

Tipificación de los ríos salinos ibéricos

P. Arribas¹, C. Gutiérrez-Cánovas¹, P. Abellán¹, D. Sánchez-Fernández¹, F. Picazo¹, J. Velasco¹, A. Millán¹

(1) Grupo de Ecología Acuática, Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología, Universidad de Murcia, 30100 Espinardo, Murcia, España.

➤ Recibido el 7 de septiembre de 2009, aceptado el 8 de octubre de 2009.

Arribas, P., Gutiérrez-Cánovas, C., Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Picazo, F., Velasco, J., Millán, A. (2009). Tipificación de los ríos salinos ibéricos. *Ecosistemas* 18(3):000-000.

Los ecosistemas acuáticos salinos son especialmente habituales en las regiones de clima árido y semiárido del planeta. Así, en España, se concentran muchos de los ambientes salinos europeos. La salinidad supone un factor limitante, por ello es frecuente encontrar en estos medios una baja riqueza de grupos taxonómicos y especies. Sin embargo, los organismos que ocupan estos ecosistemas presentan un alto grado de singularidad, lo que les hace ser mecedores de medidas de gestión y conservación. Los ecotipos de ríos mediterráneos establecidos hasta hoy para la implementación de la Directiva Marco del Agua, no contemplan la diversidad de los ríos salinos presentes en España, al estar todos incluidos en el tipo ramblas o ríos mediterráneos muy mineralizados. Por tanto, resulta imprescindible llevar a cabo una tipificación específica de estos ambientes en la Península Ibérica que reconozca su diversidad. En este trabajo se identificaron tipos de ríos salinos en función de sus comunidades de macroinvertebrados acuáticos y de variables abióticas. Así, a partir de la clasificación biótica, se obtuvieron tres tipos de ríos salinos que se caracterizan por presentar comunidades de macroinvertebrados, especialmente de coleópteros acuáticos, bien definidas según la salinidad de sus aguas: ríos hiposalinos (3-20 g/l), ríos meso-hipersalinos (>20-100 g/l) y ríos hipersalinos extremos (>100 g/l). La tipificación abiótica, con la incorporación de variables de presión antropogénica, reflejó una clasificación de los ríos salinos ibéricos en función de su estado de degradación más que por las características físicas y ambientales de estos sistemas. Del análisis conjunto de las variables bióticas y abióticas resultaron tres tipos de ríos con un buen estado de conservación (de referencia) y tres tipos de ríos degradados.

Palabras clave: Caracterización, Sistemas lóticos, Salinidad, Macroinvertebrados, Estado conservación.

Arribas, P., Gutiérrez-Cánovas, C., Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Picazo, F., Velasco, J., Millán, A. (2009). Characterization of the Iberian saline streams. *Ecosistemas* 18(3):000-000.

The aquatic saline ecosystems are very frequent in arid and semiarid regions of the world. Thus in Spain, there are the most of the European saline water bodies. The salinity is a limiting factor, therefore in these communities the taxonomic richness is low but, the singularity degree of the saline organisms is high. For this reason it is necessary to give them specific measures of management and conservation. However, the diversity of the Spanish saline streams has not contemplated in the ecotypes of Mediterranean streams that the European Water Framework Directive establishes. For this, it is essential to implement a specific characterization of these systems in Iberian Peninsula. In this study, we have used biotic and abiotic variables to identify types of saline streams. Thus, using biotic variables we have differentiated between three kinds of saline streams because they have different macroinvertebrates communities, especially of water beetles: low saline streams (3-20 g/l), medium-high saline streams (>20-100 g/l) and very high saline streams (>100 g/l). The abiotic characterization has classified the saline streams based more on conservation status than on physical and environmental variables. The analysis with both types of variables has distinguished six groups of saline streams: three kinds with a good conservation status and three kinds of degraded.

Key words: characterization, Lotic systems, Salinity, Macroinvertebrates, Conservation status.

Introducción

Los ecosistemas acuáticos salinos, es decir, aquellos con una salinidad igual o superior a 3 g/l (Montes y Martino, 1987), se caracterizan por un contenido y composición variable de sales disueltas en sus aguas, procedentes de los sedimentos de la cuenca vertiente. Aparecen, especialmente, en las regiones de clima árido y semiárido del planeta (Williams, 2002). La existencia de estos ecosistemas acuáticos salinos, se debe a las sucesivas transgresiones y regresiones marinas, que dejaron, en muchas cuencas y depresiones, ahora alejadas del mar, sedimentos cargados de sales (López-Martínez, 1989; Friend y Dabrio, 1996). Estos procesos afectaron especialmente la mitad este de la Península Ibérica, por lo que en las cuencas del Ebro, Tajo, Júcar, Segura y Guadalquivir se concentran la mayoría de los ambientes salinos europeos.

Debido a que la salinidad restringe el número de organismos que pueden colonizar las aguas, es frecuente encontrar en estos medios una menor riqueza de grupos taxonómicos que en los ecosistemas de agua dulce (Millán et al., 2001a y b; Ortega et al., 2004; Abellán et al., 2007a). Sin embargo, las comunidades biológicas de estos lugares son muy singulares al presentar un gran número de especies endémicas o raras (Moreno et al., 1997; Ribera, 2000; Sánchez-Fernández et al., 2008). Los macroinvertebrados acuáticos son los principales pobladores macroscópicos de los estresantes ríos salinos. Dentro de éstos, los coleópteros, hemípteros y dípteros destacan tanto en abundancia como en riqueza de especies (Velasco et al., 2006). Dicha dominancia añadida al alto valor indicador de biodiversidad de algunos de estos grupos (Sánchez-Fernández, 2006), hacen del uso de los macroinvertebrados acuáticos una herramienta fundamental para la caracterización de las comunidades de los ríos salinos.

Los ecosistemas acuáticos salinos tienen una destacada importancia ecológica al presentar organismos con adaptaciones especiales al estrés ambiental (Williams y Feltmate, 1992). Dichos organismos, en general, presentan un elevado interés faunístico, biogeográfico y genético por su rareza geográfica (Abellán et al., 2007b; Sánchez-Fernández et al., 2008), por el carácter endémico o distribución disjunta de muchas especies (Millán et al., 2002; Ribera, 2000; Abellán et al., 2005; Velasco et al., 2006) y por la alta variabilidad de haplotipos intra e interpoblacional observada en algunas especies (Gómez et al., 2002; Abellán et al., 2007a). Por otro lado, estos ambientes están altamente fragmentados y fuertemente amenazados como consecuencia de los cambios de uso de suelo, lo que hace aún más patente su interés de conservación (Gómez et al., 2005; Velasco et al., 2006).

La Directiva Marco del Agua, 2000/60/CE (D.O.C.E, 2000), establece la necesidad de identificar estaciones de referencia del buen estado ecológico para los diferentes tipos de ecosistemas acuáticos, así como llevar a cabo un seguimiento de los mismos a través de indicadores e índices bióticos. De hecho, la tipificación de las aguas es uno de los primeros pasos que establece la DMA para el proceso de caracterización de las masas de agua. Sin embargo, todas las tipificaciones realizadas hasta ahora se han llevado a cabo a través de una categorización de los ríos a grandes rasgos, lo que supone que los de carácter salino, pese a la diversidad de tipologías potenciales que presentan, queden enmascarados dentro de un ecotipo que no refleja la variabilidad ambiental y ecológica que poseen (Munné y Prat, 2004; Sánchez-Montoya et al., 2007).

Conociendo la situación de amenaza y el desconocimiento científico en el que se encuentran los ecosistemas acuáticos salinos, en este estudio se ha planteado llevar a cabo una primera aproximación a la caracterización ecológica de los ríos salinos de la Península Ibérica.

Área de estudio

El área de estudio comprende principalmente las grandes depresiones de las cuencas del Ebro, Tajo, Guadalquivir, Júcar y Segura (**Fig. 1**), dónde se han localizado un total de 40 sistemas fluviales salinos, 24 pertenecientes a la cuenca del Segura, 6 a la del Guadalquivir, 4 a la del Ebro, 4 a la del Tajo y 2 a la del Júcar. En cada uno de estas cuencas se establecieron diferentes estaciones de muestreo representativas de las características ambientales del río en el que se ubican (**Tabla 1**).

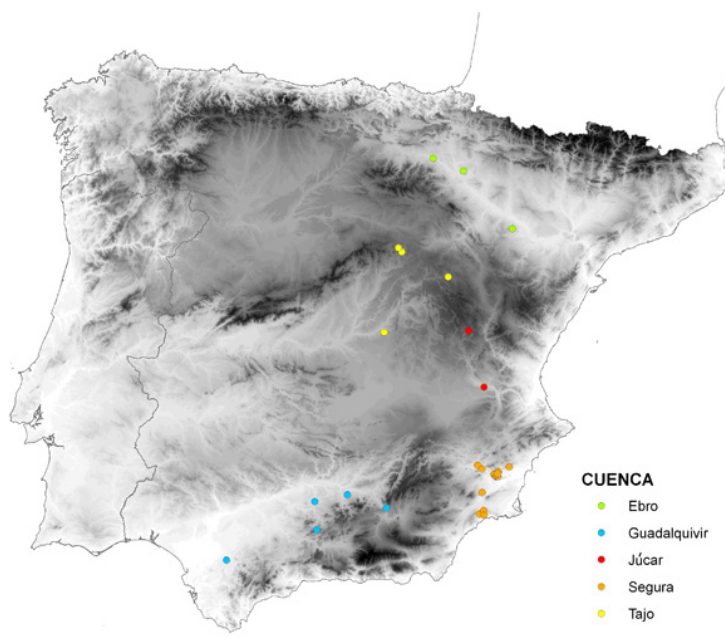


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo de los ríos salinos ibéricos estudiados.

	Id	Denominación	Prov.	Cuenca	Coordenadas UTM	Altitud	Salin.
1	36	Rambla del Judío	MU	Segura	30N 636621/4237966	204	7,00
2	42	Rambla del Moro	MU	Segura	30N 643022/4232216	197	8,30
3	342	Rambla Salada de Fortuna en Las Salinas	MU	Segura	30N 662661/4223613	140	32,10
4	477	Rambla de Majada. El pilón	MU	Segura	30N 645788/4163866	63	4,60
5	478	Rambla del Reventón	MU	Segura	30N 644070/4167462	108	16,60
6	480	Rambla de Baltasar	MU	Segura	30N 639670/4164631	668	3,50
7	536	Rambla hipersalina en Hoces del Cabriel	AB	Júcar	30N 666782/4223244	398	75,20
8	552	Rambla del Garruchal	MU	Segura	30N 646000/4355000	106	6,70
9	574	Rambla hipersalina en Albaterra	A	Segura	30N 754114/4279206	251	213,00
10	577	Rambla de Librilla	MU	Segura	30N 683770/4235096	208	154,00
11	579	Canal en Humedal de Ajauque	MU	Segura	30N 643330/4196945	106	9,60
12	580	Rambla de Ajauque en humedal	MU	Segura	30N 666693/4222639	120	7,30
13	581	Rambla de Ajauque después de humedal	MU	Segura	30N 666809/4223986	106	8,70
14	582	Cabecera de Rambla Salada	MU	Segura	30N 666693/4222639	160	29,90
15	583	Rambla Salada después del Tránsito	MU	Segura	30N 661113/4224205	113	26,30
16	584	Rambla Salada. Surgencia	MU	Segura	30N 663807/4221590	110	160,30
17	585	Rambla Salada en tránsito	MU	Segura	30N 664135/4221522	110	37,10
18	586	Rambla Salada antes de Ajauque	MU	Segura	30N 664135/4221522	99	32,90
19	587	Rambla Salada después de Ajauque	MU	Segura	30N 667172/4221054	88	23,80
20	588	Rambla Salada en la cola del embalse	MU	Segura	30N 667634/4227318	85	11,00
21	590	Rambla de Ajauque antes de ctra. Abanilla	MU	Segura	30N 667003/4228533	130	7,50
22	592	Rambla de Ajauque antes de Derramadores	MU	Segura	30N 667172/4221054	144	11,00
23	595	Arroyo de las salinas de Porcuna	J	Guadalquivir	30N 666856/4225185	275	30,70
24	596	Río Salado en Priego de Córdoba	CO	Guadalquivir	30N 392680/4183155	601	66,30
25	597	Arroyo salino de las Salinas de Hortales	CA	Guadalquivir	30N 395705/4140933	225	128,00
26	604	Arroyo Montero	SE	Guadalquivir	30N 260247/4095691	65	59,50
27	606	Barranco Salado en Mendavia	NA	Ebro	30N 570007/4697409	330	47,50
28	608	Arroyo en Salinas del Manzano	CU	Júcar	30N 623064/4438864	1118	10,30
29	612	Arroyo Salinas de la Rolda	HU	Ebro	30N 265033/4674850	740	3,00
30	613	Arroyo salino de las salinas de Brujuelo	J	Guadalquivir	30N 441334/4193544	366	48,00
31	614	Arroyo de las salinas de Chillar	J	Guadalquivir	30N 500127/4173389	635	470,00
32	615	Arroyo de la Ermita de la Magdalena	TE	Ebro	30N 688485/4591995	324	14,30
33	619	Arroyo de las salinas de Belinchón	CU	Tajo	30N 496452/4436571	627	45,50
34	665	Pozal en rambla Richu de Lorca	MU	Segura	30N 645613/4169904	125	6,50
35	669	Río Richu de Lorca. Saladillo	MU	Segura	30N 645613/4169804	104	6,10
36	671	Rambla de las Moreras	MU	Segura	30N 646313/4163304	51	3,50
37	678	Arroyo de las Salinas de Imón	GU	Tajo	30N 522810/4556806	924	40,50
38	682	Surgencia Salinas de Valsalobre	GU	Tajo	30N 592578/4519149	1127	72,00
39	683	Arroyo salino en Bardenas Reales	NA	Ebro	30N 615094/4678273	980	19,60
40	684	Rezume salino en Alcolea de las Peñas	GU	Tajo	30N 517868/4562944	320	37,10

Tabla 1. Posición geográfica, altitud (m) y salinidad media (g/l) de las estaciones de muestreo correspondientes a los ríos salinos ibéricos estudiados.

Metodología

Como variables bióticas (ver **Tabla 2**) se consideró la abundancia de las especies de coleópteros y hemípteros, así como de las familias del resto de macroinvertebrados acuáticos presentes. Para determinar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, en cada río salino, se realizaron un promedio de dos muestreos por río. Dichos muestreos se llevaron a cabo en diferentes fechas dentro del periodo de máxima actividad de los macroinvertebrados (entre Mayo y Septiembre). Para este periodo, la variación estacional en la composición de las comunidades de los ambientes salinos es muy reducida (Moreno et al. 2009). Se utilizaron un par de mangas entomológicas pentagonales, con no más de 30-35 cm de lado y una luz de malla de 0,5 mm (para más detalles del protocolo de muestreo ver Tachet et al., 2000) y Millán et al., 2002), que permiten obtener estimas relativas de la abundancia de las diferentes especies. Las estimas fueron por unidad de esfuerzo, es decir, muestreando siempre durante un tiempo establecido similar en todas las estaciones. El muestreo se realizó de modo sectorizado, esto es, pasando la manga por los diferentes ambientes presentes, como zonas erosionales, deposicionales, entre macrófitos acuáticos, bajo piedras, entre la vegetación emergente, entre las raíces de la vegetación de ribera e, incluso, en las orillas lavando el sustrato con una batea.

Respecto a las variables abióticas, se distinguieron variables de tramo, medidas in situ o establecidas en base a bibliografía existente (ver **Tabla 2**), y variables de cuenca, obtenidas mediante sistemas de información geográfica a partir del Servidor del Atlas Climático de la Península Ibérica (Universidad Autónoma de Barcelona, 2001), de un Modelo Digital del Terreno de 100 x 100 m de resolución y de la Capa de usos del suelo CORINE 2000.

Caracterización	Variables	Unidades/Clases
Biótica	Abundancia de especies coleópteros Abundancia de especies heterópteros Abundancia del resto de taxones de macroinvertebrados a nivel de familias	Clases de abundancia: 1(1-3 individuos), 2(4-10 individuos), 3(11-100 individuos) y 4(>100 individuos)
Abiótica		
Tramo	Temperatura Salinidad Conductividad Altitud Coordenadas Estado de conservación Clases de salinidad	°C g/l mS/cm m UTM 1, referencia; 2, degradada (Abellán et al. 2005) 1 (3-20 g/l); 2 (20-40g/l); 3 (40-100g/l); 4 (>100g/l) (Velasco et al. 2006)
	Morfológicas	
	Tamaño de la cuenca de drenaje Altitud media cuenca Altitud máxima cuenca Altitud mínima cuenca Orden del cauce en la cuenca Distancia al punto de origen Distancia a la desembocadura	ha m m m 1, 2, 3, 4 ... (Strahler, 1952) km km
Cuenca	Climáticas	
	Temperatura media Precipitación media Temperatura media mínima Temperatura media máxima Temperatura media mínima en invierno Temperatura media máxima en verano Radiación	°C mm °C °C °C °C 10 KJ/m ² *día*micrómetro
	Usos del suelo	
	Superficie relativa de cada uso	% de uso en la cuenca (Regadío, Secano, Natural, Urbano)

Tabla 2. Variables utilizadas para la caracterización de las estaciones de muestreo

Tipificación biótica

Para la tipificación biótica se aplicó un DCA (Detrended Correspondence Analysis), (Ter Braak y Smilauer, 2002) a la matriz total de abundancia de 119 taxones por 75 muestreos utilizando el programa MVS. 3.1. Con este análisis se consigue la ordenación espacial de las estaciones y muestras para reconocer los patrones de distribución de las especies en un gradiente ambiental, con la posibilidad de identificar posibles grupos cenológicos. Además del análisis global realizado con la totalidad de taxones, se llevaron a cabo análisis parciales para las especies de coleópteros, heterópteros y el resto de taxones a nivel de familia. Posteriormente, se seleccionaron las coordenadas resultado de los DCA para los dos primeros ejes y se realizaron los análisis de clasificación UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean), mediante Distancia Euclídea; uno para la totalidad de taxones y otros tres correspondientes a coleópteros, heterópteros y resto de familias de macroinvertebrados.

Tipificación abiótica

Para identificar las variables de cuenca con similares patrones de variación, y al objeto de reducir la redundancia, se realizó un análisis de correlación de Spearman sobre datos transformados ($\log x+1$) mediante el programa Statistica 6. Resultado de dicho análisis, se seleccionó para cada grupo de variables abióticas (morfológicas, climáticas y usos del suelo, ver **Tabla 1**) el conjunto que reflejaba la totalidad de la variabilidad (significativamente correlacionadas con alguna de las previamente seleccionadas, * $p < 0,05$, Coeficiente de Spearman $\geq 0,7$). Entre las variables morfológicas se seleccionó el área de drenaje de la cuenca asociada, la altitud media y máxima; entre las variables climáticas, la precipitación, temperatura media, radiación y temperatura máxima de verano; y entre los usos del suelo, el porcentaje de vegetación natural, cultivos de regadío y suelo urbano. Posteriormente, con las variables seleccionadas, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) usando el programa MVSP 3.1 para resumir la complejidad ambiental y explicar la variabilidad espacial. Además del PCA global, de nuevo, usando las variables no correlacionadas se realizaron PCA parciales para los tres grupos de variables de cuenca. Al igual que con la tipificación biótica, con las coordenadas obtenidas se realizó un análisis de clasificación UPGMA (Distancia Euclídea) para la totalidad de las variables de cuenca no correlacionadas y otro para cada grupo de variables.

Tipificación con variables bióticas y abióticas

Por último, para interpretar la relación espacial entre el conjunto de variables bióticas y abióticas no correlacionadas, se realizó un análisis canónico de correspondencias (CCA) mediante el programa MVSP 3.1. Posteriormente, las coordenadas de los ejes multiplicadas por sus correspondientes autovalores, se usaron como variables para la realización de un UPGMA. Sobre el cluster resultante se identificaron los grupos de ríos salinos atendiendo a la combinación de características bióticas y abióticas.

Resultados

Tipificación biótica

Los resultados del DCA para el conjunto de todos los taxones, mostraron una clara distribución de las estaciones y muestras a lo largo del eje 1 (**Tabla 3**). Dicho eje reflejó un claro gradiente de salinidad, de manera que los ambientes más salinos (>100g/l) se encontraron casi todos en el extremo derecho del eje (**Fig.2**).

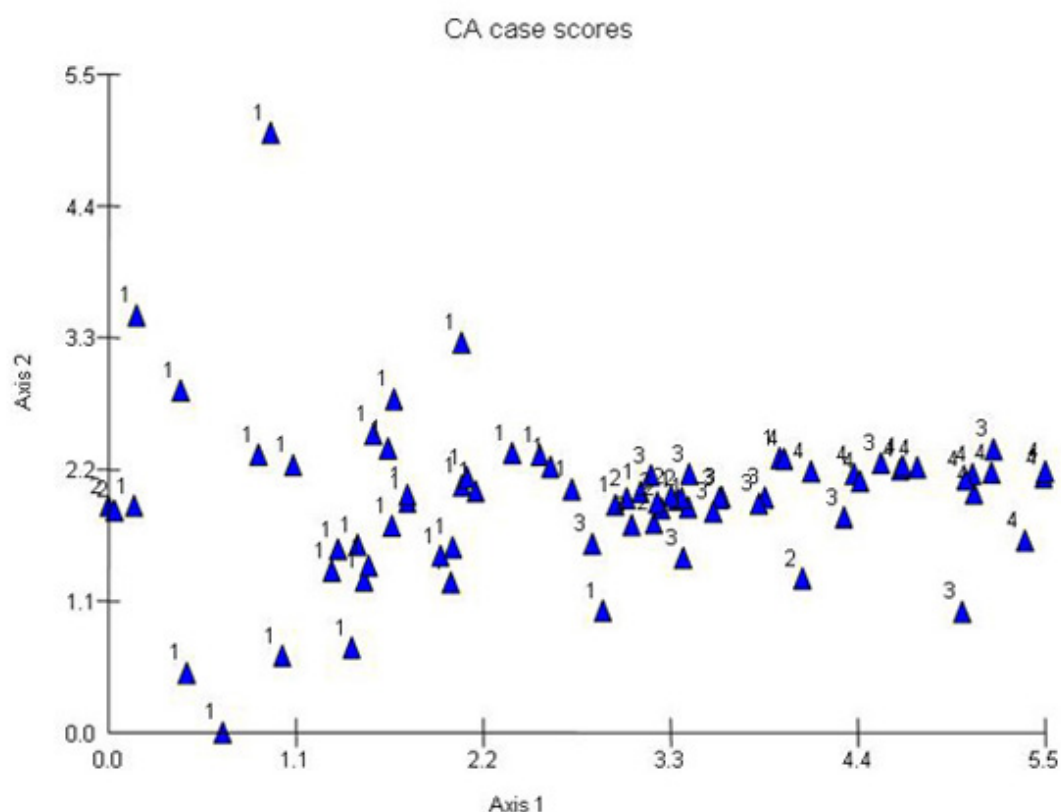


Figura 2. Distribución espacial de las estaciones y muestras (usando la totalidad de los taxones de macroinvertebrados) en el espacio definido por los dos primeros ejes del DCA. Clases de salinidad: 1 (3-20 g/l); 2 (>20-40g/l); 3 (>40-100g/l); 4 (>100g/l).

Del análisis de clasificación global resultaron tres tipos de ríos con comunidades de macroinvertebrados diferentes, determinadas por la salinidad del agua (**Fig. 3**):

1. **Ríos hipersalinos** con salinidades mayores a 100 g/l (con predominio de estaciones tipo 4).
2. **Ríos meso-hipersalinos** con salinidades comprendidas entre >20 y 100 g/l (mayoritariamente con estaciones de tipo 2 y 3).
3. **Ríos hiposalinos** con salinidades comprendidas entre 3 y 20 g/l (donde predominan las estaciones tipo 1).

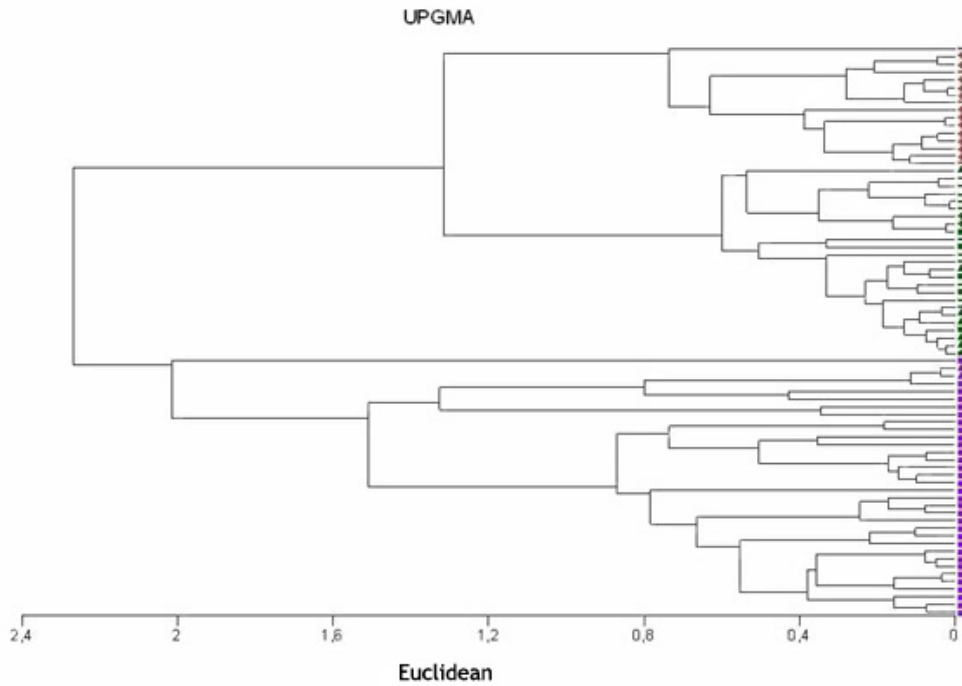


Figura 3. Dendrograma resultante del análisis de clasificación de las estaciones y muestras en base a sus comunidades de macroinvertebrados. **Estaciones hipersalinas**, **Estaciones mesohipersalinas**, **Estaciones hiposalinas**. Los símbolos representan el tipo asignado según la salinidad a cada una de las estaciones: Tipo 1 (■) (3-20 g/l), Tipo 2 (▲) (>20-40 g/l), Tipo 3 (-) (>40-100 g/l) y Tipo 4 (+) (>100 g/l).

Al aplicar el mismo proceso para los coleópteros, hemípteros y resto de familias, los resultados del análisis DCA (**Tabla 3**) y UPGMA fueron similares a los obtenidos para la totalidad de taxones, siendo el orden Coleoptera el que mejor se ajustó al patrón de salinidad comentado (**Fig. 4**).

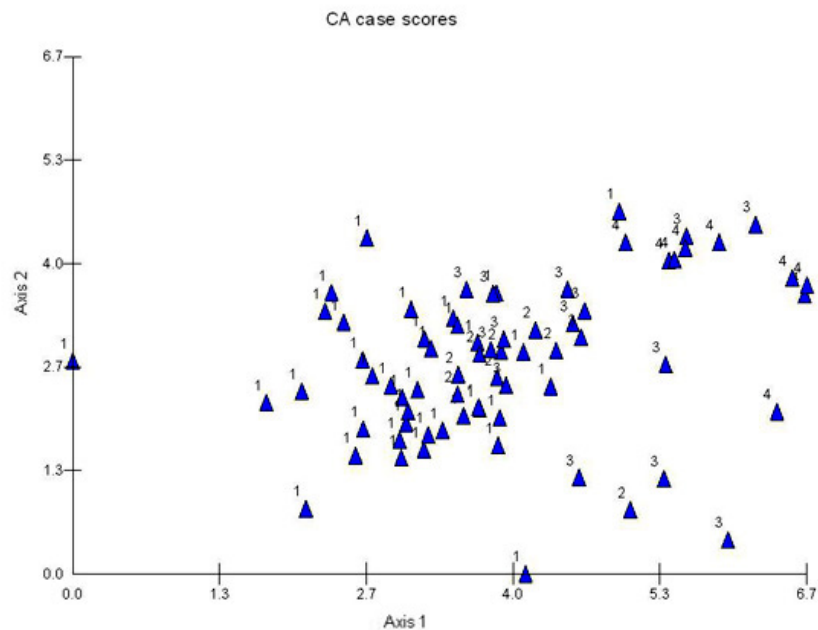


Figura 4. Distribución espacial de las estaciones y muestras (usando las especies de coleópteros) en el espacio definido por los dos primeros ejes del DCA. Clases de salinidad: 1 (3-20 g/l); 2 (>20-40 g/l); 3 (>40-100 g/l); 4 (>100 g/l).

	Eje 1	Eje 2
Totalidad de taxones		
Autovalores	0,852	0,582
% Varianza	7,497	5,120
% Varianza acumulada	7,497	12,617
Coleópteros		
Autovalores	0,842	0,584
% Varianza	8,207	5,693
% Varianza acumulada	8,207	13,900
Hemípteros		
Autovalores	0,805	0,557
% Varianza	12,777	8,839
% Varianza acumulada	12,777	21,616
Resto de familias macroinvertebrados		
Autovalores	0,863	0,536
% Varianza	14,061	8,743
% Varianza acumulada	14,061	22,804

Tabla 3. Autovalores, % de varianza y % de varianza acumulada para los dos primeros ejes de los DCA realizados con la totalidad de taxones de macroinvertebrados, con los coleópteros, con los hemípteros y con el resto de familias de macroinvertebrados acuáticos.

Tipificación abiótica

Los análisis parciales, por grupos de variables de cuenca, mostraron resultados más claros, tanto en la ordenación (**Tabla 4**) como en la clasificación, que los análisis globales. Para las variables morfológicas, el área de drenaje fue la variable que mejor explicó la variabilidad de las estaciones de muestreo, discriminando tres grupos: áreas con superficies de drenaje iguales o superiores a 15,000 ha, entre 900 y 15,000 ha, e iguales o menores a 900 ha. Las estaciones con áreas de drenaje de mayor tamaño corresponden principalmente a las cuencas del Segura y del Júcar, mientras que las de pequeño tamaño se encuentran en las cuencas del Ebro, Guadalquivir y Tajo.

Para las variables climáticas, la precipitación fue la más significativa, resultando de la clasificación tres grupos: estaciones con precipitación media (555-784 mm anuales), situadas en las cuencas del Júcar, Tajo y Guadalquivir; estaciones con precipitación baja (358-506 mm anuales) situadas en las cuencas del Ebro y Segura; y estaciones con precipitación muy baja (244-506 mm anuales) localizadas en la cuenca del Segura.

Entre los usos del suelo, el porcentaje de cultivos de regadío fue la variable más relevante para la ordenación y clasificación de las estaciones de muestreo. Las estaciones se agruparon en dos tipos, aquellas con superficie de regadío en su cuenca vertiente mayor del 1% y las que presentaron una superficie de regadío menor del 1%, estando las primeras localizadas en la cuenca del Segura y las segundas en el resto de cuencas. Las estaciones con mayor porcentaje de regadío pertenecen a la categoría degradadas, mientras que las de menor porcentaje aparecen como estaciones de referencia.

	Eje 1	Eje 2
Variables morfológicas		
Autovalores	0,463	0,085
% Varianza	83,001	15,177
% Varianza acumulada	83,001	98,178
Variables climáticas		
Autovalores	0,024	0,003
% Varianza	87,170	11,740
% Varianza acumulada	87,170	98,911
Usos del suelo		
Autovalores	0,447	0,086
% Varianza	77,566	14,953
% Varianza acumulada	77,566	92,519

Tabla 4. Autovalores, % de varianza y % de varianza acumulada para los dos primeros ejes de los PCA realizados con las variables morfológicas, climáticas y usos del suelo

Tipificación biótica y abiótica

El CCA realizado para la totalidad de las variables bióticas y abióticas no mostró una clara ordenación de las estaciones de muestreo ni de los taxones (Autovalores: 0,678 y 0,485; Varianza acumulada: 8,545% y 14,666%, para los ejes 1 y 2 respectivamente). Ninguna de las variables estudiadas presentó una clara dominancia sobre el resto. Sin embargo, analizando la clasificación resultante de las coordenadas ajustadas con los autovalores, se pudieron identificar 6 grupos de estaciones (**Fig. 5**).

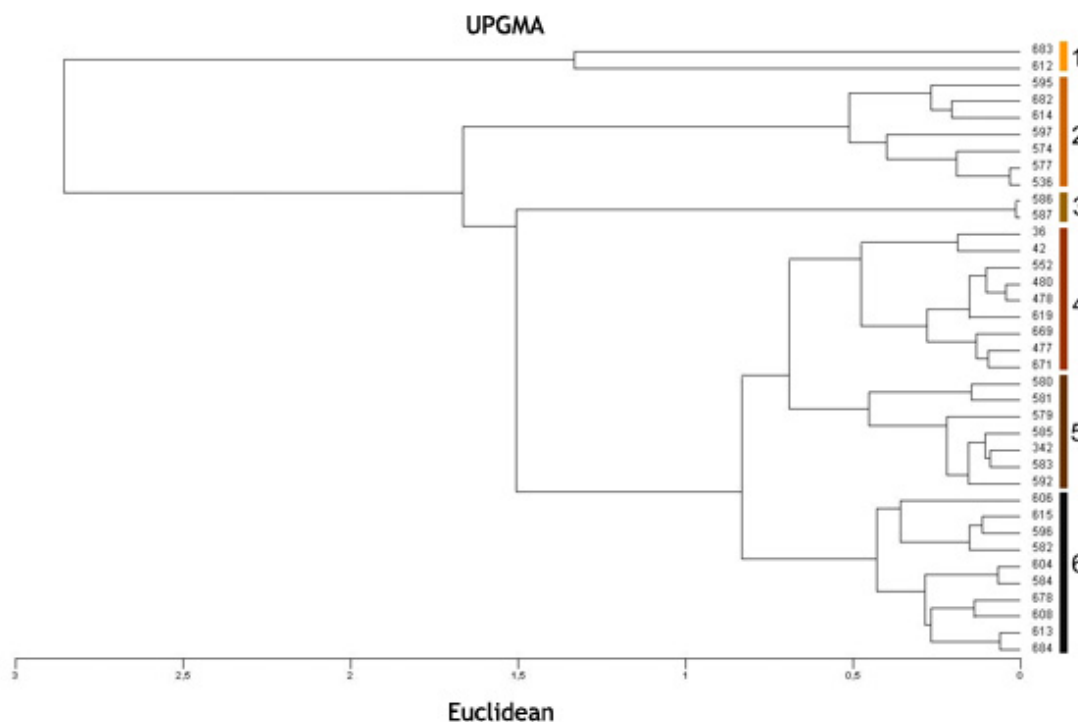


Figura 5. Tipos de ríos resultantes del análisis de clasificación de las estaciones en base a las variables bióticas y abióticas. 1. Ríos hiposalinos ligeramente perturbados, 2. Ríos hipersalinos extremos sin alteración (referencia), 3. Ríos meso-hipersalinos perturbados, 4. ríos hiposalinos sin alteración (referencia), 5. Ríos hiposalinos perturbados y 6. Ríos meso-hipersalinos sin alteración (referencia).

Tipo 1: Ríos hiposalinos del norte, situados en cuencas con precipitación media-alta, baja T^a media, porcentajes medios para el regadío y bajos para la vegetación natural y con alta riqueza taxonómica de macroinvertebrados acuáticos. Se trata de un tipo de ríos con un grado de perturbación intermedio (Abellán et al., 2005; Sánchez-Fernández et al., 2008).

Tipo 2: Ríos hipersalinos extremos, situados en cuencas de precipitación media-alta, baja T^a media, porcentajes bajos de regadío y con pocos taxones de macroinvertebrados acuáticos. Incluye ríos hipersalinos de referencia por su naturalidad (Abellán et al., 2005; Sánchez-Fernández et al., 2008).

Tipo 3: Ríos meso-hipersalinos, situados en cuencas de baja precipitación, alta T^a media, porcentajes medios de regadío y altos para el suelo urbano y con riqueza media-baja de taxones. Caracterizados por ser ricos en taxones exóticos. Son ríos salinos degradados por las importantes entradas de agua dulce cargada de nutrientes (Abellán et al., 2005; Sánchez-Fernández et al., 2008).

Tipo 4: Ríos hiposalinos, situados en cuencas con precipitación media-baja, alta T^a media, porcentajes altos para la vegetación natural y bajos para el regadío y con una alta riqueza taxonómica mezcla de taxones salinos y dulceacuícolas. Constituye un tipo de ríos hiposalinos de referencia por su buen estado de conservación (Abellán et al., 2005; Sánchez-Fernández et al., 2008).

Tipo 5: Ríos hiposalinos, situados en cuencas de precipitación baja, alta T^a media, porcentajes altos para el regadío y también para el suelo urbano y una comunidad con muchos taxones de agua dulce. Se trata de un tipo de ríos salinos degradados por dulcificación (Abellán et al., 2005; Sánchez-Fernández et al., 2008).

Tipo 6: Ríos meso-hipersalinos, situados en cuencas con precipitación media-alta, baja T^a media, porcentajes medios-bajos de regadío y bajos para el suelo urbano y con riqueza media de taxones de macroinvertebrados acuáticos. Incluye los ríos mesosalinos de referencia (Abellán et al., 2005; Sánchez-Fernández et al., 2008).

Discusión

La concentración de sales en el agua, entendida como estrés osmótico para los organismos acuáticos, juega un papel fundamental en la distribución de las especies de macroinvertebrados en medios salinos, y por tanto en la estructuración de sus comunidades (Williams et al., 1990; Ward, 1992; Williams, 2001; Velasco et al., 2006). El incremento de salinidad simplifica sensiblemente la composición de las comunidades al eliminar progresivamente las especies según la capacidad homeostática de sus mecanismos de regulación fisiológica (Montes y Martino, 1987). El establecimiento de diferentes tipos de ríos salinos en función de sus comunidades podría reflejar, por tanto, los diferentes tipos de adaptaciones fisiológicas y ecológicas de las especies que les permiten vivir en determinadas condiciones de salinidad. Así, a lo largo del gradiente de salinidad estudiado, se han observado tres tipos de ríos salinos: hiposalinos (3-20g/l), meso-hipersalinos (>20-100 g/l) e hipersalinos extremos (>100 g/l), cuyos límites marcan una discontinuidad en las comunidades. Los límites de salinidad entre dichas clases presentan ciertas similitudes con los de otros sistemas de clasificación de medios salinos basados en otros grupos de organismos (Montes y Martino, 1987), aunque en nuestro caso, la clase intermedia incluye un rango mayor de salinidades, de hasta 100 g/l, consideradas como α -hipersalinas. Los coleópteros son el grupo taxonómico estudiado que mejor ha reflejado esta clasificación, mostrando la importancia del gradiente de salinidad en su distribución y abundancia. Esto es debido a que, en conjunto, son capaces de ocupar un extenso y heterogéneo grupo de hábitats, al mismo tiempo que, determinadas especies, como *Ochthebius glaber* Montes y Soler, 1988 o *Nebrioporus baeticus* (Schaum, 1864), presentan una alta especificidad de hábitat (Abellán et al., 2005; Sánchez-Fernández et al., 2007).

Las comunidades de macroinvertebrados de los ríos hiposalinos (**Fig. 6**) se caracterizan por presentar una riqueza taxonómica elevada, consecuencia de la mezcla de especies de agua dulce y de especies tolerantes a concentraciones medias-bajas de sal, normalmente, por debajo de la salinidad del mar. Una especie emblemática perteneciente a este grupo es *Ochthebius montesi* Ferro, 1984, una de las especies de coleópteros acuáticos más amenazadas en la Península Ibérica (Sánchez-Fernández et al., 2005; Sánchez-Fernández et al., 2007; Sánchez-Fernández et al., 2008).



Figura 6. Rambla del Reventón. Murcia. Tipo 4 (Río hiposalino de referencia)

Las comunidades meso-hipersalinas (**Fig. 7**), por otro lado, están formadas exclusivamente por especies halotolerantes que pueden vivir en un amplio rango de salinidad, con óptimos a concentraciones igual o superiores al agua de mar y un límite de tolerancia máximo de aproximadamente 100 g/l. Ejemplos de estas especies eurihalinas son el díctico *Nebriopous baeticus* o el hidrófilo *Enochrus falcarius* Hebauer, 1991 (Gutiérrez-Cánovas et al., 2008).



Figura 7. Río Salado en Priego. Córdoba. Tipo 6 (Río meso-hipersalino de referencia)

Por último, las comunidades de ríos hipersalinos (**Fig. 8**) están muy simplificadas por las condiciones de salinidad extrema, estando constituidas por un grupo muy reducido de especies halófilas dependientes de la sal, como *O. glaber* que puede llegar a tolerar salinidades próximas a los 250 g/l (Abellán et al., 2005; Abellán et al., 2007b).



Figura 8. Arroyo de las salinas de Chillar. Jaén. Tipo 2 (Río hipersalino extremo de referencia)

Entre las variables abióticas estudiadas a escala de cuenca, el área de la cuenca de drenaje, la precipitación y el porcentaje de cultivos de regadío fueron las más importantes para caracterizar los ríos salinos peninsulares. El uso agrícola de la cuenca conlleva una disminución de la concentración de sales de sus aguas por procesos de dulcificación debidos a los aportes del drenaje de los cultivos, así como la alteración de otros parámetros físico-químicos del agua, como el aumento de la concentración de nutrientes (Velasco et al. 2006). Esto supone una degradación de las condiciones naturales de estos sistemas acuáticos, siendo patente en muchos ríos salinos de la cuenca del Segura (Sánchez-Fernández et al., 2004; Gómez et al., 2005; Velasco et al., 2006) y coincidiendo con elevados porcentajes de suelo urbano y agrícola de regadío en las áreas colindantes.

La clasificación obtenida a partir del conjunto de variables bióticas y abióticas dio como resultado 6 tipos de ríos salinos, tres de ellos, en buen estado de conservación (referencia) y correspondientes a las tres clases definidas según sus comunidades de macroinvertebrados determinadas por la concentración de sales en condiciones naturales, y otros tres tipos de ríos salinos degradados, cuyas diferencias se debieron más al tipo de impacto que presentaron, que a sus características intrínsecas. Por tanto, la salinidad y la presión de las actividades humanas en la cuenca son las variables más relevantes para la tipificación de los ríos salinos ibéricos.

Dentro de los ríos con un buen estado de conservación (Tipos 2, 4 y 6), destacan los de carácter hipersalino extremo, con cauces que habitualmente llevan muy poca agua (unos pocos centímetros de anchura y profundidad de la lámina de agua), situados en zonas de montaña con vegetación natural como uso de suelo predominante, debido al escaso interés para uso agrícola. Generalmente presentan salinidades entre 100 y 300 g/l, formando precipitados de sal en las orillas durante el verano. Sólo unas pocas especies de insectos de los órdenes coleópteros (Familia Hydraenidae) y dípteros (Familias Ephydriidae y Ceratopogonidae) viven en estas condiciones extremas (Sánchez-Fernández et al., 2007; Gutiérrez-Cánovas et al., 2008). *Ochthebius glaber*, la especie más típica de estos ambientes, presenta un gran interés de conservación por tratarse de una especie endémica de la mitad sur de la Península y presentar una alta diversidad genética intra e interpoblacional (Abellán et al., 2007b). Debido a la singularidad de las especies que presentan, resultan de gran relevancia para la conservación de la biodiversidad acuática a una escala global (Millán et al., 2002; Velasco et al., 2006; Sánchez-Fernández et al., 2008). Dichos medios representan condiciones extremas, comunes en épocas de regresión marina, que han perdurado hasta nuestros días, aunque de forma fragmentada.

Sin embargo, los ríos salinos con menor concentración de sales, especialmente los de carácter hiposalino, son los que presentan los mayores impactos (dulcificación y eutrofización de sus aguas) debido al rápido incremento de la superficie de regadío y desarrollo de urbanizaciones durante las últimas décadas, en detrimento de la superficie de cultivos de secano tradicionales y vegetación natural en sus cuencas (Sánchez-Fernández et al., 2004; Velasco et al., 2006). En este sentido, la dulcificación y eutrofización de los ríos salinos conlleva la pérdida de las especies más halófilas y la aparición de especies oportunistas, aumentando generalmente la riqueza de especies (Ortega et al., 2004; Velasco et al. 2006). Algunas ejemplos de especies indicadoras de estos cambios lo constituyen la presencia de *Yola bicarinata* (Latreille, 1804) e *Hydroglyphus geminus* (Fabricius, 1792), dentro de los coleópteros, o *Micronecta scholtzi* (Fieber, 1860) dentro de los hemípteros, especies habituales en aguas dulces y de amplia distribución (Gutiérrez et al., 2008). También suelen aparecer especies exóticas, como los crustáceos *Gammarus aequicauda* (Martynov, 1931), *Sphaeroma serratum* (Fabricius, 1787), propias de aguas de transición en la costa, asociadas a ambientes fuertemente eutrofizados y ricos en materia orgánica, o gasterópodos como el hidróbido *Potamopyrgus antipodarum* (Smith, 1889), muy común en los ambientes más eutrofizados y mineralizados de las ramblas del sureste ibérico (Velasco et al., 2006).

Por tanto, resulta evidente, que los cambios en los sistemas agrícolas tradicionales y la creciente expansión del regadío y suelo urbano, están haciendo de los ecosistemas acuáticos salinos uno de los componentes más vulnerables del territorio (Moreno et al., 1997; Gómez et al., 2005; Abellán et al., 2005; Sánchez-Fernández et al., 2008), cuya degradación conlleva la banalización de sus comunidades, del valor ecológico y biogeográfico que representan (Moreno et al., 1997; Millán et al., 2002), y una irreparable pérdida de biodiversidad a todos los niveles, especialmente en un contexto europeo (Abellán et al., 2005; Millán et al., 2006; Velasco et al., 2006; Abellán 2007b; Sánchez-Fernández et al., 2008).

Agradecimientos

Este trabajo ha sido parcialmente financiado a través del Proyecto I+D+I ref: CGL2006-04159/BOS. Durante la realización del trabajo P. Arribas disfrutó de una beca predoctoral (FPU) del Ministerio de Ciencia e Innovación y P. Abellán, D. Sánchez-Fernández, C. Gutiérrez-Cánovas y F. Picazo de becas de la Fundación SENECA.

Referencias

Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J., Millán, A. 2005. Assessing conservation priorities for insects: status of water beetles in southeast Spain. *Biological Conservation* 121:79-90.

- Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J., Millán A. 2007a. Effectiveness of protected area networks in representing freshwater biodiversity: the case of a Mediterranean river basin (SE Spain). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17:361-374.
- Abellán, P., Gómez-Zurita, J., Millán, A., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J., Galián, J., Ribera, I. 2007b. Conservation genetics in hypersaline inland waters: mitochondrial diversity and phylogeography of an endangered Iberian beetle (Coleoptera: Hydraenidae). *Conservation Genetics* 8(1):79-88.
- D.O.C.E. 2000. *Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*. D.O.C.E. L 327 de 22.12.00.
- Friend, P., Dabrio, C. 1996. *Tertiary basins of Spain: the stratigraphic record of crustal kinematics*. Cambridge University press, Cambridge, Reino Unido.
- Gómez, A., Serra, M., Carvalho, G.R., Lunt, D.H. 2002. Speciation in ancient cryptic species complexes: Evidence from the molecular phylogeny of *Brachionus plicatilis* (Rotifera). *Evolution* 56:1431-1444
- Gómez, R., Hurtado, M.L., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R. 2005. Ramblas in south-east Spain: threatened and valuable ecosystems. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 15:387-402
- Gutiérrez-Cánovas, C., Velasco, J., Millán, A. 2008. SALINDEX: A macroinvertebrate index for assessing the ecological status of saline 'ramblas' from SE of the Iberian Peninsula. *Limnética* 27:299-316.
- López-Martínez, N. 1989. Tendencias en Paleobiogeografía: el futuro de la biogeografía del pasado. En: Aguirre, E. (Ed.). *Paleontología*, pp. 271-296. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, España.
- Millán, A., Moreno, J.L., Velasco, J. 2001a. Estudio faunístico y ecológico de los Coleópteros y Heterópteros acuáticos de las lagunas de Albacete (Ojos de Villaverde, Pétrola, Ontalafia, Alboraj y Los Patos). *Sabuco* 1:43-94.
- Millán, A., Moreno, J.L., Velasco, J. 2001b. Estudio faunístico y ecológico de los Coleópteros y Heterópteros acuáticos de las lagunas y humedales de Albacete (Lagunas de Ruidera, Salinas de Pinilla, Laguna del Saladar, Laguna del Salobralajo, Lagunas de Corral Rubio, Fuente Isso y Fuente de Agua Ramos). *Sabuco*, 2:169-214.
- Millán, A., Moreno, J.L., Velasco, J. 2002. *Los coleópteros y heterópteros acuáticos y semiacuáticos de la provincia de Albacete*. *Catálogo faunístico y estudio ecológico*. Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel", Albacete, España.
- Millán, A., Abellán, P., Ribera, I., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J. 2006. The Hydradephaga (Coleoptera) of the Segura basin (SE Spain): twenty five years studying water beetles. *Memorie della Società Entomologica Italiana* 84(1):9-14.
- Montes, C., Martino, P. 1987. Las lagunas salinas españolas. En: *Bases científicas para la protección de los humedales españoles*, pp. 95-145. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid, Madrid, España.
- Moreno, J.L., Angeler, D.G., De las Heras, J. 2009. Seasonal dynamics of macroinvertebrate communities in a semiarid saline spring stream with contrasting environmental conditions. *Aquatic Ecology* DOI 10.1007/s10452-009-9251-x
- Moreno, J.L., Millán, A., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Velasco, J. 1997 Aquatic Coleoptera and Heteroptera assemblages in waterbodies from ephemeral coastal streams ("ramblas") of south-eastern Spain. *Archiv für Hydrobiologie*, 141:93-107.
- Munné, A., Prat, N. 2004. Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Management* 34(5):711-29.
- Ninyerola, M., Pons, X., Roure, J.M. 2005. *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. 45 pp., ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra, España. (<http://www.opengis.uab.es/WMS/iberia/index.htm>)
- Ortega, M., Velasco, J., Millán, A., Guerrero, C. 2004. An ecological integrity index for littoral wetlands in agricultural catchments of semiarid Mediterranean regions. *Environmental Management* 33:412-430.

- Ribera, I. 2000. Biogeography and conservation of Iberian water beetles. *Biological Conservation* 92:131-150.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Velasco, J., Millán, A. 2004. Áreas prioritarias de conservación en la Cuenca del Río Segura utilizando los coleópteros acuáticos como indicadores. *Limnética* 23(3-4):209-227.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Ribera, I., Velasco, J., Millán, A. 2005. Estado de amenaza de *Ochthebius montesi* (Coleoptera, Hidraenidae), un coleóptero acuático muy raro y endémico del sur de la Península Ibérica. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 36:15-19.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Velasco, J., Millán, A. 2006. *Ochthebius montesi* (Ferro, 1984). En: Verdú JR y Galante E (eds). *Libro Rojo de los Invertebrados de España*, pp. 133-134. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. España.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Camarero, F., Esteban, I., Gutiérrez-Cánovas, C., Ribera, I., Velasco, J., Millán, A. 2007. Los macroinvertebrados acuáticos de las Salinas de Añana (Álava, España): biodiversidad, vulnerabilidad y especies indicadoras. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 40:233-245.
- Sánchez-Fernández, D., Bilton, D.T., Abellán, P., Ribera, I., Velasco, J., Millán, A. 2008. Are the endemic water beetles of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands effectively protected? *Biological Conservation* 141:1612-627
- Sánchez-Montoya, M.D., Punti, T., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Rieradevall, M., Poquet, J.M., Zamora-Muñoz, C., Robles, S., Álvarez, M., Alba-Tercedor, J., Toro, M., Pujante, A.M. Munné, T., Prat, N. 2007. Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 52(11):2240-55.
- Strahler, A. N. 1952. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Bulletin Geological Society of America* 63:1117-1142
- Tachet, H., Richoux, P., Bourneaud, M., Usseglio-Polatera, P. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Ed. Paris, Francia.
- Ter Braak, C.J.F., Smilauer, P. 2002. *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows. User's guide: software for canonical community ordination* (v. 4.5), 500 pp., Microcomputer Power: Ithaca, NY. USA.
- Velasco, J., Millán, A., Hernández, J., Gutiérrez, C., Abellán, P., Sánchez, D., Ruíz M. 2006. Response of biotic communities to salinity changes in a Mediterranean hypersaline stream. *Saline Systems* 2:12.
- Ward, J.V. 1992. *Aquatic Insect Ecology. Biology and Habitat*. John Wiley and Sons, Toronto. Canada.
- Williams, W.D. 2001. Anthropogenic salinisation of inland waters. *Hydrobiologia* 466:329-337.
- Williams, W.D., Boulton, A.J., Taaffe, R.G. 1990. Salinity as a determinant of salt lake fauna: a question of scale. *Hydrobiologia* 197:257-266.
- Williams, D.D., Felmate, B.W. 1992. *Aquatic Insects*. Oxon. 358 pp. Wallingford: CAB International.
- Williams, W.D. 2002. Environmental threats to salt lakes and the likely status of inland saline ecosystems 2025. *Environmental Conservation* 29(2):154-167.