software Primer 6 (Clarke y Gorley, 2006), se realizó un análisis de MDS (Clarke, 1993) con la finalidad de encontrar el grado de similitud entre los distintos años y así poder identificar las principales fases de la sucesión del ecosistema y las especies indicadoras en cada una de ellas. Dicho de otro modo, el MDS es una técnica de representación espacial que trata de visualizar sobre un plano un conjunto de

datos (en este caso inviernos y veranos) cuya posición relativa se desea analizar (Shepard, 1962). Sin embargo, los resultados obtenidos no fueron concluyentes. En primer lugar, se utilizaron los censos de aves tanto para invierno como para verano, de cada año. A pesar de obtener un índice de Stress (informa de la “bondad del modelo”) bueno de 0,05 (Kruskal, 1964), ni verano ni invierno aportaron una agrupación suficientemente clara, como para poder definir grandes periodos de sucesión, ya que a niveles de similaridad superiores al 60%, cada año se individualizaba en un grupo distinto. Es por ello, que se dispuso a trabajar con los censos totales anuales, pero desagregados mes a mes, con la esperanza de obtener un número mayor de réplicas para cada año y poder definir periodos. Sin embargo, la expresión gráfica del análisis multivariado, resultó ser caótica e ininteligible.

Análisis del Valor Indicador

Con los resultados obtenidos del análisis multivariado, se esperaba poder identificar las especies indicadoras de cada periodo, al no poder identificarse los periodos, han sido descritas para cada año, gracias al “análisis del valor indicador” (IndVal) sobre la base del Test de Monte Carlo. Esta prueba se realizó con el software PC-Ord (McCune y Mefford, 1999) y permitió identificar especies representativas o indicadoras en algún año o conjunto de años (Dufrene y Legendre, 1997). Los resultados se presentan a continuación. Primero se mostrará una tabla, con los resultados para invierno y posteriormente para verano. Puesto que sólo aparecieron tanto en verano como en invierno, cuatro años que mostraban especies indicadoras (una por cada año), se incluyó en las tablas aquellas especies que presentaban un porcentaje de abundancia relativa destacable para cada año. Los resultados se encuentran en el Anexo III.

ESPECIES INDICADORAS Y ABUNDANCIA RELATIVA EN INVIERNO											
		99/00	00/01	01/02	02/03	03/04	04/05	05/06	06/07	07/08	08/09
Anátida	ANCR			&							
	IXMI				&						
Ardeidas y	EGAL	&									
	GACH										&
	ARPU				&						
	PHRU	+	X++		+		+				+
	PLLE								+	+	+
	HAOS	&									
Limícolas	HIHI										
	REAV	+	+	+	+				+		
	BUOE			++	++						
	CHDU	&									
	VAVA	&									
	CAAL B	&									
	CACA	+					++				
	CAFE			&							
	PHPU			&							
	GAGA							&			
	LILA	+		+				+			
	NUAR			&							
	TRER	+				+	+	+	+		
	Láridas y afines	PHCA				+					
LAME							&				
LARI							X				
LAMI											X
LAAU					&						
STCA					X &						
GENI					&						
STSA				+		+					

Especies indicadoras	X
ABD 100%	&
ABD ≥50%	++
ABD destacable	+

Tabla 19. Especies Indicadoras, especies que presentan abundancia 100% en algún año y especies con abundancia destacable en algún periodo o conjunto de años en invierno

En la tabla 19, se ha intentado unificar de manera simplificada, los datos obtenidos en el Test de Montecarlo y los datos de abundancia relativa. Para ilustrar de forma más nítida dichos resultados, se ha recurrido a una serie de símbolos, cuya descripción es la siguiente: con la letra “X” mayúscula, se designan aquellas especies con valor indicador estadísticamente significativo en algún año (Indval); con el símbolo “&” quedan representadas las casillas en las que, determinadas especies, muestran abundancia relativa del 100% (especie de aparición exclusiva en ese año); con el doble signo “++” se marcan las casillas en las que algunas especies presentan una abundancia relativa mayor o igual al 50%; por último con el signo “+” se indican las casillas donde determinadas especies, presentan una abundancia relativa destacable, entendiéndose como tal, aquella que no queda distribuida a lo largo del total de años de muestreo, sino en un conjunto de años igual o inferior a la mitad de dicho periodo, pudiendo ser representativas de algún cambio en las condiciones de la charca. No ha sido posible determinar estadísticamente una especie indicadora para cada año. Las especies indicadoras, que si se han podido identificar, descritas en algunos inviernos son: en 00/01, Flamenco (*Phoenicopterus ruber*); en 02/03, Pagaza piquirroja (*Sterna caspia*); en 04/05, Gaviota reidora (*Larus ridibundus*); en 08/09, Gaviota patiamarilla (*Larus michaellis*). A continuación, se discutirá por orden cronológico, el papel que pueden jugar estas especies indicadoras en la charca. Tanto para invierno como para verano, se tratarán en primer lugar aquellos años que presentan especies indicadoras junto con las especies que, en ese mismo año, presentan abundancia relativa del 100%. Tras ello, se discutirán aquellos años donde existen especies con abundancia relativa 100%, pero que no están asociadas a ninguna especie indicadora.

En la invernada 00/01, aparece destacada como especie indicadora, la que sin duda es la especie emblema del Parque Regional de Salinas de San Pedro del Pinatar, el **Flamenco**. La falta de datos sobre las condiciones ecológicas de la charca para este invierno, dificulta una amplia discusión al respecto. Si podemos observar en la tabla 19 que su abundancia relativa a lo largo del periodo de estudio ha sido muy desigual, apareciendo sólo en el invierno 99/00, 00/01, 02/03, 04/05 y 08/09, concentrándose un porcentaje superior al 50% en el invierno 00/01. Esta especie, muestra preferencia por extensiones someras de aguas salobres o saladas, con profundidad inferior a 60 cm (aunque pueden alcanzar 90-105 cm de profundidad (Johnson, 1983)]. En cuanto a su

forma de alimentarse, los Flamencos poseen un pico curvado en el centro en ángulo recto, bordeado de laminillas córneas apretadas que sirven para filtrar el agua y retener, con ayuda de su lengua carnosa, los animales microscópicos que viven a poca profundidad y en el lodo (Johnson, 1983). El Flamenco además, es una especie omnívora, lo cual significa que puede alimentarse de vegetales y algas, lo cual, junto con los pequeños crustáceos y bacterias que come, le proporciona su característico color rosado, proveniente de los carotenoides presentes en su dieta (McGraw *et al.*, en revisión). Estos datos sobre la ecología del flamenco, inducen a pensar, que en los inviernos citados y en especial, en el invierno 00/01, la profundidad media, al menos en la mayor parte de la Charca, no debía ser muy elevada. Los datos de riqueza e índice de Shannon, muestran un descenso a partir de 2004 y hasta 2007, lo cual se ha asociado a un posible proceso de eutrofización que no pudo ser descrito hasta 2007 por Farinós *et al.* En este periodo (2004-2007) no se registra la presencia de Flamenco en la Charca, lo cual hace suponer que los inviernos en los que encontramos Flamenco, las condiciones del agua distaban mucho de la eutrofización. Velasco *et al.*, (1995) constato la presencia de especies de crustáceos del orden *Mysidacea*, *Isopoda*, *Ansipoda* y *Anphipoda*, los crustáceos, suelen ser sensibles a los cambios de pH y nutrientes en el agua, es posible que los procesos de eutrofización hicieran disminuir la abundancia de estas especies, y con ello la Charca no resultase atractiva para los flamencos como lugar de alimentación. No obstante, la respuesta del flamenco a la eutrofización no siempre es negativa, por lo que podrían afectarle otros factores. La proliferación de algas filamentosas asociada a dicho proceso (Farinós *et al.*, en revisión) podría dificultar la actividad trófica de esta especie al actuar como una barrera física que impidiera el acceso al sustrato de alimentación.

En cuanto a la **Pagaza piquirroja**, resulta indicadora del invierno 02/03 y al mismo tiempo, el 100% de su abundancia, se localiza en este invierno. La ausencia de datos limnológicos en este periodo, no permite arrojar luz sobre su presencia. Observando la tabla 19, destacan otras especies para ese mismo año, que presentan también abundancia 100%, dos ardeidas y dos láridos y afines; por este orden son: el Avetorillo común (*Ixobrychus minutus*) y la Garza imperial (*Ardea purpurea*), y la Gaviota de Audouin (*Larus Audouini*) y la Pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*). Paracuellos *et al.*, (2007) describe el estado fenológico de esta especie en el sudeste ibérico como “ocasional o accidental”, cuyo hábitat palustre principal se considera

“Aguas libres”, es decir, extensiones de aguas abiertas. Se trata de una especie cosmopolita que inverna en África subtropical, su paso suele ser anotado en el Mar Chica (al norte de Marruecos). En Europa, esta especie suele encontrarse a orillas del Báltico (sobre todo en los golfos de Botnia y de Finlandia) en la costa del Mar Negro y en todo el perímetro del Mar Caspio. También vive en Kazajistán y en otras regiones más al este (Cabo, 1982). Su presencia en la invernada 02/03, puede ser accidental. El resto (avetorillo, garza imperial, Gaviota de Audouin), sobre todo las dos primeras, son especies relativamente escasas en el área, que podrían haber aprovechado la charca como punto de parada ocasional.

En el invierno 04/05, encontramos como especie indicadora la **Gaviota reidora**. No sólo se trata de la única especie indicadora que, hasta el momento, también nidifica en la charca, sino que además es la más abundante y 2004, resulta el año donde la abundancia alcanza el pico máximo con 314 ejemplares datados sólo en invierno. Puesto que cría entre los meses de mayo y junio, su presencia suele mayor en verano que en invierno y en este último caso, mayor en los meses de octubre y marzo que en el resto de meses. Se trata de una especie considerada como generalista, este y otros aspectos sobre su ecología, que explican su presencia en la charca, ya se han descrito y discutido en el apartado de nidificantes. Únicamente añadir, que su presencia en la charca, ha sido ininterrumpida desde que comenzaron los censos en 1999. Un hecho que puede explicar que esta especie sea indicadora de la invernada 04/05 y que, además en esta misma invernada, encontremos una abundancia del 100% para otro lárido, la Gaviota cabecinegra (*Larus melanocephalus*), es que, de acuerdo al cuaderno de campo facilitado por Gustavo Ballesteros (técnico responsable de los censos en enero de 2005 “el nivel de la charca era muy bajo”, esta situación se mantuvo hasta marzo de ese mismo año. Tanto Velasco *et al.*, (1995) como Farinós *et al.*, (2007) constataron la presencia de mugílidos, además del Fartet. Es posible, que un marcado descenso de la profundidad que se mantuvo durante 3 meses, facilitara a estas dos especies de láridos, la captura de sus presas, aumentando su abundancia en el caso de la Gaviota reidora y convirtiendo la invernada 04/05, la única donde se encuentra presente la Gaviota cabecinegra. Es más, observando los datos sobre abundancia bruta, los meses “secos” descritos en el cuaderno de campo, recogen el 75% de la abundancia total de Gaviota reidora para ese invierno, siendo marzo el único mes donde está presente la Gaviota cabecinegra. En cuanto a interacciones con otras especies, cabe destacar un hecho

importantísimo que en parte puede explicar la pérdida de limícolas en los últimos años de muestreo. Paterson (1997), observó en algunos humedales, que un aumento de las colonias de cría de Gaviota reidora, producía una mayor competencia interespecífica, que contribuía a la reducción de determinadas especies de limícolas.

Finalmente, la **Gaviota patiamarilla**, es la especie indicadora en la invernada 08/09. Resulta llamativo el caso de esta última, ya que *Larus michaellis* es una especie de amplia distribución, oportunista o generalista y con gran flexibilidad trófica, ya que es omnívora (Ramos *et al.*, 2009). Estadísticamente, se muestra como una especie indicadora del invierno 07/08, este invierno es el que sigue al verano de 2007, en el cual, las condiciones de la charca se consideran cercanas al punto más acusado de eutrofización. En la actualidad, las Gaviotas patiamarillas se establecen no sólo en las islas, islotes, acantilados y playas (Purroy 1997), sino que también han colonizado nuevas áreas periurbanas cercanas a las ciudades debido a la continua disponibilidad de alimentos en los vertederos de basura (Bosch *et al.* 1994, Burger y Gochfeld 1996). Los principales efectos de la nueva colonización de gaviotas patiamarillas, son los impactos negativos sobre otras aves, como el desplazamiento de especies endémicas (Swennen y Van de Meer, 1992) o la depredación de otras especies (Oro *et al.*, 2005). Además se debe tener en cuenta que, al ser carroñeras y alimentarse en vertederos, sufren exposición a endoparásitos y tienen un papel potencial como reservorios o vectores de agentes patógenos (Hervías, en revisión). En esta misma invernada, encontramos dos especies con abundancia destacable. La primera de ellas es el Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), su área de distribución es particularmente extensa, ya que habita en todos los continentes excepto en América del Sur. Las poblaciones en Europa meridional y occidental, son nómadas o sedentarias, mientras que en el resto de Europa, son generalmente migratorias. Se alimenta exclusivamente de pescado y aunque suele cazar en grupo (Van Eerden y Voslmer, 1995) desplazando a sus presas hacia aguas poco profundas donde le resulta más fácil apoderarse de ellas (generalmente 1-2m de profundidad), no suele cazar en aguas tan poco profundas como las de la charca (Vekdekamp, 1994), aunque es posible que su abundancia en esta invernada, se deba a que durante la apertura (y posterior cierre) de la comunicación de la Charca con el mar en 2008, pudiesen quedar confinadas algunas de las especies de peces que componen su dieta, como mújoles o anguilas. El Fartet no entraría dentro de su dieta, ya que muestra predilección por presas superiores a los 20 cm (Veldekamp, 1995). La segunda especie

con abundancia destacable para esta invernada (abundancia del 100%) es la Gallineta común (*Gallinula chloropus*). Aunque, a diferencia del resto de la mayoría de aves censadas, consume vegetales en su dieta, su amplia distribución y sociabilidad con otras especies, unido a su flexibilidad trófica, dificultan establecer conclusiones sobre su presencia en este invierno, aunque como especie generalista, entre dentro del proceso de sucesión que se está dando en la charca.

En cuanto a aquellas especies que presentan abundancia 100% en algún año donde no está presente ninguna otra especie indicadora, destaca sobremanera la invernada 99/00, ya que presenta hasta 5 especies que sólo están presentes ese año y que no vuelven a registrarse en los censos. Se trata de una Ardeida; la Garceta grande (*Egretta alba*) y cuatro limícolas; el ostrero (*Haematopus ostralegus*), el Chorlitejo Chico (*Charadrius dubius*), el Avefría (*Vanellus vanellus*) y el Correlimos tridáctilo (*Calidris alba*). En la invernada 02/03, también encontramos con abundancia 100%, una anátida; la Cerceta común (*Anas crecca*) y tres limícolas más; el Correlimos Zarapitín (*Calidris ferruginea*), el Combatiente (*Philomachus pugnax*) y el Zarapito Real (*Numenius arquata*). Como puede observarse, todas salvo una, son ardeidas o limícolas, lo cual apoya la mayor riqueza de especies especialistas en el primer periodo de muestreos. Como curiosidad, resulta importante destacar la ecología y las amenazas de algunas de estas especies, para poder entender mejor la situación de la charca en aquellos años donde no hay datos de las variables fisicoquímicas y además el papel que juegan otras especies con mayor presencia. Por ejemplo el Ostrero, es una especie que en España, nidifica en el Norte y Oeste, siendo poco conocido el número de parejas. Suele anidar en lugares donde hay importantes colonias de Gaviota patiamarilla, teniendo en cuenta el aumento de esta especie, el éxito reproductor del ostrero, ha decrecido considerablemente (Bigas *et al.*, 2001). La Cerceta común, selecciona principalmente humedales de aguas eutróficas, pero si existe alimento suficiente, tolera aguas neutras y con cierto nivel de acidez (Cramp y Simmons, 1977), es posible que esto nos esté indicando la situación de la charca en la invernada 01/02. No se han encontrado datos sobre interacciones con otras especies. El Zarapito Real, es una especie que se encuentra en retroceso en España, con muy pocas parejas nidificantes y con poblaciones marginales (Noval, 2000). Su presencia en la charca, probablemente sea accidental, ya que se trata de una especie que muestra preferencia por terrenos de pasto, campos y laderas de colinas (Noval y Cortés, 2000). Un ejemplo parecido

encontramos en el Avefría, ya que se trata de una especie que siente predilección por los inviernos crudos y zonas esteparias, lo cual quizá, nos indique la invernada 99/00, pudo ser más fría que el resto.

ESPECIES INDICADORAS Y ABUNDANCIA RELATIVA EN VERANO												
		99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09
Anátidas	ANPL										&	
	BUIB			&								
Ardeidas y afines	ARCI		++	+	+		+					
	GACH										&	
	CICI			&								
Limícolas	HAOS			++		++						
	CHDU		+									++
	PLSU		X									
	CAALB			+				+			+	
	CACA		+			++						
	CAMI			+							+	
	PHPU		+							++		++
	LILI	+	+	+	+	++	+					
	LILA											
	TRER		+		X++						+	
	TRTO											
	TRNE	+	+	+		+					+	
ACHY	++						+					
Láridos y afines	LAME					+	+		X++			
	LARI						X					
	LAGE			+	+	+	+		+		++	
	LAAU							&				
	LAFU							&				

Especies indicadoras	X
ABD 100%	&
ABD \geq 50%	++
ABD destacable	+

Tabla 20. *Especies Indicadoras, especies que presentan abundancia 100% en algún año y especies con abundancia destacable en algún periodo o conjunto de años en invierno*

En la tabla 20, se ha empleado la misma simbología que en la tabla anterior, para describir las especies indicativas en algún año, así como aquellas que presentan abundancia destacable.

En el verano de 2000, encontramos la primera especie indicadora, se trata del **Chorlito gris** (*Pluvialis squarata*). El régimen alimenticio de este pequeño limícola, se compone (como en la mayoría de ellos) de crustáceos, moluscos, gusanos e insectos, que suele encontrar rebuscando entre el barro de los márgenes de lagunas y ríos (Turpie, 1995). Pertenece al orden de los charadriiformes (pequeñas zancudas), dotados de un pico más o menos largo y delgado y de patas finas y altas. Como el resto de pequeños limícolas, se alimenta en profundidades inferiores a 5 cm (Connors *et al.*, 1993), lo cual, nos está indicando que en el verano de 2000, es posible que el nivel del agua fuera bajo y que, por ende hubiese muchas orillas disponibles para limícolas. Este hecho, puede apoyarse nuevamente con el cuaderno de campo de Gustavo Ballesteros, donde se menciona que en Julio de 2000, “el nivel de la charca estaba descendiendo”. La descripción de esta ave como indicadora para el verano de 2000, coincide con la máxima contribución en abundancia de los limícolas en la charca para ese mismo año, y al mismo tiempo, con la menor contribución en abundancia de láridos y afines.

Continuando con las especies indicadoras, encontramos en el verano de 2002 al **Archibebe oscuro** (*Tringa erythropus*). Perteneciente también al orden de los Charadriiformes, aunque de la familia *Scolopacidae*, este pequeño limícola alcanza el tamaño de una tórtola (Myers, 1980). En España, esta especie presenta una población reproductora fluctuante, existiendo algunos indicios de su anidada en Murcia, aunque no en las el Parque Regional de Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar (Marti y Del Moral, 2003; Martínez *et al.*, 1996). En la charca de “El Coterillo”, podemos encontrar entre 13 y 14 especies distintas de escolopácidos, según sea verano o invierno. Se trata de un grupo muy variado con hasta 27 representantes distribuidos por Europa Central y Occidental (Pettigrew, 2005). Observando los resultados de abundancia relativa agrupados en la tabla 20, se puede ver como la mayoría de los limícolas, se agrupan entre 1999 y 2005, como también se apunta en otros apartados de la discusión.

Al igual que ocurría en la invernada de 2004, en el verano de este mismo año encontramos como especie indicadora la **Gaviota reidora**. No sorprende el hecho de volver a encontrar en la discusión a este lárido, pues el ave más abundante en los censos totales y en los censos de nidificantes.

Cerrando el apartado de especies indicadoras, aparece en el verano de 2006 la **Gaviota cabecinegra** (*Larus melanocephalus*). Su presencia en la charca a lo largo del periodo de muestreo, es muy escasa concentrándose su abundancia mayoritariamente en el verano de 2006, como se muestra en la tabla 20. Además este mismo año, nidifican dos parejas de Gaviota cabecinegra en la charca. Su presencia en la charca queda restringida prácticamente al año 2006, este mismo año, en el Parque encontramos el mayor número de parejas nidificantes de Gaviota cabecinegra (que además únicamente nidificó aquí en 2004, 2005, 2006 y 2007). Por tanto, su abundancia en la Charca, probablemente no se deba tanto a la condiciones de la misma, sino a la tendencia mostrada en el Parque.

Para cerrar este apartado, vamos a destacar seis especies que muestran abundancia 100% en aquellos años donde no hay ninguna otra especie indicadora. Empezando por el verano de 2001, encontramos dos Ardeidas; la Garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) y la Cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*). En 2002 encontramos dos lariformes; la Gaviota de audouin (*Larus audouinii*) y la Gaviota sombría (*Larus fuscus*). Por último, en 2008 tenemos una anátida; el Anade azulón (*Anas platyrhynchos*) y una especie afín al gremio de las Ardeidas de la familia *Rallidae*; la Gallineta común (*Gallinula chloropus*). Esta última, ya se describió como una especie generalista, junto con la Gaviota patiamarilla (al tratarse de una especie indicadora) en la invernada 08/09. Nuevamente, las especies generalistas se muestran al final del periodo de estudio. Destaca la presencia de la Gaviota de Audouin. Esta especie, aunque nidifica en el Parque (pero no en la charca) muestra una de sus colonias más destacadas en Isla Grossa. Aquí ha aumentado rápidamente gracias a la inmigración de aves nacidas en el delta del Ebro, desde la aparición de unas pocas parejas en 1989 hasta las 450 parejas descritas en 1995 (Oro, 1996). La colonia ha continuado aumentando y en 2001 ya contaba con 1200 parejas. En el Parque, se contabilizaron 15 parejas en 2007. Su presencia en la charca, se traduce en un aumento considerable de los índices de conservación SPEC y LRAE. Tradicionalmente, sus nidos se localizan en islotes, lejos de predadores. La pesca excesiva, reduce sus recursos tróficos, cuando esto ocurre, suele buscar alimentos en humedales cercanos, arrozales y raramente vertederos. Sus principales predadores son mamíferos, aunque su abundancia relativa, depende en gran medida de la presencia de la Gaviota patiamarilla (Oro y Matínez Vilalta, 1994; Oro 1996, Oro *et al.*, 1996; Martínez Abraín *et al.*, 1988). A pesar de tratarse de un

Lariforme, puede considerarse como una especie especialista, ya que sólo abandona su nicho para completar su dieta, si en éste falta alimento.

En resumen, basándonos en la prueba de Monte Carlo se desprende que, en general, las especies indicadoras que aparecen antes de 2004, son del tipo especialistas; por un lado el flamenco y por otro, los dos limícolas, el Archibebe oscuro y el Chorlito gris. En este primer periodo, también encontramos un Lariforme, la Pagaza piquirroja, pero su presencia se considera accidental. A partir de este año, sólo aparecen especies indicadoras que se han descrito como generalistas u oportunistas, todas ellas pertenecientes al gremio de los láridos y además a la familia *Laridae*; la Gaviota reidora, la Gaviota cabecinegra y por último, la más generalista de todas, la Gaviota patiamarilla. Esta tendencia se observa en todos los apartados de la discusión.

4.2.2.3. *Censos de Aves Nidificantes*

La Charca de “El Coterillo” a pesar de su pequeño tamaño y de las fluctuaciones que ha experimentado desde su creación, resulta un enclave atractivo, elegido por distintas especies, para la nidificación. En primer lugar, conviene presentar las especies que se encuentran en la Charca y en el Saladar agrupadas por familia y gremio, cuya riqueza y abundancia, se discutirá en los apartados siguientes. Las especies mostradas en cursiva, nidifican en el Parque pero no en la Charca ni en el Saladar.

ESPECIES POR FAMILIA

F. *Recurvirostridae*

Cigüeñuela Común

Avoceta Común

F. *Burhinidae*

Alcaraván Común

F. *Charadriidae*

Chorlitejo Patinegro

F. *Ardeidae*

Avetorillo común

F. *Rallidae*

Gallineta común

F. *Laridae*

ESPECIES POR GREMIO

Ardeidas y afines

Avetorillo común

Gallineta común

Limícolas

Cigüeñuela común

Avoceta común

Alcaraván común

Chorlitejo patinegro

Canastera común

Láridos y afines

ESPECIES POR FAMILIA

Gaviota Cabecinegra
 Gaviota Reidora
Gaviota de audouin
Gaviota picofina
 Gaviota Patiamarilla
 Pagaza Piconegra
F. *Glareolidae*
Canastera común
F. *Sternidae*
 Charrancito Común
 Charrán Común
Charrán patinegro
F. *Anatidae*
Tarro blanco

ESPECIES POR GREMIO

Gaviota cabecinegra
 Gaviota reidora
 Gaviota patiamarilla
Gaviota de audouin
Gaviota picofina
 Charrancito común
 Charrán común
Charrán patinegro
 PagazapPiconegra

Anátidas
Tarro blanco

Riqueza de especies nidificantes

En la figura 19 se muestra la riqueza de especies nidificantes tanto en el conjunto del Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, como en la Charca de “El Coterillo” y en el Saladar inundado contiguo.

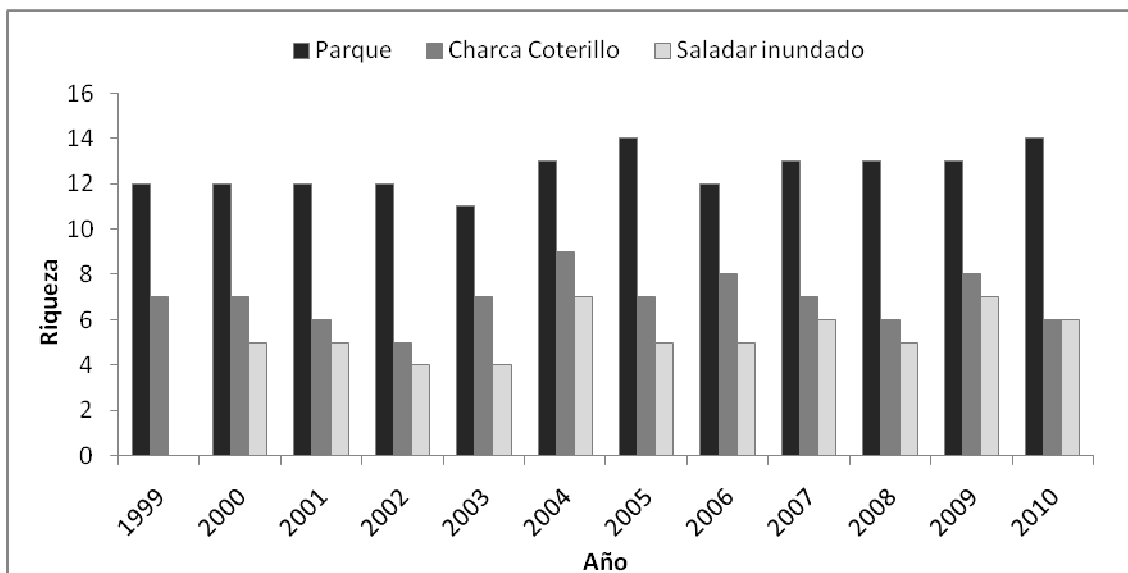


Figura 19. Riqueza de especies nidificantes en los tres ámbitos de estudio: Parque, Charca y Saladar

Antes de analizar la riqueza de especies en los tres ámbitos, hay que recordar que, para el año 1999, no existen censos de aves nidificantes en el Saladar inundado. En primer lugar llama la atención que, por regla general, la riqueza de especies nidificantes en la Charca, oscila entre el 40 y el 60% del total del parque, siendo la riqueza en el

Saladar, similar a la de la Charca en casi todo el periodo de muestreo. Observando simplemente esta tabla, resulta difícil determinar alguna tendencia temporal o describir algún periodo concreto. A pesar de todo, se puede observar cómo aumenta ligeramente la riqueza a partir de 2004 en las tres áreas, esto se debe a la aparición de las siguientes especies; en el parque a partir de 2004, la Gaviota cabecinegra; en la Charca, de forma intermitente, la Pagaza piconegra y Gaviota cabecinegra (sólo un año); y en el Saladar, el Chorlitejo patinegro. También se puede observar una cierta tendencia negativa entre 1999 y 2003, con una posterior mejora en el Parque entre 2004 y 2005 y una tendencia al equilibrio en la Charca y en el Saladar. En segundo lugar, parece claro, que las oscilaciones en riqueza de la Charca con respecto al Saladar, guardan alguna relación ya que cuando ésta disminuye o aumenta en la charca, también lo hace en el saladar, sin embargo esta relación no se ve tan clara si comparamos los datos con el Parque. Para verificar esto, se discutirá sobre la abundancia de algunas especies en concreto y su posible correlación en las tres áreas estudiadas.

Abundancia de especies nidificantes. Agrupación en gremios

A continuación, se muestra la figura 20 y la figura 21, donde se observa la contribución en porcentaje de la abundancia total de los distintos gremios presentes tanto en el Parque Regional como en el complejo Charca+Saladar.

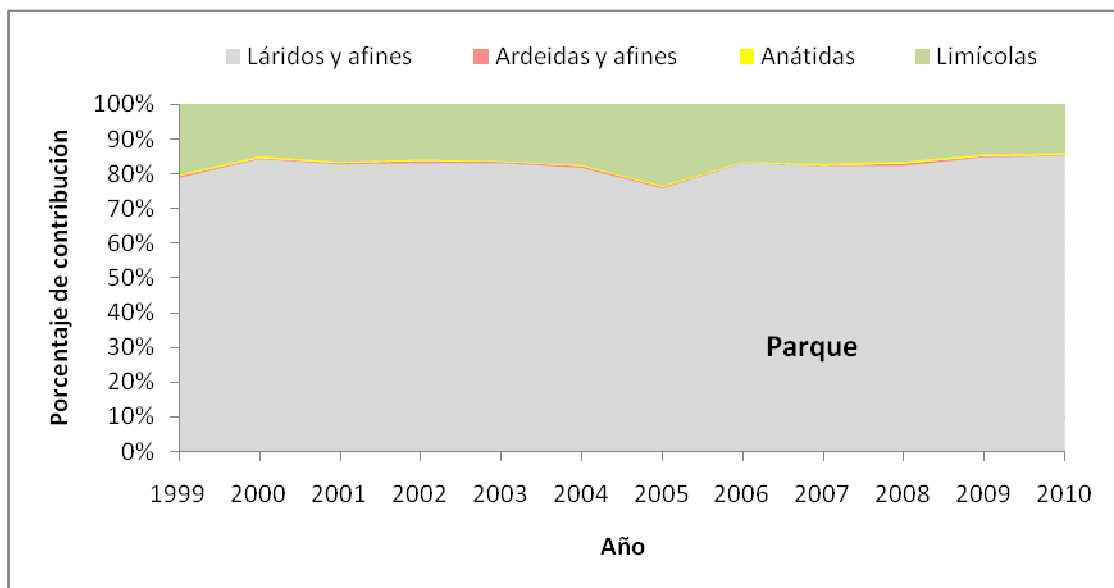


Figura 20. Contribución en porcentaje a la abundancia total de los distintos gremios de especies nidificantes del Parque

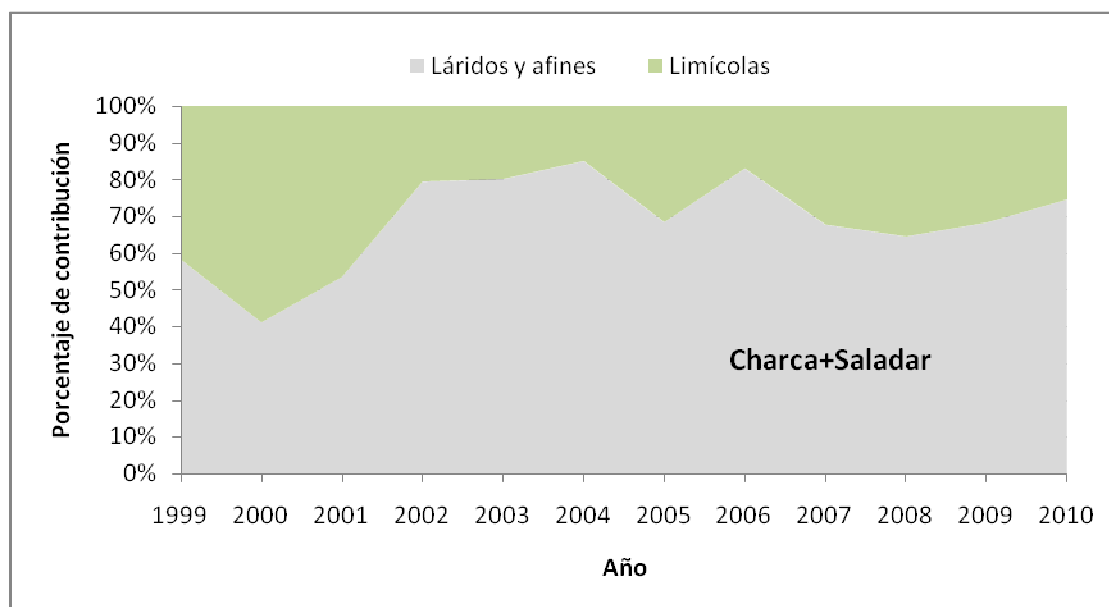


Figura 21. Contribución en porcentaje a la abundancia total de los distintos gremios de especies nidificantes en el conjunto Charca+Saladar

A simple vista, se pueden observar las siguientes similitudes y diferencias relevantes:

Similitudes:

- En ambas áreas, el porcentaje de láridos domina notablemente sobre el resto de gremios. Esta tendencia se muestra constante a lo largo de todo el periodo de muestreo.
- Existe un descenso en el porcentaje de láridos (y en consecuencia aumento del resto de gremios) en 1999 y 2005 representado en ambas figuras.
- La abundancia de anátidas (representada únicamente en el Parque por el Tarro blanco) y ardeidas (también sólo en el Parque con dos especies; Gallineta común y Avetorillo común) resulta testimonial en comparación con láridos y limícolas.

Diferencias:

- Las fluctuaciones en cuanto a la abundancia total de ambos gremios, son más marcadas en la Charca que en el Parque, permitiendo identificar aquí, alguna fase temporal.

- Los gremios presentes, aunque muestra similitudes en las dos áreas en cuanto a su distribución, contribuyen de distinta manera según la zona, siendo por regla general, un 10% menor el porcentaje de láridos, en favor de los limícolas en el conjunto Charca+Saladar.
- Aunque las anátidas y ardeidas sólo estén representadas por una y dos especies respectivamente, estos gremios no se encuentran en el complejo Charca+Saladar.

Por tanto, el hecho más llamativo, es la enorme contribución de láridos y afines a la abundancia total. Esto se debe a la conjunción de varios factores que convergen en el Parque (y por tanto en la Charca). En primer lugar, se trata de un hábitat adecuado para la reproducción (motas arenosas con escasa vegetación, depósitos de arribazones en las zonas de encañizada, etc.). En segundo lugar, hay una alta disponibilidad de alimento; los charranes comunes y charrancitos comunes, son pescadores de peces pequeños (Cramp, 1998) y en el Parque y en la Charca, abunda el fartet. Otras especies de láridos, como la Pagaza piconegra, se alimentan de pequeños reptiles y anfibios (Cramp, 1988), que abundan en la zona, sobre todo los anfibios que últimamente pueden encontrarse en las balsas de riego cercanas del campo de Cartagena, por ello podría aumentar su número (Sebastián-González *et al.*, 2010). Una de las especies más abundantes que podemos encontrar, la Gaviota reidora, se ve favorecida por la cercanía con el mar, ya que le gusta comer de los descartes de los pesqueros (Goutner, 1994).

En cuanto a la alimentación del gremio de los limícolas, representado por Avoceta común, Cigüeñuela común y Chorlitejo patinegro, ésta consiste fundamentalmente en crustáceos, insectos y gusanos. Los datos de Velasco *et al.* (1995) apoyan la presencia de diferentes invertebrados (dípteros, coleópteros, anfípodos, etc.), sin embargo la falta de un estudio continuado, no permite conocer la evolución de las comunidades de invertebrados, por lo que resulta difícil aventurar alguna conclusión al respecto. No obstante, se sabe que algunas especies de la familia *Laridae* (como la Gaviota patiamarilla), depredan huevos de otras aves (Curtis y Thompson, 1985), por ello no debe descartarse esta hipótesis. No obstante, parece claro que el enclave de “El Coterillo” resulta atractivo para la reproducción de distintas especies de aves acuáticas.

Aunque, como se ha mencionado anteriormente, la Gaviota patiamarilla puede depredar huevos de otras aves, por regla general, avocetas, cigüeñuelas, charrancitos y

pagaza piconegra, suelen defenderse bien de este depredador anidando en forma de colonias mixtas de dos o más especies, en docenas e incluso centenares de parejas, que se apoyan unas a otras para ahuyentar a cualquier gaviota intrusa (Oro *et al.*, 2005). La ausencia de otros depredadores (ratas, zorros o jabalíes) hace que las especies que nidifican en la Charca, obtengan un elevado éxito reproductor.

Agrupación en familias

En este apartado, se ha querido también analizar la contribución de la abundancia según familias, ya que al existir sólo dos gremios representativos, resulta complicado aventurar conclusiones sobre las características particulares de las especies de aves nidificantes, amén de la dificultad de poder hacer distinciones entre las fases temporales que se esperan identificar.

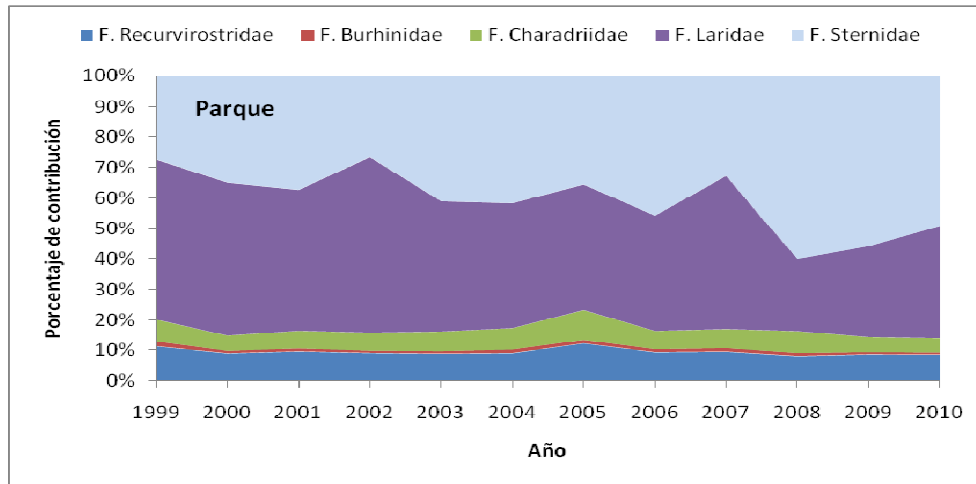


Figura 22. Contribución en porcentaje a la abundancia total de las distintas familias de especies nidificantes del Parque

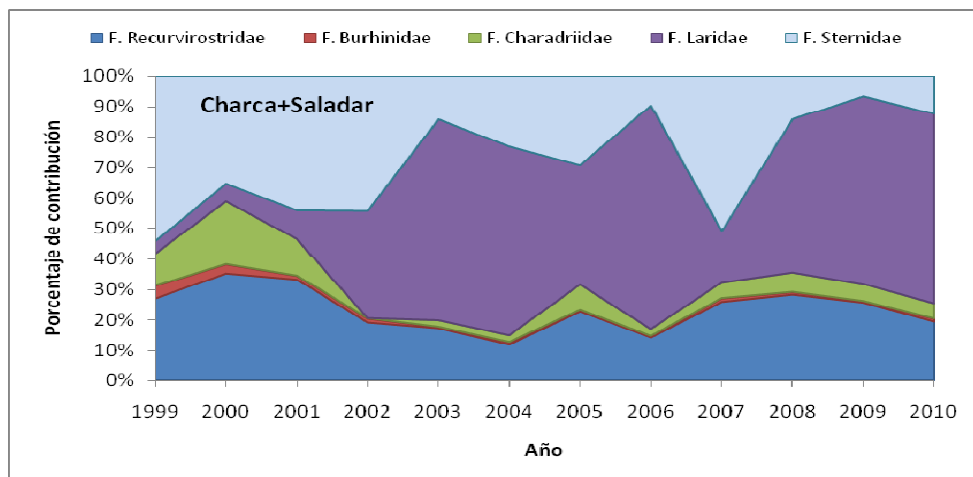


Figura 23. Contribución en porcentaje a la abundancia total de las distintas familias de especies nidificantes en el conjunto Charca+Saladar

En las figuras anteriores (figura 22 y figura 23), nuevamente se ha querido comparar la contribución en abundancia total en ambas zonas (en este caso, agrupadas por familias en lugar de por gremios), para descartar o identificar, posibles relaciones en la variabilidad en la distribución de la abundancia. Para simplificar la figura 22, se han eliminado aquellas familias que no estaban representadas en el complejo Charca+Saladar. A simple vista, destacan las siguientes similitudes y diferencias:

Similitudes:

- Como era de esperar, la familia *Laridae* y *Sternidae* (gaviotas y charranes respectivamente), es la más abundante en ambas zonas de estudio.
- La contribución de las distintas familias a la abundancia total, es similar en ambas figuras, en cuanto a que es posible diferenciar las mismas familias dominantes y las menos abundantes.

Diferencias:

- Aunque en ambas figuras se observan fluctuaciones, no parecen guardar relación entre ellas. Estos cambios en la contribución a la abundancia, resultan nuevamente más abruptos en la Charca, que se relacionarían con el carácter más fluctuante de este medio, comparado con el ambiente más manejado de las salinas.
- La familia *Recurvirostridae*, presenta una mayor contribución en abundancia en el complejo Charca+Saladar.
- La tendencia de especies oportunistas o generalistas como las gaviotas, parece aumentar en la Charca en detrimento de especialistas como los charranes (aunque puede alimentarse de crustáceos e insectos, principalmente lo hace de peces pequeños (Cramp, 1988) en este caso, el fartet). El caso contrario parece plantearse en el Parque.

Por tanto, a la vista de los resultados, se puede concluir que la población reproductora de casi todas las especies, muestra una relativa independencia con respecto a su situación en el Parque Regional (salvo en su contribución general a la abundancia), que sugiere una respuesta a las características particulares de la Charca de “El

Coterillo”. Observando la abundancia de las familias en la figura 23, se pueden distinguir algunas tendencias generales de cambio. Durante la maduración de la Charca, la abundancia de la familia *Laridae*, era muy reducida, y estaba representada únicamente por algunas parejas de Gaviota reidora. A partir de 2001, y hasta 2007, la Gaviota reidora, se asienta definitivamente en la charca, sumándose en algunos años parejas de Gaviota patiamarilla y cabecinegra. Parece claro que el aumento de la familia *Laridae*, conlleva una disminución de la familia *Sternidae* y viceversa. Esta tendencia también se puede apreciar en el resto de familias, aunque de forma menos pronunciada. Los charranes, parecen dar paso a especies más generalistas como la Gaviota cabecinegra o Gaviota reidora. De continuar la tendencia mostrada en la figura 23, es posible que la familia *Laridae*, que ya presenta en 2010 un 50% de la abundancia total, continúe desplazando a la familia *Sternidae* (y en menor proporción al resto de familias). Es posible que este desplazamiento, se deba a dos factores: primero, a que la ya indicada alteración de las condiciones ecológicas iniciales de la charca, haya perjudicado a las especies con estrategias menos generalistas. Y segundo, que la ocupación del sitio un número muy elevado de parejas de reidora (190 en 2003, 257 en 2004, 202 en 2006) en un área relativamente pequeña (8,2 hectáreas, pero habría que restar la superficie de la cubeta) dificulte el establecimiento de otras especies nidificantes.

En la discusión de los censos totales, se podían aportar más argumentos basados en la composición de especies generalistas, oportunistas y especialistas, ya que no sólo se consideran las parejas de especies nidificantes, sino también todas las aves que usan la Charca como posadero, lugar de alimentación etc. Además, existe la posibilidad de que una parte de las poblaciones que nidifican en la charca no utilicen ésta como lugar de alimentación, desplazándose a otras zonas del entorno. Por lo tanto, sólo responderían a cambios en el hábitat de nidificación o a procesos de colonización y atracción intra- o interespecífica.

Análisis de correlación entre distintos ámbitos espaciales

Para concluir este apartado, se ha estudiado el coeficiente de correlación de Pearson que muestran las distintas especies, relacionando en primer lugar el Parque con el complejo Charca+Saladar y en segundo lugar, la Charca con el Saladar. El coeficiente de correlación, se puede definir como un índice que puede utilizarse para medir el grado de relación de dos variables cuantitativas, su valor, varía entre 1 y -1 y su interpretación es la siguiente (Edwards, 1976):

VALOR	INTERPRETACIÓN
1	Existe correlación positiva perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables denominada <i>relación directa</i> : cuando una de ellas aumenta, la otra también lo hace en proporción constante
>0	Existe correlación positiva
0	No existe relación lineal. Pero esto no necesariamente implica que las variables son independientes: pueden existir todavía relaciones no lineales entre las dos variables
<0	Existe una correlación negativa
-1	Existe una correlación negativa perfecta. El índice indica una dependencia total entre las dos variables llamada <i>relación inversa</i> : cuando una de ellas aumenta, la otra disminuye en proporción constante.

Tabla 21. Valores que puede adoptar el coeficiente de correlación

La tabla 22 recoge los valores del coeficiente de correlación. Los valores mayores de 0,5) aparecen en negrita y se ha procedido a su discusión.

	PARQUE CON CHARCA	PARQUE CON CHARCA+SALADAR	CHARCA CON SALADAR
Cigüeñuela común	-0,12	-0,10	0,50
Avoceta	0,54	0,54	0,82
Alcaraván	-0,18	-0,07	0,00
Chorlitejo patinegro	0,26	0,22	0,48
Gaviota cabecinegra	0,30	0,30	--
Gaviota reiodra	0,02	0,03	0,73
Gaviota Patiamarilla	-0,22	-0,22	1,00
Charrancito	-0,43	-0,34	0,78
Charrán común	0,14	0,16	-0,10
Pagaza piconegra	-0,07	0,07	0,38

Tabla 22. Resultados de los coeficientes de correlación obtenidos al relacionar (de izq. a der.) Parque con Charca, Parque con Charca+Saladar y Charca con Saladar

Antes de comenzar a interpretar los datos, conviene señalar que el coeficiente de correlación de la Gaviota patiamarilla, aunque resulta ser igual a la unidad y, por tanto, presenta una correlación positiva máxima, no se debe tener en cuenta, ya que su abundancia en el conjunto de la Charca+Saladar no resulta representativa, porque sólo anidó en 2006 con dos parejas en la Charca y una pareja en el saladar. El coeficiente de correlación de la Gaviota cabecinegra entre la Charca y el Saladar, no se pudo determinar al no existir parejas nidificantes en este último.

Sólo una especie muestra un coeficiente de correlación mayor de 0,5 en los tres conjuntos de datos, la Avoceta común. Su coeficiente de correlación en la Charca con el Saladar, resulta de 0,82. Como se ha descrito en la tabla 21 estos valores se traducen como una “correlación directa”, es decir, cuando la abundancia en el Parque aumente o disminuya, también lo hará en el conjunto Charca+Saladar, como se aprecia en la figura 24:

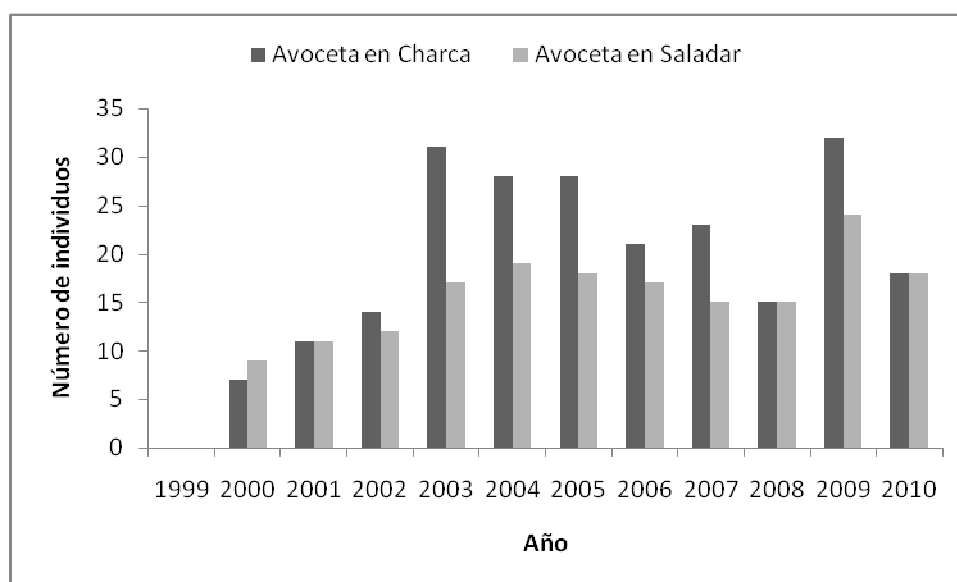


Figura 24. Comparativa de la abundancia total de Avoceta en la Charca con el Saladar

Esto nos puede indicar que los cambios de su abundancia en la charca a lo largo de los años, pueden estar influidos, no sólo por las fluctuaciones de ésta, sino también por cambios en la distribución de sus comunidades en el Parque, es decir, la Charca actúa como una extensión del área de distribución de las Avocetas presentes en el Parque. Este hecho puede deberse a que este limícola, presenta gran flexibilidad en cuanto a métodos de alimentación y un amplio abanico trófico (su largo pico curvado ligeramente hacia arriba, le permite capturar insectos acuáticos, larvas, crustáceos, moluscos, gusanos, alevines y pequeños peces) además de presentar tolerancia a

elevadas salinidades (Hurtado *et al.*, 1997). Para ilustrar gráficamente la línea de tendencia que presentan el número de parejas nidificantes en la Charca con respecto al saladar, se muestra a continuación la figura 25.

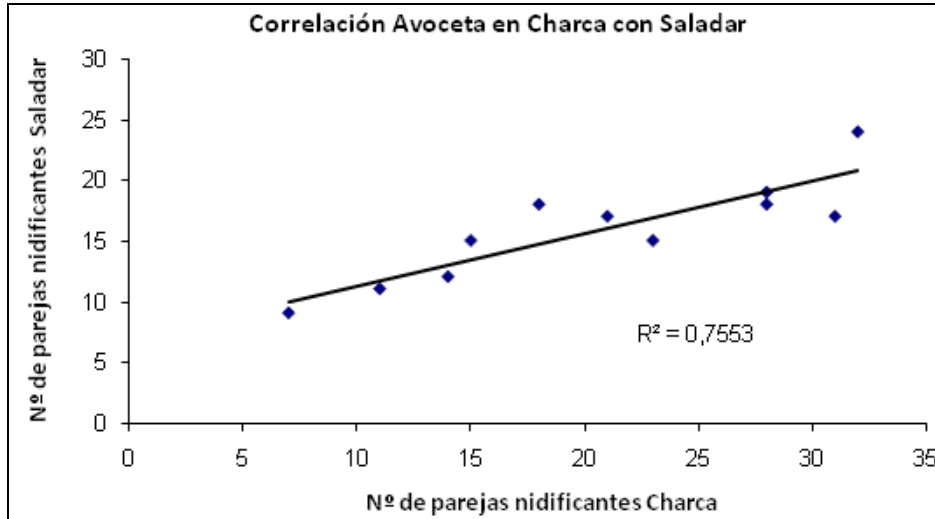


Figura 25. Línea de tendencia mostrada en la correlación de Charca con Saladar para la Avoceta

Una línea de tendencia lineal (como la que aparece dibujada en el gráfico) es una línea recta que se ajusta perfectamente y que se utiliza con conjuntos de datos lineales simples. La línea de tendencia lineal, normalmente muestra que algo aumenta o disminuye a un ritmo constante. Obsérvese el valor de R^2 , cuanto mayor sea, significa que más se ajustan los datos a una línea recta, en este caso $R^2=0,755$ lo cual representa un buen ajuste. Para ver la diferencia que existe entre una especie que presenta correlación como es la avoceta, y una que no guarde correlación entre dos áreas, se muestra el ejemplo del Chorlitejo patinegro en la Charca con respecto al Saladar (figura 26 y figura 27).

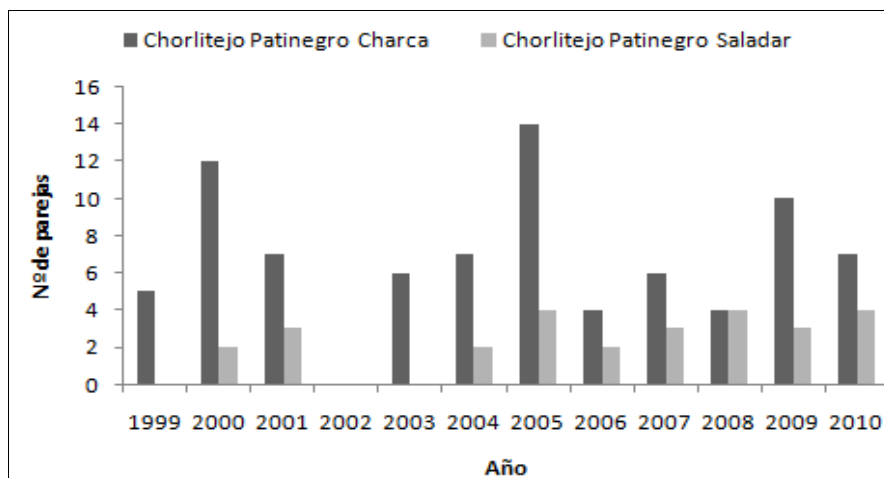


Figura 26. Comparativa de la abundancia total de Chorlitejo patinegro en la Charca con el Saladar

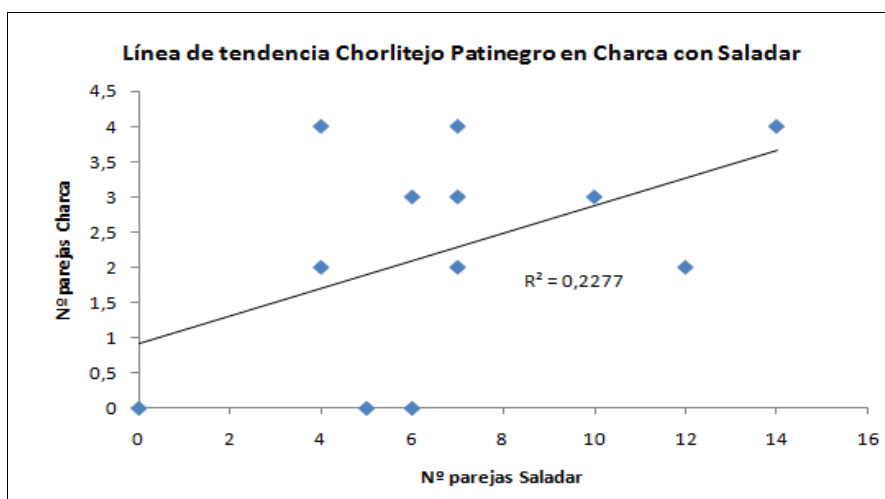


Figura 27. Línea de tendencia mostrada en la correlación de Charca con Saladar para el Chorlitejo patinegro

En la figura 26, se observa como la tendencia de aumento en algunos años en la Charca, no implica un aumento en el número de parejas del Saladar, incluso la presencia en la Charca, no es sinónimo de presencia de parejas en el Saladar. En cuanto a la línea de tendencia, la figura 27, muestra una nube de puntos con una R^2 muy baja que implica un mal ajuste con respecto a una línea de tendencia lineal.

En cuanto a las otras dos especies que presentan un coeficiente de correlación $> 0,5$, la Cigüeñuela común y la Gaviota reidora, la correlación encontrada en la Charca con respecto al Saladar, resulta esperable, ya que el estado ecológico del Saladar, depende directamente de los aportes de agua por percolación de la Charca de “El Coterillo” y, por tanto, depende de las condiciones de ésta. El resto de especies, no presentan un coeficiente de correlación entre el Parque y la Charca o el Parque y la Charca+Saladar, que permita determinar una relación en los cambios de su abundancia.

En la figura 28, se muestra la abundancia de gaviota reidora tanto en la Charca como en el Saladar, salvo en 2002 y 2004, donde la disminución o el aumento de la abundancia en la charca no guardan relación, si presentan correlación significativa, resultando el coeficiente de ésta, de 0,73.

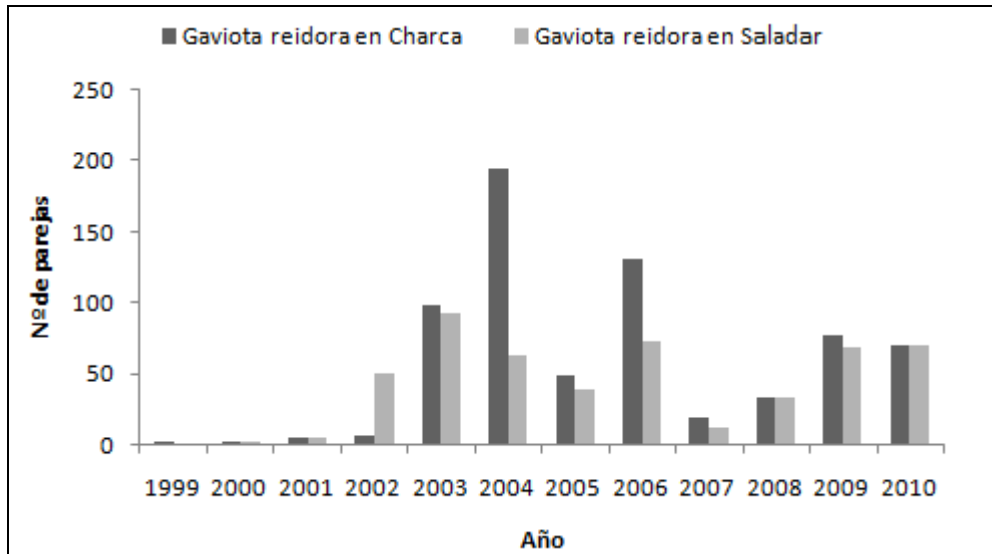


Figura 28. Comparativa de la abundancia total de Gaviota reidora en la Charca con el Saladar

Aunque parece existir una relación lineal positiva entre las abundancias en ambos ámbitos, la línea de tendencia (figura 29) presenta un valor de R^2 bajo (no llega a 0,5) probablemente se deba a la diferencia mostrada en 2002 y 2004.

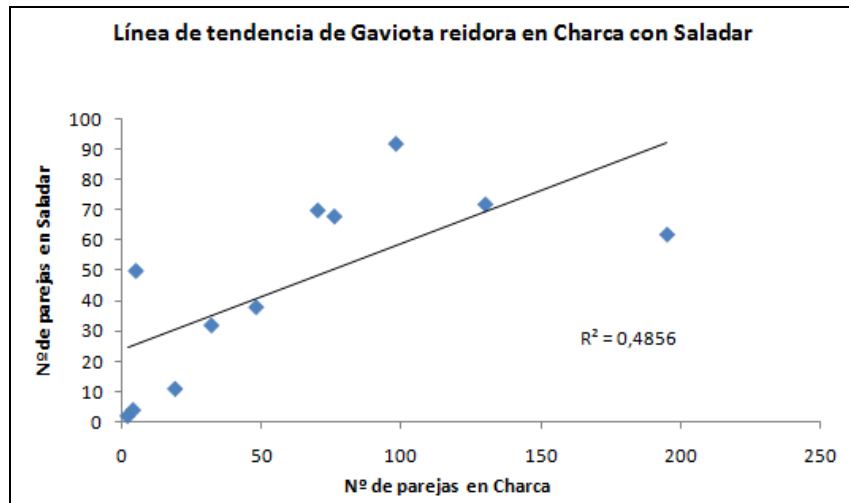


Figura 29. Línea de tendencia mostrada en la correlación de Charca con Saladar para la Gaviota reidora

Por último, se muestra la abundancia en la Charca y el Saladar del Charrancito (figura 30), donde nuevamente se muestra cómo la abundancia en el Saladar, varía conforme aumenta o disminuye la abundancia en la Charca.

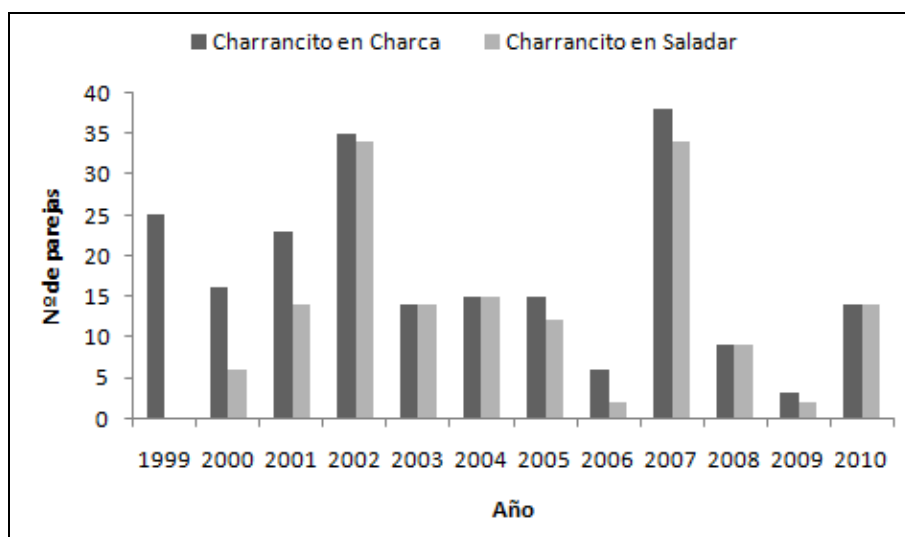


Figura 30. Comparativa de la abundancia total de Charrancito común en la Charca con el Saladar

La línea de tendencia para esta especie (figura 31) muestra la R^2 más elevada de todas las especies analizadas, lo cual significa que la distribución de los datos de abundancia, se ajustan bastante a una línea de tendencia lineal.

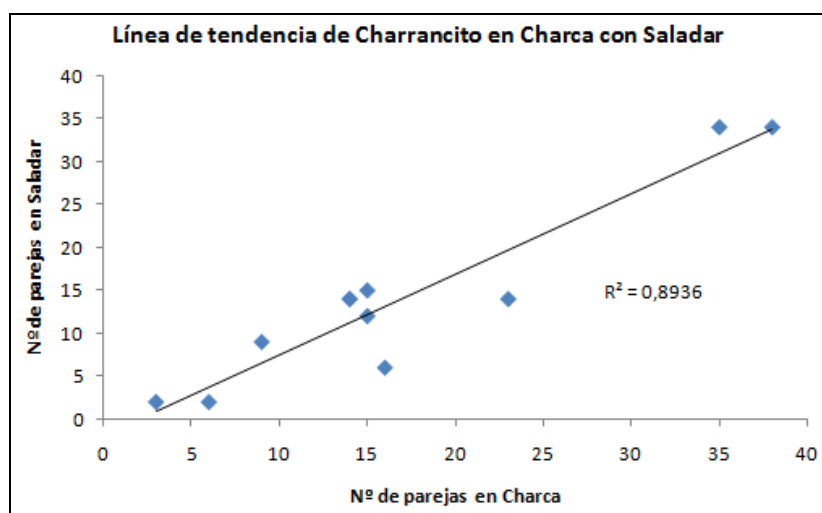


Figura 31. Línea de tendencia mostrada en la correlación de Charca con Saladar para el Charrancito común

Todas las correlaciones positivas encontradas, muestran los siguientes aspectos en común:

- En los primeros años, es donde suelen presentarse el menor número de parejas nidificantes. Estos años corresponden con la maduración de la Charca y la creación de forma natural del Saladar.

- A partir de 2004 y hasta 2007 o 2008, hay una tendencia a la disminución en cuanto al número de parejas reproductoras, salvo para el Charrancito, que presenta el mayor número de parejas en 2007, esto responde probablemente a la disminución en el número de parejas de Gaviota reidora, como se ha mencionado anteriormente.
- Aunque sólo hay una especie cuya población en la charca varía en relación estrecha con el conjunto del Parque Regional (Avoceta), cuatro especies (si se excluye a la Gaviota Patiamarilla) varían de forma acoplada en el sistema Charca+Saladar.

De estas conclusiones, se puede extraer que la charca podría integrar (quizá con otros humedales) una metapoblación (este al menos sería el caso de la Avoceta); a menor escala el saladar sería una subpoblación de la charca, funcionando ambas como un sistema acoplado (para el Charrancito, Gaviota reidora, Cigüeñuela y también la Avoceta). Hoy se habla cada vez más de “metacomunidades”, el equivalente a metapoblación pero considerando varias especies. Sin embargo, hay que considerar que normalmente en un sistema de este tipo hay una matriz desfavorable entre los parches de hábitat (charca, salinas) que albergan a las metapoblaciones o comunidades. En nuestro caso la charca y las salinas prácticamente están juntas, por lo que la colonización de la primera sería muy fácil. Según Bechet (2006) una metapoblación se puede definir como una población compuesta por varias sub-poblaciones interconectadas. La característica principal de metapoblaciones es el equilibrio dinámico entre la extinción y recolonización, a través del proceso de dispersión de subpoblaciones separadas en el espacio. Dos criterios deben cumplirse para evitar el mal uso de la metapoblación:

- i. Las subpoblaciones deben ser lo suficientemente independientes unas de otras para que su probabilidad de extinción, sea independiente del estado de la población o de otros subgrupos de población.
- ii. La dispersión de los individuos entre los diferentes subgrupos de población, debe ser lo suficientemente frecuentes para la recolonización de las subpoblaciones en caso de extinción.

Aparentemente, sólo se cumple el segundo de los criterios de Behchet (2006), por lo que resulta difícil concluir si se puede aplicar el concepto, aunque éste podría ser útil para charcas similares que se encontraran más alejadas de los grandes humedales.

4.2.2.4. *Síntesis final*

La tabla 23 resume la información disponible, obtenida a través de las campañas puntuales de muestreo de datos abióticos y población de Fartet, así como los parámetros que resumen la estructura y valor de conservación de la comunidad de aves (objeto de un seguimiento mucho más regular). En esta tabla, sorprende que para el Fartet (especie para cuya recuperación se creó la charca) sea el componente biótico sobre el que más datos se desconocen.

La discusión de los resultados que se resumen en dicha tabla, han permitido elaborar la tabla 24, en la que se interpretan de forma sintética sólo en algunos años, se puede aportar nuevas celdas. El conocimiento de especies indicadoras y de aquellas especies con abundancia 100% en algunos inviernos y veranos, unido a los datos del cuaderno de campo de Gustavo Ballesteros, nos permite conocer cual podía ser probablemente el nivel de la Charca donde no existen datos reales.

A su vez, se ha podido determinar los gremios que presentan mayor riqueza y abundancia en los distintos años, lo que ha sido crucial para conocer, no solo qué tipo de especies podemos encontrar en la charca, sino también la evolución que ha sufrido a lo largo de los años y entender que pudo ocurrir en cada año en la charca. Gracias a ello, y a falta de un análisis MDS con datos concluyentes, se ha podido establecer unas fases donde la comunidad de aves presenta más o menos homogeneidad. Estas fases, se pueden agrupar en tres periodos más o menos bien diferenciados:

- A. 1999-2002: La riqueza y la abundancia, están dominadas por el gremio de los limícolas y ningún otro gremio domina en este periodo, salvo los lariformes en la invernada 02/03 y sólo en abundancia. Los Índices de Conservación SPEC y LRAE, muestran los valores muy elevados, aunque los picos máximos aparecerán posteriormente.
- B. 2003-2007: Los limícolas dejan de ser el gremio dominante en la mayor parte del periodo en lo que respecta a abundancia, a favor de lariformes y de anátidas. Aunque la riqueza de este gremio continúa siendo en casi

todos los años mayor que la del resto (salvo verano de 2006), ya se puede hablar de un retroceso de los limícolas y de alternancia en la dominancia de otros gremios (lariformes y anátidas). Por lo que se concluye que los gremios especialistas, están dando paso a gremios oportunistas o generalistas.

- C. 2008-2010: Los limícolas dejan de dominar en abundancia, su riqueza también disminuye, aunque como también lo hace la riqueza global, se observa codominancia de limícolas con ardeidas y lariformes en 2008 y 2009 respectivamente.

	1995/1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
TEMPERATURA (°C)	25,36								23,25			25,9
pH	7,95								4,88			6,75
PROFUNDIDAD MEDIA (cm)	27,93								23,67			35,89
SALINIDAD MEDIA (g/l)	22,87				¿¿??				58,42	¿¿??		49,33
NITRITO (mg/l)	0,002								0,0125			0,00001
NITRATO (mg/l)	2,45								<0,2			0,00003
AMONIO (mg/l)	0,04								<0,06			0,00108
FOSFATO (mg/l)	0,08								<0,2			0,00018
CAPTURAS FARTET	¿¿??				¿¿??				993	¿¿??		1161
RIQUEZA DE ESPECIES AVES (INV)	25	18	24	28	17	22	16	20	9	12	12	¿¿??
RIQUEZA DE ESPECIES AVES (VER)	23	26	29	20	24	23	17	9	20	19	15	8
INDICE SPEC (INV)	9,08	9,33	12,93	15,58	14,22	16,33	11,42	9,33	3,27	9,24	11,77	¿¿??
INDICE LRAE (INV)	11,93	10,30	15,52	8,52	14,53	10,89	9,13	3,25	8,43	8,90	6,27	16,30
INDICE SPEC (VER)	11,93	10,30	15,52	8,52	14,53	10,89	9,13	3,25	8,43	8,90	6,27	16,30
INDICE LRAE (VER)	11,00	10,40	14,80	18,11	13,86	18,34	13,16	13,52	5,92	12,37	17,93	¿¿??
ABD. TOTAL PAREJAS REPRODUCTORAS	48	68	84	156	288	423	219	278	177	127	237	225
RIQ. ESPECIES PAREJAS REPRODUCTORAS	7	7	6	5	6	9	7	8	7	6	8	6

Tabla 23. Resumen de los datos medios de parámetros abióticos y bióticos, en aquellos años en los que se conocen

Los datos de los parámetros fisicoquímicos de 1995, comparten columna con 1999, con el objetivo de tener una idea de cómo era la situación inicial en la charca.

	95/99	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10
Nivel Charca INV	Muy alto	Muy alto	Muy bajo				Muy bajo	Muy alto	Muy bajo	Muy alto		
Nivel Charca VER	Al mínimo	Bajo		Muy alto				Muy alto	Muy bajo			
Esp. Indicadoras INV						Gaviota reidora						
Esp. Indicadoras VER		Chorlito gris		Archibebe oscuro		Gaviota reidora		Gaviota cabecinegra				
Esp. ABD 100% INV	Garceta grande Ostrero Chorlito chico Avefría Correlimos tridáctilo			Cerceta común Correlimos zarapitín Combatiente Zarapito real Gaviota Audouin Pagaza piquirroja Pagaza piconegra			Agachadiza común			Gallineta común		
Esp. ABD 100% VER			Garcilla bueyera Cigüeña blanca				Gaviota Audouin Gaviota sombría			Ánade azulón Gallineta común		
Gremio >%ABD INV	LIM	LIM	LIM	LAR	LAR	LAR	LIM	LAR	ANA	LAR	LAR/ANA	
Gremio >%ABD VER	LIM	LIM	LIM	LIM	LAR	LAR	LAR	LAR	LIM	LAR	LAR	LAR
Grem >RIQ INV	LIM	LIM	LIM	LIM	LIM	LIM	LIM	LIM	LIM	ARD	LIM	LIM
Grem >RIQ VER	LIM	LIM	LIM	LIM	LIM	LIM	LIM	LAR	LIM	LIM	LIM/LAR	LIM
Periodos probables	A: Dominancia de Especialistas					B: Periodo de transición a Generalistas				C. Dominancia de Generalistas		

Tabla 24. Síntesis final elaborada con los resultados y conclusiones obtenidas tras la discusión de los censos totales de aves

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE MANEJO

5.1. Conclusiones

1. En relación con los **parámetros fisicoquímicos**, la charca de “El Coterillo” muestra una cierta mejora en 2010 con respecto a los resultados obtenidos por Farinós *et al.* (2007), en características limnológicas consideradas por dichos autores como indicadoras de deterioro (pérdida de profundidad, acidificación e incremento de la salinidad). La mayor profundidad, pH más neutral y menor salinidad pueden interpretarse como un rejuvenecimiento del sistema.
2. En cuanto a los **índices estructurales y de conservación** de la comunidad de aves acuáticas, muestran una tendencia al descenso desde el inicio de los muestreos, especialmente la riqueza y la abundancia. Sin embargo, en la invernada 09/10 y en el verano de 2010, los índices SPEC y LRAE aumentan gracias a la aparición de especies con alto valor de conservación, como la Gaviota de Audouin en verano o el Anade rabudo, el Flamenco, el Archibebe común y la Gaviota picofina en invierno, que podría representar una respuesta retardada de las aves a la mejora de las condiciones limnológicas con respecto a 2007.
3. El análisis de los censos totales de la comunidad de aves permite identificar unas **fases temporales** dentro de la tendencia a la disminución progresiva de la riqueza y a la desaparición de especies especialistas como algunos limícolas, ardeidas y lariformes de la familia *Sternidae*, en favor de oportunistas como lariformes de la familia *Laridae* y algunas anátidas. Estas fases corresponderían a tres conjuntos de años: 1999-2002, abundancia de especialistas; 2003-2007, transición de especialistas a generalistas; 2007-2010, dominancia de generalistas.
4. La tendencia descrita en los censos totales, no se manifiesta en la comunidad **nidificante** en la charca. Este hecho y la falta de correlación entre el Parque y el conjunto Charca+Saladar para la mayoría de especies, sugiere que la comunidad nidificante en la Charca salinera de “El Coterillo”

responde principalmente a los cambios ecológicos locales y no refleja las principales tendencias del complejo de humedales de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.

5. A falta de un seguimiento más continuado de la **población de Fartet**, de acuerdo con su abundancia o densidad, muestra aparentemente un buen estado de conservación, ya constatado por Farinós *et al.* (2007). No obstante, se han observado dos cambios con respecto al anterior muestreo de esta especie.
 - i. En primer lugar, la distribución del Fartet en la Charca ha cambiado, pasando de concentrarse en 2007 la mayor parte de su población en el Canal, a situarse en 2010 en la cubeta. Este cambio ha podido deberse principalmente a una mejora en los parámetros fisicoquímicos de la Charca, especialmente de pH y probablemente de oxígeno disuelto, aunque no ha podido ser demostrado.
 - ii. En segundo lugar, la ausencia de mortandad en las capturas, también indica una mejoría en el hábitat y por tanto unas condiciones menos extremas para la existencia del Fartet en la Charca.

5.2. Recomendaciones de manejo

La variación en los requerimientos de hábitat de las distintas especies y gremios de aves acuáticas presentes en El Coterillo, sugiere que la gestión debe basarse en los conocimientos específicos acerca de las comunidades de aves acuáticas. Se debe entender la dinámica estacional de estas aves, para de este modo, satisfacer las necesidades particulares de reproducción, parada migratoria, invernada, etc. (Isola *et al.*, 2002). Sin embargo, debido a que las distintas especies de aves acuáticas tienen diferentes, incluso contradictorios, requerimientos de hábitat, las medidas de gestión podrían tener efectos muy variados entre las distintas especies y grupos. En consecuencia, la gestión de humedales óptima en el caso de las aves, proviene de evaluar las prioridades y los compromisos entre las diferentes especies y gremios de interés para la conservación

(Stralberg *et al.*, 2009). No obstante, la reducción de determinados impactos, junto con la aplicación de medidas orientadas a la conservación de unas condiciones más o menos estables o, al menos, dentro de un manejo que permita un cierto control en la charca, unido a un seguimiento continuado de los valores ecológicos de la misma, resultaría positivo en todos los aspectos. Las fluctuaciones aparentes que experimenta la charca (o el sistema charca+saladar) pueden guardar relación con muchos factores, pero sobre todo denotan un sistema menos manejado o controlado por el hombre que el conjunto de las salinas; además por la menor superficie, la charca siempre tiene menor capacidad de amortiguar los cambios; pero una cosa son las fluctuaciones interanuales, que se reflejan bien en los últimos años, y otra las tendencias generales, como es la sustitución de *Sternidae* por *Laridae*. Se debe tener en cuenta que las fluctuaciones de corto plazo, no son necesariamente negativas, incluso pueden ser favorables para algunas especies, pero si a medio plazo el sistema se degrada (por excesivo aporte de nutrientes, sedimentación...), entonces pueden ocurrir cambios no deseables.

En primer lugar, sería recomendable incluir la Charca en el circuito salinero. Existe una propuesta en este sentido realizada en noviembre de 2010 por la Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad, que cuenta con el visto bueno de Salinera Española, S.A. De este modo se evitaría que el efluente procedente del Centro de Recursos Marinos, fuese vertido directamente al Canal, que aunque actúa como filtro natural, no resulta eficaz si la concentración de nutrientes es demasiado elevada, como se constata al comparar la evolución de los registros de determinados parámetros tomados por Velasco *et al.* (1995) y Farinós *et al.* (2007). Este problema, podría solucionarse con una simple canalización donde se desviase el efluente del Centro de Recursos Marinos y se incluyese la Charca en el circuito salinero.

Se desconoce la naturaleza exacta del efluente del Centro de Recursos Marinos, por ello no se aconseja el vertido directo al Mar, pero sí se podría regular la comunicación de la Charca con el Canal mediante compuertas, de modo que el Canal siguiese actuando como filtro natural antes de verter su contenido a la Charca o al mar o bien, comunicar el efluente directamente con una EDAR), de no hacerse, se deberían implantar otras medidas más costosas y que causarían un mayor impacto sobre la fauna, como por ejemplo una retirada periódica de macroalgas.

Un posible inconveniente de la inclusión de la charca (como almacenadora) en el circuito de las salinas, sería supeditar su manejo a las necesidades de la explotación salinera. Otra alternativa a la conexión con las salinas, sería que la charca se alimentara

directamente de agua marina, aunque esto supondría un coste adicional de establecimiento de una conducción y bombeo. En caso de que se realizara dicha inclusión, podría negociarse elaborar un plan de manejo específico para la charca, consensuando las necesidades de conservación y explotación. El plan podría contemplar una fase inicial de manejo experimental que permitiera conocer el régimen de manejo hídrico idóneo. Podrían evaluarse opciones como desecaciones parciales o descensos programados del nivel del agua en determinados periodos (fuera de la época reproductora), que pueden favorecer la alimentación de algunos grupos de aves acuáticas (Walmsley y Moser, 1981; Rehfishch, 1994).

En segundo lugar, con respecto al Fartet, resulta especialmente llamativo que, al margen de los datos tomados por Farinós *et al.* (2007) y del muestreo realizado en 2010 para este Proyecto, no existan más datos sobre esta especie tan amenazada del Levante y Sur de la Península Ibérica. Por ello, aunque la especie se encuentra aparentemente en buen estado de conservación (al menos en lo que ha densidad de población se refiere), sería conveniente determinar, dónde se sitúan los umbrales de tolerancia (salinidad, pH, etc) con el objetivo de poder predecir (y en última instancia poder evitar) un receso poblacional, si las condiciones del medio se volviesen más extremas.

Por último, sería conveniente que, unido a los censos de aves, se realice un seguimiento detallado, no sólo de las propias especies de avifauna sino de los parámetros fisicoquímicos del agua. En esta línea, es un hecho que en la Charca está aumentando la abundancia de lariformes y especialmente, puede resultar preocupante el incremento de la población de Gaviota patiamarilla, no solo como depredador potencial, sino también por sus hábitos alimenticios en vertederos, lo que puede provocar que se convierta en un vector de agentes patógenos (como se citó cuando se describió a este ave como indicadora de la invernada 08/09). Por este motivo, se debería hacer un seguimiento especial de esta especie en la charca, con la única finalidad, de prevenir eventos futuros no deseados.



6. BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz C. & García-Berthou, E. 2007. Food of an endangered cyprinodont (*Aphanius iberus*): ontogenic diet shift and prey electivity. *Environmental Biology of Fishes*, 78:193–207.
- Amezaga, J. M., Santamaría, L., y Green, A. J. 2002. Biotic wetland connectivity supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica*, 23, 213–222.
- Baker, M.C. 1974. Foraging Behavior of black-Bellied Plovers (*Pluvialis squatarola*). *Ecology*, 55: 162-167.
- Baker, M.C. 1979. Morphological correlates of habitat selection in a community of shorebirds (Charadriiformes). *Oikos*, 33:121–126.
- Balkiz, O. 2006. *Dynamique de la métapopulation de Flamants roses en Méditerranée: implications pour la conservation*. These, Universite Montpellier II. Sciences & Techniques du Languedoc.
- Ballesteros, G.A., García, M. 2007. *Análisis de la evolución de las aves acuáticas en la Región de Murcia (2004-2007)*. Directrices de Conservación. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio. (Informe inédito).
- Batty, L. 1992. The wader community of a saline and an intertidal site on the Ria Formosa, Portugal. *Wader Study Group Bulletin*, 54, 9–10.
- Beeton, A.M., W.T. Edmondson, 1969. The Eutrophication problem. *J. Fish. Res. Bd. Canada*. 29, 673.
- Bigas, D. & Vidal, F. 2002. *Censos d'ocells nidificantes al delta de 'Ebre*. Informe inédito. Parc Natural Delta de l'Ebre. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- BirdLife International. 2004. Birds in Europe. *Population Estimates, Trends and Conservation Status*. *Birdlife Conservation Series*, 12. Cambridge.
- Bolduc, F. & A.D. Afton, 2004. Relationships between wintering waterbirds and invertebrates, sediments and hydrology of coastal marsh ponds. *Waterbirds* 27:333–341.
- Bosch, M, D. Oro, X. Ruiz, 1994. Dependence of yellow-legged gulls (*Larus cachinnans*) on food from human activity in two Western Mediterranean colonies. *Avocetta* 18: 135-326 139.
- Bradford, D. F., Franson, S. E., Neale, A. C., Heggem, D. T., Miller, G. R., y Canterbury, G. E. 1998. Bird species assemblages as indicators of biological integrity in Great Basin rangeland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 49, 1–22.
- Bridgham, S.D., C.A. Jhonston, J.P. Schubauer-Berigan, and P. Weishampel, 2001. Phosphorous sorption dynamics in soils and coupling with surface and pore water in reverine wetlands. *Soil Science Society of America Journal*. 65:577-588.
- Burger, J & M. Gochfeld, 1996. Family *Laridae* (gulls). Handbook of the birds of the world. Lynx Editions, Barcelona 3: 572-623.
- Buzun, V.A., & R. Mierauskas, 1987. Behaviour of the Mediterranean Gull (*Larus melanocephalus*) Tem in the period of colony formation and at early stages of breeding]. *Byull. Mosk. Obshch. Ispyt. Prir. Otd Biol.* 92 (3): 27-36.

- Caraco, T.C., C. Barkan, J.L. Beacham, L. Brisbin, S. Lima, A. Mohan, J.A. Newman, w. Webb, M.L. Withiam, 1989. Dominance and social foraging: a laboratory study. *Animal Behaviour*. 38: 41-58.
- Carmona, R., & Danemann, G. 1998. Spatiotemporal distribution of birds at the Guerrero Negro saltworks, Baja California sur, Mexico. *Ciencias Marinas*, 24, 389–408.
- Castro, H., Carrique, E. L., Rescia, A., Aguilera, P. A., Schmitz, M. F., & Pineda, F. D. 2000. Pattern diversity of phenomorphotrophic traits. Methodological approach on the bird assemblage of a Mediterranean salt pan. *Journal of Mediterranean Ecology*, 1: 101-118.
- Cervantes-Carrillo, F., J. Pérez, J. Gómez, 2000. Avances en la Eliminación Biológica del Nitrógeno de las Aguas Residuales. *Rev. Latinoamericana de Microb.* 42:73-82.
- Chen, C. C., J. B. DIXON, AND F. T. TURNER. 1990. Iron coatings on rice roots: Mineralogy and quantity influencing factors. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 635-639.
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley, 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.*
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Clymo, R.S. 1983. Peat. In: gore A.J. (ed), *Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor*. Elsevier, New York, pp. 159-224.
- Collazo, J. A., Harrington, B. A., Grear, J. S., & Colon, J. A. 1995. Abundance on distribution of shorebirds at the Cabo Rojo salt flats, Puerto Rico. *Journal of Field Ornithology*, 66: 424–438.
- Colwell, M.A. & O.W. Taft, 2000. Waterbird communities in managed wetlands of varying water depth. *Waterbirds*. 23, 1: 45-55.
- Connors, P. G., B. J. MCCARRERY, J. L. MARON. 1993. Speciation in golden-plovers (*Pluvialis dominica* and *P. Fulva*): Evidence from the breeding grounds. *Auk* 110 : 9-20.
- Cordero, R.D., J. Efraín Ruiz, Edgar F. Vargas, 2005. Determinación espacio-temporal de la concentración de fósforo total. *Revista Colombiana de Química*. 2: 74-87.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. (Eds) 1977. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. I*. Oxford University Press. Oxford.
- Cramp, s. (Ed.), 1988. *Hand-book of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic, Vol. V*. Oxford university Press. Oxford.
- Curtis D.J. & Thompson, D .B .A. 1985. Spacing and for probably still does. aging behaviour of Black-headed Gulls *Larus ridibundus* in an estuary. *Ornis Scandinavica*. 16 : 245-252.
- D'Angelo, E.M., K.R. Reddy, 1999. Regulators of heterotrophic microbial potentials in wetland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 812-830.
- Davidson, N.C. & P.R. Evans, 1986. The role and potential of man-made and man-modified wetlands in the enhancement of the survival of overwintering shorebirds. *Colonial Waterbirds* 9:176–188
- Davis, C.A., L.M. Smith, 1998. Ecology and management of migrant shorebirds in the Playa Lakes region of Texas. *Wildlife Monographs*, 140:1–45.

- Dillon, P. J., F.H. Rigler, 1974. The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19, 767.
- Dufrene, M. & P. Legendre, 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Edmonson, W. T. 1970. Phosphorus, nitrogen, and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science*, 169:373.
- Edwards, A. L. "The Correlation Coefficient." Ch. 4 in An Introduction to Linear Regression and Correlation. 1976 .San Francisco, CA: W. H. Freeman: 33-46.
- Elphick, C.S. 2000. Functional equivalency between rice fields and seminatural wetland habitats. *Conservation Biology*, 14:181–191
- Elphick, C.S., L.W. Oring, 1998. Winter management of Californian rice fields for waterbirds. *Journal of Applied Ecology*, 35:95–108.
- Erwin RM, Beck RA. 2007. Restoration of waterbird habitats in Chesapeake Bay: great expectations or Sisyphus revisited. *Waterbirds*, 30: 163–176.
- Euliss, N.H. Jr., L.M. Smith, D.A. Wilcox, 2008. Linking ecosystem processes with wetland management goals: charting a course for a sustainable future. *Wetlands* 28:553–562.
- Euliss, N.H. Jr., R.L. Jarvis, D.S. Gilmer, 1989. Carbonate deposition on tail feathers of Ruddy Ducks using evaporation ponds. *Condor*, 99:803–806.
- Eullis, N.H. & G. Grodhaus, 1984. Management of migges and other invertebrates for waterfowl wintering in California, Calif, *Fish and Game*. 73(4): 238-323.
- Evangelopoulos, A., D. Koutsoubas, A. Basset, M. Pinna, C. Dimitriadis, F. Sangiorgio, E. Barbone, M. Maidanou, P. Koulouri & C. Dounas, 2008. Spatial and seasonal variability of the macrobenthic fauna in Mediterranean solar saltworks ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 118 - 134.
- Farinós, P. & F. Robledano. 2007. *Evaluación del estado ecológico de la Charca de experimentación e interpretación "El Coterillo" en el Parque Regional de Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar*. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio. Comunidad Autónoma de Murcia (Informe inédito).
- Fernández-Delgado, C., J. Hernando, M. Herrera, M. Bellido. 1988. Age, growth and reproduction of *Aphanius iberus* (Cuv. & Val., 1846) in the lower reaches of the Guadalquivir river (south-west Spain). *Freshwater Biology* 20: 227-234.
- Forel, F. A. 1969. Introduction à l'étude de la faune profonde du Lac Léman. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.* 10, 217.
- Fredrickson, L.H., F.A. Reid, 1986. Wetland and riparian habitats: a nongame management overview. In: Hale JB, Best LB, Clawson RL (eds) *Management of nongame wildlife in the Midwest: A developing art*. *North Central Section of the Wildlife Society*, Chelsea, pp 59–96.

- Frost, J.W., Schleicher, T. & Craft, C. 2009. Effects of nitrogen and phosphorus additions on primary production and invertebrate densities in a Georgia (USA) tidal freshwater marsh. *Wetlands* 29:196–203.
- García-Berthou, E. & R. Moreno-Amich. 1999. *Ecología y Conservación del Fartet (Lebias ibera) en las Marismas del Ampurdán (Cataluña)*. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc*. Monografía. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Gawlik, D.E. 2002. The effects of prey availability on the numerical response of wading birds. *Ecological Monography* 72:329–346.
- González-Félix M. L. & M. Pérez-Velázquez. 2006. Un Panorama de los Presupuestos de Nitrógeno para Cultivo de Camarón. Avances en Nutrición Acuícola VIII. VIII Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. 15-17.
- Gordon, D.H., B.T. Gray, R.M Kaminski, 1998. Dabbling duck-habitat associations during winter in coastal South Carolina. *Journal of Wildlife Management* 62:569–580.
- Goutner, V. 1994. The Diet of Mediterranean Gull (*Larus melanocephalus*) Chicks at Fledging. *J. Orn.* 135: 193-201.
- Granado-Lorencio, C. (Ed). 1997. *Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica*. Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática. EMASESA. Sevilla.
- Guillemain, M., H. Fritz, 2002. Temporal variation in feeding tactics: exploring the role of competition and predators in wintering dabbling ducks. *Wildlife Biology*, 8:81–90.
- Hagemeyer E.J. & Blair, J.M. (Eds.). 1997. *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & AD Poyser. Londres.
- Hammer, D.A. 1997. *Creating freshwater wetlands*, 2nd edn. Lewis, Boca Ratón.
- Hannam, K.M., L.W. Oring, M.P. Herzog, 2003. Impacts of salinity on growth and behavior of American Avocet chicks. *Waterbirds* 26:119–125.
- Hayman, P., J. Marchant, T. Prater. 1986. *Shorebirds: an identification guide to the waders of the world*. Houghton Mifflin Company, Boston, Mass.
- Hervías E., I. Mayo, J. Díaz, L. J. Chitimia, C. Ortiz, M. R. Martínez-Carrasco, M. R. Ruiz de Ybáñez. (en revisión). Parasites of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis michahellis*) from south west mediterranean coast, Spain.
- Holm, T.E. 2002. Habitat use and activity patterns of Mute Swans at a molting and a wintering site in Denmark. *Waterbirds*, 25:183–191.
- Holm, T.E., P. Clausen, 2006. Effects of water level management on autumn staging waterbird and macrophyte diversity in three Danish coastal lagoons. *Biodiversity and Conservation* 15:4399–4423.
- Hoover, J.P. 2009. Effects of hydrologic restoration on birds breeding in forested wetlands. *Wetlands* 29:563–573.
- Howe, R.W., Regal, R. R., Niemi, G. J., Danz, N. P., & Hanowski, J. M. 2007. A probability-based indicator of ecological condition. *Ecological Indicators*, 7, 793–806.

- Isola, C.R., M.A. Colwell, O.W. Taft, R.J. Safran, 2002. Interspecific differences in habitat use of shorebirds and waterfowl foraging in managed wetlands of California's San Joaquin Valley. *Waterbirds* 25:196–203.
- Johnson, A. 1983. *Etho-écologie du flamant rose (Phoenicopterus ruber roseus Pailas) en Camargue et dans l'Ouest. Paléatlque*. Thèse Université Paul Sabatier, Toulouse.
- Kaminski, R.M. & Prince, H.H. 1981. Dabbling duck and aquatic macroinvertebrate responses to manipulated wetland habitat. *Journal of Wildlife Management* 45:1–15.
- Knobelsdorf, M. 2005. *Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP*. Tesis doctoral. Univ. Politécnica de Catalunya. España.
- Kruskal, J. B. 1964. Nonmetric Multidimensional Scaling: A Numerical Method. *Psychometrika*, 2: 115-129.
- Limsuwan, Ch. 2005. Cultivo intensivo del Camaron Blanco (Resumen de visitas y conferencias a camaroneras del Perú en Noviembre 2005). *Boletín Nicovita* Camarón de mar.
- Lopes, R. J., T. Múrias, J. A. Cabral & J. C. Marques, 2005. A Ten Year Study of Variation, Trends and Seasonality of a Shorebird Community in the Mondego Estuary, Portugal. *Waterbirds* 28: 8-18.
- Lurz, P. W. W. W., Shirley, M. D. F., Rushton, S. P., & Sanderson, R. A. 2002. Modelling the consequences of duck migration patterns on the genetic diversity of aquatic organisms: A first step towards a predictive tool for wetland management. *Acta Oecologica*, 23, 205–212
- Ma, Z., Y. Cai, B. Li, B. & J. Chen, 2010. Managing Wetland Habitats for Waterbirds: An International Perspective. *Wetlands* 30: 15–27.
- Madroño, A., C. González, & J. C. Atienza, 2004. *Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/Birdlife*. Madrid.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega.
- Martí, R. & Del Moral, J.C. (Eds.) 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología*. Madrid.
- Martin, A. P., & Randall, R. M. 1987. Numbers of waterbirds at a commercial saltpan, and suggestions for management. *South African Journal of Wildlife Research*, 17: 75–81.
- Martínez, R., Ortuño, A., Villalba, J., López, J. M., Cortés, 1996. *Atlas de las aves del norte de Murcia (Jumilla-Yecla)*. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de Murcia. Excmo. Ayuntamiento de Jumilla y Excmo. Ayuntamiento de Yecla. Jumilla-Yecla. Murcia.
- Martínez-Abraín, A. & Dolz, R. 1988. Avance de los primeros resultados del primer censo exhaustivo de aves marinas nidificantes en el litoral de la Comunidad Valenciana. En, C. López-Jurado (Ed.): *Aves Marinas, GIAM Formentera*, 99 119-126.
- Mas, J. 1981. Notas sobre la situación actual de localidades de ciprinodóntidos y familias afines en el levante de la Península Ibérica. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 6: 215-221.
- Masero, J. A. 2003. Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: Salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds. *Biodiversity and conservation* 12: 1157-1173

- Masero, J.A., A. Pérez-Hurtado, M. Castro, G.M. Arroyo, 2000. Complementary use of intertidal mudflats and adjacent salinas by foraging waders. *Ardea* 88:177–191.
- Masero, J.A., Pérez-Hurtado, A., Castro, M., Arroyo, G.M. 1999. Complementary use of intertidal mudflats and adjacent Salinas by foraging waders. *Ardea* 88:177–191.
- Mason, D.B. 2000. Estimating Fish Populations by Removal Methods with Minnow Traps in Southeast Alaska Streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 20:923-930.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data. Versión 4.20*. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- McGraw, J. K., G.E. Hill, R. Stradi, R.S. Parker, *La influencia de los carotenoides, adquisición y utilización en el mantenimiento de la pigmentación del plumaje típico de la especie en machos de goldfinches americanos (Carduelis tristis) y Northern cardinals (Cardinalis cardinalis)*. Department of Biological Sciences, 331 Funchess Hall, Auburn University, Auburn, Alabama.
- Myers, J P., S.L. William, F.A. Pitelka, 1980. An experimental analysis of prey availability for sanderlings (Aves: Scolopacidae) feeding on sandy beach crustaceans. *Can. J. Zool.* 58: 1564-1574
- Myers, J. P., Morrison, R. G., Antas, P. Z., Harrington, B. A., Lovejoy, T. E., & Salaberry, M. 1987. Conservation strategy for migratory species. *American Scientist*, 75, 18–26.
- Nakamura K, Tockner K, Amano K. 2006. River and wetland restoration: lessons from Japan. *Bioscience*, 56:419–429.
- Navarro, J. D. & F. Robledano, 1995. *La Cerceta Pardilla (Marmaronetta angustirostris) en España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.
- Nielsen S.L., K. Sand-Jensen, J. Borum, O. Geertz-Hansen. 2002. Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries Coasts* 25:1025–1032.
- Nolet, B.A., R.V. Bevan, M. Klaassen, O. Langevoord, Y.G.J.T. Van Der Heijden, 2002. Habitat switching by Bewick's swans: maximization of average long-term energy gain. *Journal of Animal Ecology* 71:979–993 .
- Noval, A. & X. Cotés, 2000. *Numenius arquata*. En, F. Álvarez-Balbuena, A. Vigil, C. M. Álvarez Laó, M. E. Carballal, E. García Sánchez, & J. A. García Cañal (Corrds): *Aves y escasas en Asturias*, pp. 64. Coordinadora Ornotológica d' Asturias. Gijón.
- Noval, A. 2000. *Guía de las Aves de Asturias*. 3ª edición. Alfredo Noval Editor. Gijón.
- Ntiamoa-Baidu, Y., T. Piersma, P. Wiersma, M. Poot, P. Battley, C. Gordon, 1998. Water depth selection, daily feeding routines and diets of waterbirds in coastal lagoons in Ghana. *Ibis*, 140:89–103.
- Oliva-Paterna, F. J. & M. Torralva, 2008. *El fartet en la Región de Murcia: biología y conservación*. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio. Murcia.
- Oliva-Paterna, F.J. 2006. *Biología y Conservación de Aphanius iberus (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Murcia.

- Oliva-Paterna, F.J., Andreu-Soler, A., Miñano, P.A., Verdiel-Cubedo, D., Caballero, A., Egea, A., De Maya, J.A., Ruíz-Navarro, A. & Torralva, M. Ictiofauna de zonas someras del Mar Menor (SE Península Ibérica): Especies con presencia de alevines y juveniles. *Anales de Biología*, 25: 206-208.
- Olmos, F. & Boulhosa. 2000. A meeting of opportunists: birds and other visitors to *Mabea fistulifera* (*Euphorbiacear*) inflorescences. *Arajuba* 8: 93-98
- Oltra, R. & R. Todolí, 2000. Reproduction of the endangered killifish *Aphanius iberus* at different salinities. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 113-115.
- Oro, D. & Martínez Vivalta, A. 1994. Factors affecting kleptoparasitism and predation rates of Audouin's Gull *Larus audouinii* by the Yello-legged Gull *Larus cachinnans* at the Ebro Delta. *Colonial Waterbirds*, 17: 35-41.
- Oro, D. 1996. Are migrating Peregrine Falcons *Falco peregrinus* a threat to breeding Audouin's Gull *Larus audouinii* at the Ebro Delta. *Colonial Waterbirds*, 19: 270-272.
- Oro, D., A. De León, E. R.W. Minguez-Furness, 2005. Estimating predation on breeding European storm-petrels (*Hydrobates pelagicus*) by yellow-legged gulls (*Larus michahellis*). *J Zool, Lond* 265:421–429.
- Oro, D., Jover, L. & Ruiz, X. 1996. Influence of trawling activity on the breeding ecology of a threatened seabird, Audouin's Gull *Larus audouinii*. *Marine Ecology Progress Series*, 139: 19-29.
- Paquet, J. Y., X. Vandevyvre, L. Delahaye & J. Rondeux. 2006. Bird assemblages in a mixed Woodland-farmland landscape: The conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. *Forest Ecology and Management*, 227: 59-70.
- Paracuellos, M., J.R. Fernandez-Cardenete, F. Robledano, 2007. Ecología y Conservación de los Humedales Litorales y sus aves en el Sudeste Ibérico. En: Barea-Azcón, J., Travesí, R., Moleón, M., Ballesteros, E., Luzón, J.M. & Tierno, J.M. (Eds.). *Biodiversidad y conservación de fauna y flora en ambientes mediterráneos*. Sociedad Granatense de Historia Natural, Granada: 483-541.
- Paterson, A.M. 1997. *Las Aves Marinas de España y Portugal*. Lynx Edicions. Barcelona.
- Pérez Hurtado, A., F., Hortas, G. Muñoz Arroyo, J.A. Masero, 1997. *Utilización de salinas y cultivos piscícolas por limícolas*. Pp. 141-156, en: Barbosa A. (coord.). *Las aves limícolas en España*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Pettigrew, J. D., B.J. Frost. 2005. A tactile fovea in the Scolopacidae. *Brain Behav. Evol.* 26: 185-195.
- Pickering, S. P., & L. Duverge, 1992. The influence of visual stimuli provided by mirrors on the marching displays of lesser flamingos, *Phoeniconais minor*. *Animal Behaviour*, 43: 1048-1050.
- Pons, P., B. Lambert, E. Rigolot & R. Prodon. 2003. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1843-1860.
- Powell, G.V.N. 1987. Habitat use by wading birds in a subtropical estuary: implications of hydrography. *The Auk* 104:740–749.
- Poysa, H. 1983. Resource utilization pattern and guild structure in a waterfowl community. *Oikos* 40:295–307.

- Purdue, J.R., H. Haines, 1977. Salt water tolerance and water turnover in the snowy plover. *The Auk* 94:248–255.
- Purroy, F.J., (Coord) 1997. Atlas de Aves de España (1975-1995). SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- Ramos R., L. Vinatea & R. da Costa, 2008. Tratamiento de efluentes del cultivo de *Litopenaeus vannamei* por sedimentación y filtración por la ostra *Crassostrea rhizophorae*. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 36(2): 235-244.
- Ramos, R., F. Ramírez, C. Sanpera, L. Jover, X. Ruiz. 2009. Diet of Yellow-legged Gull 434 (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the 435 relevance of refuse dumps. *Journal of Ornithology*, 150: 265- 272.
- Reddy, K.R., W.H. Patrick, 1989. Nitrification-Denitrification at the Plant Root-Sediment Interface in Wetlands. *Limnology and Oceanography*. 6: 1004-1013.
- Reddy, K. R., & W. H. PATRICK, Jr. 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Crit. Rev. Environ. Control*, 13: 273-309.
- Rehfish, M.M. 1994. Man-made lagoons and how their attractiveness to waders might be increased by manipulating the biomass of an insect benthos. *Journal of Applied Ecology*, 31:383–401
- Robledano, F., M. A. Esteve, P. Farinós, M. F Carreño & J. Martínez-Fernández, 2010. Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of Mediterranean wetlands. *Ecological Indicators*, 10: 274-286.
- Rubega, M.A., J.A. Robinson, 1997. Water salinization and shorebirds: emerging issues. *International Wader Studies* 9:45–54.
- Ruiz, O. 2008. *Nitrification and denitrification bacterial communities in the sediment and rhizosphere of free water surface constructed wetland*. Tesis doctoral. Univ. de Girona-España.
- Sadoul N., J. G. Walmsley & B. Charpentier, 1998. *Salinas and Nature Conservation. Conservation of Mediterranean Wetlands*, 9. Tour du Valat, Arles.
- Sánchez, M. I., A. J. Green, & R. Alejandre, 2006. Shorebird Predation Affects Density, Biomass, and Size Distribution of Benthic Chironomids in Salt Pans: An Enclosure Experiment. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 9-18.
- Sanz-Brau, A. 1985. Límites de hiperhalinidad de los ciprinodóntidos ibéricos. *Doñana, Acta Vertebrata*, 12 (1): 166-170.
- Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J.A. & Botella, F. 2010. Agricultural ponds as alternative habitat for waterbirds: Spatial and temporal patterns of abundance and management strategies. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 11-20.
- Shepard, R. N. 1962. The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. *Psychometrika*, 27, 125-140, 219-246.
- Smith, K. J. & K. W. Able, 1994 Salt-marsh tide pools as winter refuges for the mummichog, *Fundulus heteroclitus*, in New Jersey. *Estuaries* 17, 226–234.
- Smith, L.M., D.A. Haukos, R.M. Prather, 2004. Avian response to vegetative pattern in playa wetlands during winter. *Wildlife Society Bulletin* 32:474–480.

- Stapanian, M.A. 2003. Species density of waterbirds in offshore habitats in western Lake Erie. *Journal of Field Ornithology* 74:381–393.
- Stralberg, D., D.L. Applegate, S.J. Phillips, M.P. Herzog, N. Nur, N. Warnock. 2009. Optimizing wetland restoration and management for avian communities using a mixed integer programming approach. *Biological Conservation* 142:94–109
- Swennen, C., & J. Van de Meer, 1992. Variation in egg size of Common Eiders. *Ardea* 80: 363-373.
- Taft, O.W., M.A. Colwell, C.R. Isola, R.J. Safran, 2002. Waterbird responses to experimental drawdown: implications for multispecies management of wetland mosaics. *Journal of Applied Ecology* 39:987–1001.
- Takekawa, J. Y., A. K. Miles, D. H. Schoellhamer, N. D. Athearn, M. K. Saiki, W. D. Duffy, S. Kleinschmidt, G. G. Shellenbarger & C. A. Jannusch, 2006. Trophic structure and avian communities across a salinity gradient in evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia* 567: 307-327.
- Tartarotti B., G. Baffico, P. Temporetti, H. Zagarese. 2004. Dinámica del fósforo en cuerpos de agua con cría intensiva de salmonidos. *Journal of Plankton Research*. Oxford Univ.
- Tellería, J.L. 1986. *Manual para el Censo de Vertebrados Terrestres*. 278 pp. Ed. Raíces. Madrid.
- Timms, B. V. 1997. A comparison between saline and freshwater wetlands on Bloodwood Station, the Paroo, Australia, with special reference to their use by waterbirds. *International Journal of Salt Lake Research*, 5, 287–313.
- Torralva, M., A. García-Mellado, A. Andreu, P. A. Miñano & F. J. Oliva-Paterna, 2001. *Desarrollo de la metodología para la restauración integral de los Parajes de Lo Poyo, La Hita y Marchamalo*. Restauración y conservación del componente faunístico: Ornitofauna y poblaciones de Fartet. Technical Document, Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua, Comunidad Autónoma de Murcia.
- Turpie, J.K. 1995. Non-breeding territoriality: causes and consequences of seasonal and individual variation in grey plover *Pluvialis squatarola* behavior.
- Urakawa H., Sh. Murata, T. Fujiwara, D. Kuroiwa, H. Maki, S. Kawabata, T. Hiwatari, H. Ando, T. Kawai, M. Watanabe and K. Kohata. 2006. Characterization and quantification of ammoniaoxidizing bacteria in eutrophic coastal marine sediments using polyphasic molecular approaches and immunofluorescence staining. *Environmental Microbiology*. 5: 787–803.
- Valderrama, J.C. 1981. The Simultaneous Analysis of Total Nitrogen and Total Phosphorus in Natural Waters. *Marine Chemistry*. 10, 109.
- Van Eerden, M.R. & J. Gregersen 1995. Long-tenn changes in the northwest European population of Connorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Ardea* 83:61-79.
- Vargas, M.J. & A. De Sostoa. 1999. *Ecología Trófica del Fartet, Lebias ibera, en el Delta del Ebro*. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía. Planelles M (Coord)*. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Velasco, J., A. Millán, J. Miñano, B. Martínez, A. Perán, I. Sánchez I. & C. Guerrero, 1995. *Producción de quironómidos en una laguna experimental en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San*

- Pedro del Pinatar. Ensayo para una propuesta de manejo y gestión para su utilización como zona de alimentación de aves limícolas.* Preliminary Report. Consejería de Medio Ambiente, Región de Murcia.
- Velasquez, C. R. 1992. Managing Artificial Saltponds as a Waterbird Habitat: Species' Responses to Water Level Manipulation. *Colonial Waterbirds* 15: 43-55.
- Veldkamp, R. 1994. Voedselkeus van Aalscholvers Phalacrocorax carbo sinensis in Noordwest-Overijssel. Rapport Bureau Veldkamp, Steenwijk. Veldkamp R. 1995. The use of chewing pads for estimating the consumption of cyprinids by Cormorants Phalacrocorax carbo. *Ardea* 83:135-138.
- Veldkamp, R. 1995. Diet of Cormorants Phalacrocorax carbo sinensis at Anneperveen, The Netherlands, with special reference to Bream Abramis brama. *Ardea* 83:143-155.
- Verdiel-Cubedo, D., Oliva-Paterna F.J. & M. Torralva. Condition of *Gobius cobitis* (Pallas, 1811) juveniles in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Effects of inter- and intraspecific fish competition. *Scientia Marina*, 70(2): 303-310.
- Walmsley, J.G. y Moser, M.E. 1981. The winter food and feeding habits of Shelduck in the Camargue, France. *Wildfowl*, 32: 99-106.
- Warnock, N., G. W. Page, T. D. Ruhlen, N. Nur, J. Y. Takekawa & J. T. Hanson, 2002. Management and Conservation of San Francisco Bay Salt Ponds: Effects of Pond Salinity, Area, Tide, and Season on Pacific Flyway Waterbirds. *Waterbirds* 25: 79-92.
- Warnock, S. E., & J. Y. Takekawa, J. Y. 1995. Habitat preferences of wintering shorebirds in a temporally changing environment: Western sandpipers in the San Francisco bay estuary. *The Ibis*, 118, 160–167.
- Weber, L.M., Haig, S.M. 1996 Shorebird use of south Carolina managed and natural coastal wetlands. *Journal of Wildlife Management* 60:73–82.
- Wetzel, R. G., G. Linkens, 1991. *Limnological Analyses*. New York: Springer-Verlag.
- Wiens, J.A. 1989. *The Ecology of Bird Communities. Vol. 1. Foundations and Patterns*. Cambridge University Press, UK.
- Winemiller, K.O. & R.A. Rose, 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science* 49: 2196-2218.
- Wolters M, Garbutt A, Bakker JP. 2005. Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in northwest Europe. *Biological Conservation*, 13:249–268.
- Zárate-Ovando, B., E. Palacios & H. Reyes-Bonilla. 2008. Estructura de la comunidad y asociación de las aves acuáticas con la heterogeneidad espacial del complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, Baja California Sur, México. *Revista de Biología Tropical*, 56: 371-389.
- Zedler J. 2001. *Handbook for restoring tidal marshes*. Ed. CRC, Boca Raton.



