

LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS DE LAS SALINAS DE AÑANA (ÁLAVA, ESPAÑA): BIODIVERSIDAD, VULNERABILIDAD Y ESPECIES INDICADORAS

David Sánchez-Fernández¹, Pedro Abellán¹, Fernando Camarero³, Íñigo Esteban⁴, Cayetano Gutiérrez-Cánovas¹, Ignacio Ribera², Josefa Velasco¹ & Andrés Millán¹

¹ Departamento de Ecología e Hidrología. Facultad de Biología. Universidad de Murcia. 30100. Espinardo. Murcia. – acmillan@um.es

² Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales. José Gutiérrez Abascal, 2. 28006. Madrid. – i.ribera@mncn.csic.es

³ Asociación EHIZA, Panamá, 4 – 3º dcha. 01012. Vitoria-Gasteiz.

⁴ C/ Jorge Manrique nº 10, 2º D. 50015. Zaragoza.

Resumen: Este trabajo pretende completar y actualizar la información sobre la diversidad de macroinvertebrados acuáticos del complejo de las salinas de Añana. Además, se identifican tanto las especies con mayor grado de amenaza como aquellas que poseen mayor valor indicador. Finalmente, se pretende determinar el estado actual de conservación y los principales impactos que sufre el área estudiada. Se han encontrado un total de 84 taxones, 61 de ellos identificados hasta el nivel de especie. Las especies con mayor valor indicador del grado de naturalidad de los ambientes salinos de Añana son *Nebrioporus baeticus* en ambientes salinos lóticos y *Ochthebius notabilis* en pozos y cubetas salineras. Estas dos especies son, también, las más vulnerables de las que aparecen en la zona de estudio. El principal problema para la conservación del espacio es el progresivo deterioro de las cubetas salineras, debido a su abandono y a los procesos de contaminación orgánica, eutrofización y dulcificación del agua del arroyo en su parte baja.

Palabras clave: Macroinvertebrados, Coleoptera, Hemiptera, insectos acuáticos, bioindicadores, vulnerabilidad, conservación, Salinas de Añana, Álava, España.

Aquatic macroinvertebrates of the Añana salt-pans (Alava, Spain): biodiversity, vulnerability and indicator species

Abstract: The purpose of this study was to complete and update the available information on the diversity of aquatic macroinvertebrates in the Añana salt-pans. We also wanted to identify both the most threatened species and those with the highest value as indicators. Finally, we have tried to determine the conservation status and the main sources of environmental impact affecting the area. We found a total of 84 taxa, 61 identified to the species level. The species with the highest value as natural indicators in Añana's saline environment are *Nebrioporus baeticus*, for lotic environments, and *Ochthebius notabilis*, for wells and salt-pans. Also, these two species were the most threatened in the study area. The area's main environmental problem is the progressive deterioration of the salt-pans caused by neglect and by organic contamination processes, eutrophication and loss of salinity in the lower part of the stream.

Key words: Macroinvertebrates, Coleoptera, Hemiptera, aquatic insects, indicator species, vulnerability, conservation, Añana salt-pans, Álava, Spain.

Introducción

Los ecosistemas acuáticos salinos de interior (fuentes, arroyos, lagos y salinas) son ambientes muy singulares, a pesar de estar repartidos por todo el territorio peninsular. Presentan un alto interés de conservación debido, tanto a la importancia de la fauna que albergan (Moreno *et al.*, 1997; Millán *et al.*, 2001a y b; Gómez *et al.*, 2005), como a los procesos ecológicos que en ellos se producen (Williams, 2002). Estos ecosistemas, además, reúnen importantes valores estéticos, culturales, económicos, recreativos, científicos y de conservación, siendo una de sus principales peculiaridades, precisamente, la presencia de una biota única y diferente a la de otros ecosistemas acuáticos mucho menos mineralizados o de agua dulce.

A este tipo de ambientes, pertenecen la mayor parte de los ecosistemas que se pueden encontrar en el valle Salado de Añana. A estos valores hay que unir su localización, en el norte de la Península Ibérica, lo que le confiere mayor singularidad aún, al alejarse de las áreas donde la existencia de este tipo de ambientes es más habitual, pudiendo actuar como isla biogeográfica.

El funcionamiento hidrogeológico de los materiales del Diapiro del Valle de Añana, resalta todavía más la im-

portancia de este enclave, ya que debido a la heterogeneidad de su estructura permite la coexistencia de redes de drenaje, de características y funcionamiento muy diferentes. Así, debido a los valores relativamente altos de permeabilidad, la red de drenaje superficial se limita a un arroyo permanente y a determinados cauces temporales que sólo en el caso de lluvias intensas suelen llevar agua. Además, existe una red de manantiales donde coexisten flujos hipersalinos con otros menos mineralizados de diferente profundidad y tiempo de renovación. Esto origina una enorme complejidad de hábitats, con pozos de alta salinidad (250 g/l), otros con valores de salinidad menores (30-100 g/l) o, incluso prácticamente de agua dulce, junto con ambientes lóticos dulces y salinos (entre 6 y 25 g/l), que favorece la presencia de una alta biodiversidad.

Dada la singularidad de este humedal, las Salinas de Añana fueron declaradas monumento histórico artístico de carácter nacional en 1987, y en 2002 fueron incluidas en la lista de humedales del Convenio Ramsar. Asimismo, en 2004 se inició el procedimiento de elaboración y aprobación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales para el área del Diapiro de Añana.

La conservación de la biodiversidad requiere un buen conocimiento de los rasgos biológicos de las especies y su papel dentro del ecosistema. En este sentido, los macroinvertebrados juegan un papel relevante, tanto en términos de biodiversidad, como también en relación a la función que desempeñan dentro de las redes tróficas, en la producción del ecosistema o en su estabilidad, entre otros muchos aspectos. Sin embargo, suelen pasar desapercibidos por su pequeño tamaño, su mimetismo o por sus hábitos de vida. A pesar de ello, su presencia es dominante, tanto en biomasa, como en riqueza de especies, pudiendo encontrar millones de individuos de una especie en aquellos ambientes que le son propicios. Un ejemplo clásico es el de coleópteros de los géneros *Nebrioporus* y *Ochthebius*, muy abundantes en cubetas salineras y arroyos hipersalinos.

También es importante conocer los aspectos de tipo histórico y biogeográfico que condicionaron el poblamiento de los macroinvertebrados sobre estos medios, dado que éstos ayudarán a interpretar por qué aparecen determinadas especies, cuál puede ser su origen y cuáles son los cambios que se han producido en dicho ecosistema.

Por otro lado, el valor indicador de los macroinvertebrados constituye hoy día una herramienta muy útil para la gestión y conservación de los espacios naturales protegidos, ya que ofrecen información rápida y sencilla que puede ser utilizada para la valoración y control de la calidad ecológica del espacio, el diagnóstico de probables causas de deterioro, el establecimiento de criterios para la protección y restauración de ecosistemas de interés, y finalmente para la gestión integrada de cuencas.

Uno de los índices biológicos más empleados para determinar la calidad de las aguas en ríos españoles es el IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor *et al.*, 2002). Este índice se basa en la tolerancia diferencial de las familias de macroinvertebrados a la contaminación, de forma que variaciones en la composición de las familias de este grupo se puede interpretar como signos evidentes de algún tipo de contaminación. Sin embargo, este índice, aunque muy utilizado en la Península Ibérica, no se ajusta bien a los medios acuáticos salinos (Millán, 2004), dado que los taxones indicadores utilizados son característicos de aguas dulces. Por ello, surge la necesidad de identificar las especies indicadoras de ambientes salinos, tanto reófilos como leníticos, que permita determinar la integridad ecológica de este tipo de ambientes.

Lo interesante es poder estudiar una especie o un grupo de especies de un ecosistema que puedan proporcionar información de su estado de una forma rápida, precisa y objetiva. En términos científicos, esta especie o conjunto de especies se conocen como bioindicadores, esto es, especies cuya presencia o abundancia reflejan en alguna medida el carácter del hábitat en el que viven y que puede servir para el seguimiento de cambios dentro de un ecosistema particular.

Así, los objetivos plantados para este trabajo son:

1. Completar y actualizar la información sobre la biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos, en particular la de los órdenes Coleoptera y Hemiptera de las salinas de Añana y arroyos asociados.
2. Destacar las especies con mayor valor indicador.
3. Identificar las especies con mayor grado de amenazada pertenecientes a estos grupos taxonómicos.

4. Determinar el estado actual de conservación y principales impactos que sufre el mencionado enclave.

Metodología

Área de estudio

El valle salado de Añana se ubica en la parte occidental de la provincia de Álava, dentro del término municipal de Añana. Forma parte de la comarca denominada *Valles Alaveses*. Con una extensión de 21,79 km², abarca dos núcleos urbanos, la villa de Salinas de Añana, capital del municipio, y Atiega, a unos 4 km de distancia, al noroeste. Limita con los municipios de Valdegobia, Ribera Alta y Lantarón. El núcleo de población de Salinas de Añana - Getzaga colinda con las eras del valle salado por su parte norte, al igual que lo hace el monasterio de San Juan de Acre en su zona este. El resto de laderas que bordean a las eras del valle salado están cubiertas por matorrales y pastos que tienen una utilización ocasional como áreas de pastoreo. El resto de la cuenca está ocupado en distinta medida por zonas forestales, cultivos de secano y pequeños núcleos de población (figura 1).

Las salinas de Añana se sitúan en una zona climática de transición atlántico-mediterránea. Los inviernos son fríos, el mes de enero presenta una temperatura media de 4,7 °C, y los veranos son suaves pero con marcadas oscilaciones diurnas, siendo julio el mes más cálido, con una media de 19,8 °C. Las precipitaciones presentan una media anual de 656 mm.

El diapiro que da el carácter salino a las aguas, corresponde a una estructura elipsoidal de unos 13 km² elongada en dirección este-oeste, que posee un gran número de carnioles y ofitas inmersos en las arcillas típicas del Trias, y es la principal chimenea salina de la denominada Fosa Cantábrica. La hidrología de las salinas de Añana está basada en la utilización del manantial salino Santa Engracia que presenta aportes casi constantes a lo largo del año de unos 2 l/s. El manantial de Santa Engracia, que alimenta a las salinas de Añana presenta una clara predominancia de los cloruros y sodios.

Caracterización de las estaciones de muestreo

Dentro de los límites del valle de Añana se seleccionaron diferentes estaciones de muestreo que recogieran la diversidad de hábitats acuáticos presentes en función de la salinidad de sus aguas (ver tabla I), el carácter lótico o lenítico, la temporalidad y el grado de impacto de las actividades humanas. En total fueron seleccionados 9 puntos de muestreo en diferentes complejos acuáticos, integrados por un arroyo principal de agua salina, el arroyo Muera, en el que se localizan cuatro puntos de muestreo (2, 4, 5 y 6); cubetas salineras (8) de agua hipersalina; pozas y cubetas de agua subsalina a mesosalina (1 y 9); y finalmente, por la margen derecha de este arroyo salado, confluye otro arroyo, en este

Tabla I. Clasificación de Montes & Martino (1987) de las aguas continentales según su salinidad

Tipo	S (g/l)
Dulces	< 0,5
Subsalinas	0,5 - 3
Hiposalinas	>3 - 20
Mesosalinas	>20 - 50
Hipersalinas	> 50

Tabla II: Datos de salinidad, conductividad y temperatura del agua en las estaciones prospectadas

Estación	Nombre	S (g/l)	C (mS)	T ^a
1	Surgencia (poza) de agua subsalina	1,4	2,9	13,7
2	Cabecera de arroyo salino de	9,3	15,6	16,9
3	Arroyo de agua dulce antes confluencia con salado	5,6	9,6	13,3
4	Arroyo salado antes de la confluencia con el dulce	17,2	28,5	14,4
5	Después de la confluencia de arroyos.	16,3	28	14,4
6	Arroyo salino aguas abajo de Añana	18,6	30,4	17,1
7	Arroyo de agua dulce por encima de las salinas	0,4	1,3	14,4
8	Cubetas someras y canales salineros	306,4	417,6	16,9
9	Cubetas de cemento	1,1 - 22,2	2,4 - 36	14,8

caso de agua dulce a hiposalina, en el que se situaron las estaciones de muestreo 3 y 7 para determinar la influencia de la fauna dulceacuática (figura 1 y tabla II).

Muestreo de macroinvertebrados

El muestreo de macroinvertebrados se realizó en primavera y verano de 2004, al tratarse de las épocas de mayor actividad de los organismos. En cada estación de muestreo, para determinar la composición de las comunidades de macroinvertebrados, se realizó una prospección detallada de los diferentes ambientes observados. Para ello, se utilizaron mangas entomológicas pentagonales, de 20-25 cm de lado y una luz de malla de 0,5 mm. El muestreo se realizó de modo sectorizado, pasando la manga por los diferentes ambientes previamente caracterizados: 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.

El material, así capturado, se vertió en una batea y se procedió a su recogida con un aspirador de boca y posterior fijación en alcohol diluido al 70%. Posteriormente, en el laboratorio, se procedió a la identificación bajo lupa binocular y microscopio, a través de la morfología externa y/o disección de la genitalia. Para la mayoría de grupos, existen multitud de trabajos dispersos que recogen claves para la identificación a diferentes rangos taxonómicos, incluido el de especie. De manera general, los trabajos de Merritt & Cummins (1984) y Tachet *et al.* (2000) permiten la identificación de la mayoría de macroinvertebrados acuáticos de la Península Ibérica a nivel de familia.

Complementariamente, se tomaron medidas *in situ* de salinidad, conductividad y temperatura del agua (ver tabla II), parámetros habitualmente reconocidos como determinantes para la distribución de los macroinvertebrados acuáticos (Millán *et al.*, 1996, 2006).

Información contenida en el catálogo de especies

Los taxones encontrados fueron identificados a rango de especie para coleópteros y hemípteros acuáticos y semiacuáticos, y en general, hasta familia para el resto de grupos. La ordenación para coleópteros y hemípteros se realizó siguiendo a Ribera *et al.* (1998) y Millán *et al.* (2002), respectivamente. Para cada especie se indica su posición taxonómica y se aporta la siguiente información:

S: Se incorpora el género, subgénero (si presenta), especie o subespecie, el autor o autores que la describieron.

C: Se aporta información sobre las capturas de la especie en los diferentes muestreos realizados. Aparece el número de la estación, la fecha de muestreo y el número de individuos capturados entre paréntesis.

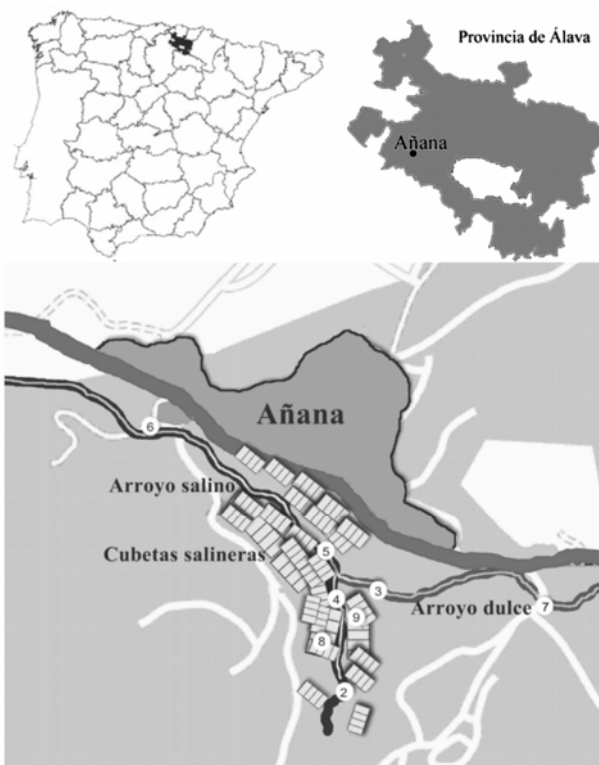


Fig. 1. Área de estudio y estaciones de muestreo.

IB: Se da información biogeográfica sobre la especie, siguiendo los criterios de Ribera *et al.* (1998) y Millán *et al.* (2002), considerándose cinco tipos de distribución:

1. *Transibéricas:* Especies presentes al norte de los Pirineos, en la Península Ibérica y en el Norte de África.
2. *Iberoeuropea:* Especies que se distribuyen en la Península Ibérica y zonas al norte de los Pirineos, pero no en zonas al sur de ésta.
3. *Iberoafriicana:* Especies presentes en la Península Ibérica y zonas al Sur de ésta como el norte de África y Oriente Próximo (excepcionalmente aparecen en la cara norte de los Pirineos, sur de Francia, o en islas mediterráneas. Estas excepciones quedan convenientemente indicadas en el texto).
4. *Disyunción mediterránea:* Especies que aparecen en áreas aisladas ibéricas y en el centro y Este de la cuenca mediterránea. En ningún caso aparecen al Norte de los Pirineos.
5. *Endemismo ibérico:* Especie presente únicamente en la Península Ibérica, con extensión a la cara norte de los Pirineos y el extremo sur de Francia en algunos casos.

HT: Información sobre los hábitats tipo que ocupa la especie.

Observaciones: Destacan diversos aspectos que pueden complementar la información aportada, como abundancia, características indicadoras, rareza, estado o propuestas de conservación, etc.

Metodología para el estudio de la vulnerabilidad

La vulnerabilidad de las especies se abordó a escala nacional y se calculó mediante un sistema de puntuación a partir de la combinación de seis criterios referidos a características de las especies y de los hábitats que ocupan: *distribución general, endemicidad, rareza local, persistencia, rareza del hábitat y pérdida del hábitat*, y para cada uno de estos criterios o variables las especies puntúan 0, 1, 2 o 3 (para más detalles ver Abellán *et al.*, 2005 a y b).

El valor final de vulnerabilidad de una especie es la suma de las puntuaciones de cada criterio, tomando valores entre 0 y 18. Este valor total nos permite la ordenación de las especies en función de la prioridad de conservación. A partir de este valor, las especies se pueden agrupar en cuatro clases: vulnerabilidad baja (0-4), media (5-8), alta (9-13) y muy alta (14-18).

Especies indicadoras

Se toma como base, además de la experiencia investigadora, una serie de datos obtenidos en Añana y otros ambientes salinos del territorio peninsular en campañas de muestreo que abarcan un periodo comprendido entre 1982 y la actualidad. El esfuerzo de muestreo fue similar en todas las estaciones prospectadas, invirtiendo un tiempo medio de 60 minutos entre el muestreo, la separación y recogida de material biológico, y la anotación de las características físico-químicas y principales impactos de los enclaves. Posteriormente, ya en laboratorio, se identificaba la fauna recogida, obteniendo datos de presencia y estimas de abundancia que pueden ser comparables en los distintos muestreos realizados.

Las especies indicadoras del buen estado ecológico (naturalidad), se identificaron atendiendo a matrices de frecuencia de aparición y abundancia de especies en cada estación, y tomando como referencia los datos obtenidos en aquellos enclaves con un alto grado de naturalidad. Así, se concretaron las especies propias tanto para las cubetas salineras, como para los arroyos salinos, y que pueden ser sensibles a los cambios tanto por dulcificación del agua, como por eutrofización y contaminación orgánica.

Resultados

La comunidad acuática de los arroyos y salinas de Añana está constituida por un total de 84 taxones de macroinvertebrados, 61 de ellos identificados hasta especie, que comprenden el conjunto de coleópteros (49), salvo Scirtidae, y hemípteros acuáticos (12). A ellos, debe incluirse el anostráceo *Artemia parthenogenetica*, no objeto del presente estudio.

A continuación, se presenta un catálogo con información sobre los diferentes taxones de invertebrados que aparecen en el Valle salado de Añana.

De los 84 taxones que se listan a continuación, 15 (#) no han sido recogidos en el presente estudio, aunque sí han podido ser revisados para su identificación, al menos hasta el nivel de familia.

Con asterisco (*) se representan las especies que aparecen como citas nuevas para Álava, ya que gran parte de los trabajos que recogen estas citas, son datos no publicados, al tratarse de informes para la administración.

PHYLUM MOLLUSCA

Clase GASTROPODA

Orden NEOTAENIOGLOSSA

Familia Hydrobiidae

C. 1: 23/7/04 (3 ej.), 9/10/04 (4); 3: 9/10/04 (2 ej.), 4/7/05 (3 ej.).
HT: En Añana se han encontrado en ambientes lóticos de agua dulce a mesosalina, aunque también pueden encontrarse en ambientes estancos.

PHYLUM ARTHROPODA

SUPERCLASE CRUSTACEA

Clase MALACOSTRACA

Orden AMPHIPODA

Familia Gammaridae

C. 1: 23/7/04 (8 ej.), 9/10/04 (52 ej.), 3/7/05 (5 ej.); 3: 9/10/04 (5 ej.), 4/7/05 (17 ej.); 4: 4/7/05 (17 ej.); 5: 4/7/05 (10 ej.); 6: 23/7/04 (11 ej.), 9/10/04 (12 ej.); 7: 3/7/05 (5 ej.).
HT: Ambientes lóticos de salinidad variable.

Orden ANOSTRACA

Familia Artemiidae

Artemia parthenogenética Bowen & Sterling 1978

Clase ARACHNIDA

Infraclase ACARI

Hydrachnidia #

Clase INSECTA

Orden PLECOPTERA

Familia Nemouridae

C. 1: 23/7/04 (2 ej.), 3/7/05 (8); 3: 4/7/05 (4 ej.); 6: 23/7/04 (4 ej.).
HT: Ambientes lóticos de agua dulce.

Familia Perlodidae

Orden EPHEMEROPTERA

Familia Baetidae

C. 1: 3/7/05 (1); 3: 9/10/04 (4); 9: 9/10/04 (1 ej.).
HT: Ambientes lóticos o leníticos de agua dulce a mesosalina.

Orden ODONATA

Familia Aeshnidae

C. 1: 9/10/04 (3), 3/7/05 (2); 3: 9/10/04 (7); 7: 23/7/04 (1 ej.), 9/10/04 (2 ej.); 9: 3/7/05 (1 ej.), 9/10/04 (2 ej.).
HT: Ambientes lóticos o leníticos con agua de escasa mineralización.

Familia Cordulegastridae

C. 1: 23/7/04 (1 ej.), 9/10/04 (2 ej.) 3/7/05 (3 ej.); 3: 9/10/04 (1 ej.).
HT: Ambientes lóticos de agua dulce.

Familia Libellulidae

C. 3: 9/10/04 (8 ej.).
HT: En Añana ha aparecido en un ambiente lótico de agua dulce hiposalina, pero también se pueden encontrar en aguas estancadas.

Familia Coenagrionidae

C. 1: 3/7/05 (1 ej.); 6: 23/7/04 (1 ej.); 7: 23/7/04 (1 ej.).
HT: En Añana ha aparecido en ambientes lóticos de agua subsalina, pero puede aparecer tanto en aguas estancadas como corrientes.

Orden HEMÍPTERA

Familia Naucoridae

Naucoris maculatus Fabricius, 1789 #

Familia Nepidae

Nepa cinerea Linnaeus, 1758

C. 1: 9/10/04 (1 ej.); 3: 9/10/04 (1 ej.), 4/7/05 (2 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Medios lóticos de agua dulce a mesosalina.

Observaciones: Especie muy común. Asociado a márgenes poco profundos de diversos tipos de agua. Caza al acecho con sus patas raptoras. Puede hibernar fuera del agua.

Familia Veliidae

Velia saulii Tamanini, 1947*.

C. 1: 3/7/05 (3a + 2l); 3: 9/10/04 (1ej.).

IB: Ibero europea.

HT: Medios lóticos.

Observaciones: Común en regiones montañosas del centro y norte de la Península. Viven en lugares sombreados y aguas limpias de arroyos y ríos.

Familia Corixidae

Sigara (Halicorixa) selecta (Fieber, 1848)

C. 6: 23/7/04 (1a + 1l), 4/7/05 (1 ej.); 9: 3/7/05 (5a + 1l), 9/10/04 (14 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambientes estancos de aguas meso a hipersalinas.

Observaciones: Capaz de colonizar y establecerse en las cubetas salineras.

Sigara (Pseudovermicorixa) nigrolineata nigrolineata (Fieber, 1848)

C. 3: 9/10/04 (22 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Medios lóticos de agua poco mineralizada o dulce.

Corixa affinis Leach, 1817 #

Familia Notonectidae

Notonecta maculata Fabricius, 1794

C. 1: 23/7/04 (1a + 1l); 3: 9/10/04 (3 ej.); 7: 23/7/04 (1 ej.); 9: 3/7/05 (2 ej.), 9/10/04 (5 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambientes lóticos y leníticos de mineralización moderada.

Observaciones: En la especie más común del género en la Península Ibérica. Común en pozas y ambientes de nueva creación.

Notonecta viridis Delcourt, 1909

C. 3: 9/10/04 (3 ej.).

IB: Transibérica.

HT: En la zona de estudio se ha encontrado en medios lóticos de agua dulce.

Observaciones: Tolera aguas con un grado medio de mineralización y eutrofización. Su aspecto general es más esbelto que el resto de especies del género.

Notonecta glauca meridionalis Poisson, 1926

C. 1: 3/7/05 (1 ej.); 3: 9/10/04 (4 ej.); 7: 9/10/04 (2 ej.); 9: 9/10/04 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Principalmente ambientes estancos de agua dulce.

Observaciones: Es común en la Península Ibérica, excepto en el sur.

Familia Pleidae

Plea minutissima Leach, 1817 #

Familia Gerridae

Gerris gibbifer Schummel, 1832

C. 1: 23/7/05 (1l), 3/7/05 (1 ej.); 3: 9/10/04 (5 ej.); 7: 3/7/05 (1 ej.); 9: 3/7/05 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambientes lóticos o leníticos de escasa mineralización.

Observaciones: Prefiere remansos de ambientes lóticos en ríos de cabecera.

Familia Hydrometridae

Hydrometra stagnorum (Linnaeus, 1758)

C. 1: 3/7/05.

IB: Transibérica.

HT: Medio lótico de agua dulce.

Observaciones: Especie de distribución amplia en la Península Ibérica.

Orden TRICHOPTERA

Familia Psychomyiidae

Orden DIPTERA

Familia Chironomidae

C. 3: 9/10/04 (6 ej.), 4/7/05 (2 ej.); 5: 9/10/04 (3 ej.), 4/7/05 (7 ej.); 6: 23/7/04 (24 ej.), 9/10/04 (14), 4/7/05 (6 ej.); 7: 9/10/04 (6 ej.); 10: 9/10/04 (3 ej.).

HT: Ambientes lóticos o leníticos con agua de salinidad variable.

Familia Culicidae

C. 7: 9/10/04 (1 ej.).

HT: Ambiente lenítico de agua dulce o subsalina.

Familia Dixidae

C. 1: 23/7/04 (1 ej.); 3: 9/10/04 (1 ej.).

HT: Ambientes lóticos de agua dulce a mesosalina.

Familia Dolichopodidae

Familia Simuliidae

C. 3: 4/7/05 (2 ej.).

HT: Ambiente lótico de agua dulce a mesosalina.

Familia Stratiomyidae

C. 1: 9/10/04 (2 ej.); 5: 4/7/05 (1 ej.); 6: 23/7/04 (2 ej.), 4/7/05 (1 ej.); 7: 23/04 (2 ej.), 9/10/04 (1 ej.).

HT: Ambientes lóticos con agua de salinidad variable.

Familia Tabanidae

C. 1: 23/7/04 (1 ej.), 9/10/04 (3 ej.); 3: 9/10/04 (3 ej.), 4/7/05 (1 ej.); 5: 9/10/04 (2 ej.); 6: 23/7/04 (9 ej.), 4/7/05 (2 ej.); 7: 3/7/05 (3 ej.).

HT: Ambientes lóticos con agua de salinidad variable.

Familia Tipulidae

C. 3: 9/10/04 (1 ej.), 4/7/05 (1 ej.); 5: 4/7/05 (1 ej.).

HT: Ambientes lóticos de agua dulce.

Orden COLEOPTERA

Familia Gyrinidae

Gyrinus caspius Ménétries, 1832*

C. 7: 3/7/05, (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistema lenítico de agua dulce a subsalina.

Observaciones: Especie común en la Península Ibérica.

Familia Haliplidae

Haliplus (Neohaliplus) lineatocollis (Marsham, 1802)

C. 1: 23/7/04 (1 ej.), 3/7/05 (1 ej.); 3: 9/10/04 (24 ej.); 6: 23/7/04 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistemas lóticos de mineralización moderada.

Observaciones: Especie muy común en la Península Ibérica. Asociado a macrófitos.

Haliplus (Liaphlus) mucronatus Stephens, 1832

C. 3: 9/10/04 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistema lótico de mineralización moderada

Familia Dytiscidae

Laccophilus hyalinus (De Geer, 1774) #

Laccophylus minutus (Linnaeus, 1758)

C. 3: 9/10/04 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistema lótico de mineralización moderada.

Observaciones: Suele preferir cuerpos de agua estancados. Bastante común.

Bidessus minutissimus (Germar, 1824) #

Hydroglyphus geminus (Fabricius, 1792)

C. 1: 9/10/04 (2 ej.); 3: 9/10/04 (2 ej.), 4/7/05 (1 ej.); 5: 4/7/05 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistemas lóticos de agua dulce o mineralización variable.

Observaciones: Frecuente en ambientes de nueva creación.

Hygrotus impressopunctatus (Schaller, 1783) #

Hygrotus inaequalis (Fabricius, 1777)

C. 1: 9/10/04 (2 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistemas lótico/leníticos de agua dulce.

Hydroporus discretus Fairmaire y Brisout, 1859*

C. 1: 9/10/04 (4 ej.), 3/7/05 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistema lótico de agua dulce.

Observaciones: Posible complejo de especies en Europa y Norte de África.

Hydroporus nigrita (Fabricius, 1792)

C. 1: 3/7/05 (1 ej.).

IB: Ibero europea.

HT: Sistema lótico de agua dulce.

Observaciones: Normalmente en arroyos de media y alta montaña.

Hydroporus normandi Régimbart, 1903*

C. 1: 3/7/05 (1 ej.).

IB: Ibero africana.

HT: Sistema lótico de agua dulce.

Observaciones: Ambientes muy someros, entre materia orgánica.

Hydroporus tessellatus Drapiez, 1819*

C. 1: 9/10/04 (1 ej.), 3/7/05 (2 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistema lótico de aguas dulces.

Observaciones: Ambientes lóticos. Especie común en la Península Ibérica.

Stictonectes epipleuricus (Seidlitz, 1887)

C. 1: 9/10/04 (25 ej.), 3/7/05 (1 ej.); 7: 9/10/04 (1 ej.); 10: 3/7/05 (1 ej.).

IB: Endemismo ibérico no estricto.

HT: Sistemas lóticos o leníticos de agua dulce o de mineralización baja.

Observaciones: Presencia en el sudoeste de Francia. Aparece en ambientes lóticos de agua dulce.

Nebrioporus (Zimmermannius) baeticus (Schaum, 1864)

C. 2: 3/7/05 (9 ej.); 3: 4/7/05 (3 ej.); 4: 9/10/04 (15 ej.), 4/7/05 (3 ej.); 5: 9/10/04 (15 ej.), 4/7/05 (3 ej.); 6: 23/7/04 (1 ej.), 4/7/05 (7 ej.); 7: 23/7/04 (1 ej.); 9: 9/10/04 (15 ej.), 3/7/05 (1 ej.).

IB: Endemismo ibérico.

HT: Sistemas lóticos y leníticos de aguas hiposalinas a hipersalinas.

Observaciones: Una de las especies con mayor interés de conservación de la zona de estudio.

Agabus (Gaurodytes) biguttatus (Olivier, 1795)

C. 1: 3/7/05 (2 ej.); 7: 23/7/04 (2 ej.), 3/7/05 (2 ej.); 9: 9/10/04 (3 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistemas lóticos de agua dulce o mineralización baja.

Observaciones: Especie común.

Agabus (Gaurodytes) bipustulatus (Linnaeus, 1767)

C. 1: 23/7/05 (1 ej.), 3/7/05 (1 ej.); 3: 9/10/04 (5 ej.), 4/7/05 (1 ej.); 6: 23/7/04 (1 ej.); 7: 23/7/04 (1 ej.); 9: 9/10/04 (2 ej.), 3/7/05 (2 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Aparece tanto en medios lóticos como leníticos. Puede encontrarse en aguas eutrofizadas.

Observaciones: muy común.

Agabus (Gaurodytes) brunneus (Fabricius, 1798)

C. 1: 3/7/05 (1 ej.); 3: 9/10/04 (6 ej.); 9: 9/10/04 (1 ej.), 3/7/05 (2 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistemas lóticos o leníticos de agua dulce y de mineralización variable en la zona de estudio, aunque en este último caso su presencia debe considerarse esporádica.

Observaciones: Especie común.

Agabus (Gaurodytes) didymus (Olivier, 1795) *

C. 1: 9/10/04 (1 ej.), 3/7/05 (1 ej.); 3: 9/10/04 (2 ej.); 4: 9/10/04 (2 ej.); 6: 23/7/04 (2 ej.), 9/10/04 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistemas lóticos de agua dulce.

Observaciones: Especie muy común. Puede ocupar ambientes algo mineralizados y con cierto grado de eutrofia.

Colymbetes fuscus (Linnaeus, 1758)

C. 3: 9/10/04 (1 ej.); 7: 23/7/04 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistemas lóticos o leníticos en agua de mineralización baja.

Familia Helophoridae

Helophorus nubilus Fabricius, 1776*#

Helophorus grupo *maritimus* #

Helophorus (Atracthelophorus) brevipalpis Bedel, 1881

C. 1: 23/7/04 (3 ej.), 9/10/04 (29 ej.), 3/7/05 (32 ej.); 4: 9/10/04 (3 ej.); 5: 4/7/05 (4 ej.); 6: 23/7/04 (3 ej.), 4/7/05 (1 ej.); 7: 23/7/04 (4 ej.), 9/10/04 (6 ej.), 3/7/05 (8 ej.).

IB: Ibero europea.

HT: Sistemas leníticos de agua de mineralización baja a moderada.

Observaciones: especie muy común, aunque esporádica en el sureste peninsular.

Familia Hydrophilidae

Berosus (Berosus) hispanicus Küster, 1847

C. 3: 9/10/04 (5 ej.); 4: 4/7/05 (1 ej.); 9: 3/7/05 (3 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Sistemas lóticos o leníticos con agua de mineralización variable.

Observaciones: Especie muy común en la Península Ibérica. Prefiere aguas mineralizadas.

Anacaena (Anacaena) bipustulata (Marsham, 1802)

C. 3: 9/10/04 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambiente lótico de agua dulce.

Anacaena (Anacaena) lutescens (Stephens, 1829) *

C. 3: 9/10/04 (3 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambiente lótico de agua dulce.

Laccobius (Dimorpholaccobius) obscuratus Rottenberg, 1874

C. 1: 3/7/05 (2 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambiente lótico de agua dulce.

Observaciones: Especie indicadora de ambientes lóticos bien conservados.

Laccobius (Dimorpholaccobius) sinuatus Motschulsky, 1849

C. 3: 9/10/04 (6 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambiente lótico de agua dulce.

Laccobius (Dimorpholaccobius) striatulus (Fabricius, 1801) *

C. 3: 9/10/04 (4 ej.).

IB: Ibero europea.

HT: Ambiente lótico.

Observaciones: Soporta cierto grado de eutrofia.

Laccobius (Dimorpholaccobius) ytenensis Sharp, 1910

C. 3: 9/10/04 (2 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambiente lótico de agua dulce.

Enochrus bicolor (Fabricius, 1792) #

Enochrus (Lumetus) politus (Küster, 1849) *

C. 1: 23/7/04 (3 ej.); 3: 9/10/04 (3 ej.); 4/7/05 (1 ej.); 4: 9/10/04 (4 ej.); 4/7/05 (3 ej.); 6: 23/7/04 (15 ej.); 9/10/04 (3 ej.); 4/7/05 (5 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambiente lóticos con agua de salinidad variable.

Observaciones: Distribución amplia en el sureste ibérico. Puede aparecer en una gran variedad de medios, aunque es más frecuente en aguas corrientes mineralizadas.

Hydrobius fuscipes (Linnaeus, 1758) *

C. 1: 3/7/05 (1 ej.); 7: 3/7/05 (2 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambientes lóticos o leníticos con agua de mineralización baja.

Coelostoma (Coelostoma) orbiculare (Fabricius, 1775) *

C. 3: 4/7/05 (1 ej.).

IB: Ibero europea.

HT: Ambiente lótico.

Observaciones: Entre la zona intersticial de los ambientes riparios.

Familia Hydraenidae

Hydraena (Hydraena) carbonaria Kiesenwetter, 1849

C. 1: 23/7/05 (1 ej.); 3/7/05 (1 ej.); 3: 4/7/05 (6 ej.); 4: 9/10/04 (2 ej.); 5: 9/10/04 (1 ej.).

IB: Endemismo ibérico no estricto.

HT: Ambiente lótico.

Observaciones: Aparece en el sur de Francia.

Limnebius gerhardti Heyden, 1870

C. 3: 4/7/05 (1 ej.).

IB: Endemismo ibérico.

HT: Ambiente lótico.

Aulacochthebius exaratus (Mulsant, 1844)

C. 1: 3/7/05 (1 ej.); 7: 3/7/05 (1 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambientes lóticos o leníticos con agua de mineralización baja.

Ochthebius (Asiobates) dilatatus Stephens, 1829

C. 1: 3/7/05 (1 ej.); 3: 4/7/05 (2 ej.).

IB: Transibérica.

HT: Ambientes lóticos con agua de mineralización moderada.

Ochthebius (Ochthebius) delgadoi Jäch, 1994

C. 1: 23/7/05 (6 ej.), 9/10/04 (8 ej.), 3/7/05 (1 ej.); 3: 4/7/05 (23 ej.); 4: 9/10/04 (3 ej.), 4/7/05 (23 ej.); 5: 4/7/05 (30 ej.); 6: 23/7/04 (20a + 4l), 4/7/05 (4 ej.); 7: 23/7/04 (1 ej.), 3/7/05 (1 ej.); 9: 9/10/04 (16 ej.), 3/7/05 (1 ej.).

IB: Endemismo ibérico.

HT: En aguas dulces y mineralizadas de ambientes principalmente lóticos.

Ochthebius (Ochthebius) dentifer Rey, 1885

C. 1: 9/10/04 (3 ej.), 3/7/05 (2 ej.); 3: 4/7/05 (2 ej.); 4: 9/10/04 (2 ej.), 4/7/05 (10 ej.); 5: 4/7/05 (6 ej.); 6: 4/7/05 (3 ej.).

IB: Ibero europea.

HT: Ambientes lóticos y estancados de salinidad variable.

Ochthebius (Ochthebius) grandipennis Fairmairei, 1879*

C. 3: 4/7/05 (1 ej.); 4: 9/10/04 (3 ej.), 4/7/05 (2 ej.).

IB: Ibero africana.

HT: Aguas corrientes mesosalinas.

Ochthebius (Asiobates) minimus (Fabricius, 1792)

C. 3: 9/10/04 (1 ej.).

IB: Ibero europea.

HT: Ambiente lótico.

Ochthebius nanus Stephens, 1829 #

Ochthebius (Ochthebius) notabilis Rosenhauer, 1856

C. 2: 9/10/04 (76 ej.); 4: 4/7/05 (14 ej.); 5: 4/7/05 (2 ej.); 6: 23/7/05 (6a + 4l), 4/7/05 (1 ej.); 8: 4/7/05 (45 ej.).

IB: Ibero africana.

HT: Sistemas leníticos hipersalinos.

Observaciones: Asociada a ambientes hipersalinos estancados, donde suele aparecer con *Nebrioporus baeticus* y, sobre todo, *Nebrioporus ceresyi*. Su presencia en ambientes lóticos debe considerarse esporádica.

Familia Scirtidae

Elodes sp. Paykull, 1799

C. 3: 4/7/05 (2 ej.).

HT: Ambiente lótico.

Hydrocyphon sp. Redtenbacher, 1858

C. 3: 4/7/05 (6 ej.).

HT: Ambiente lótico.

Familia Elmidae

Elmis aenea (P.H. Müller, 1806)

C. 3: 4/7/05 (1 ej.).

IB: Ibero europea.
HT: Ambiente lótico.

Esolus parallelepipedus (P.H. Müller, 1806) #

Limnius volckmari (Panzer, 1793)
C. 1: 9/10/04 (1 ej.); 3: 4/7/05 (1 ej.).
IB: Ibero europea.
HT: Ambientes lóticos.

Oulimnius rivularis (Rosenhauer, 1856)
C. 1: 3/7/05 (1 ej.).
IB: Transibérica.
HT: Sistema lótico de agua dulce.

Stenelmis canaliculata (Gyllenhal, 1808) #

Familia Dryopidae

Dryops gracilis (Karsch, 1881)
C. 1: 9/10/04 (1 ej.); 9: 9/10/04 (1 ej.).
IB: Transibérica.
HT: Ambiente lótico o lenítico de escasa mineralización.
Observaciones: Especie con distribución muy amplia en el territorio peninsular.

Del conjunto de especies, cinco son endemismos ibéricos: *N. baeticus*, *O. delgadoi*, *L. gerhardti*, de amplia distribución peninsular; y *S. epipleuricus* e *H. carbonaria*, considerados como endemismos ibéricos no estrictos, al aparecer en el sur de Francia y la cara norte de los Pirineos respectivamente. También destacan tres especies de distribución iberoafricana: *H. normandi*, *O. grandipennis* y *O. notabilis*, al ser especies muy raras en el norte peninsular. El resto de especies, tienen una amplia distribución paleártica (transibéricas) y sólo nueve son ibero europeas (ver información de las especies).

Vulnerabilidad

De las especies capturadas durante el presente estudio, sólo 23 especies han puntuado por alguno de los criterios de vulnerabilidad (ver anexo). Entre estas, cabe destacar a *N. baeticus* con un grado de vulnerabilidad alto. Dentro de las especies con un grado de vulnerabilidad medio, *O. notabilis* entre los coleópteros y *Sigara selecta* entre los hemipteros, parecen ser las más amenazadas. En el anexo aparece la puntuación para el total de especies encontradas en el presente estudio.

Las especies con grado de vulnerabilidad medio se pueden dividir en dos grupos. En un primer grupo se incluyen aquellas especies (*H. carbonaria*, *L. gerhardti* y *O. delgadoi*) que puntúan por presentar una distribución restringida (endemismos ibéricos), pero no por la rareza o peligro de desaparición de sus hábitats. En el segundo grupo se incluyen especies vulnerables por el grado de amenaza de los hábitats que ocupan, a pesar de tener rangos de distribución mas amplios (*O. notabilis*, *O. dentifer* y *S. selecta*), siendo los principales factores que ponen en riesgo la continuidad de las poblaciones de estas tres especies los relacionados con su alta especificidad de hábitat, la rareza de los ambientes que ocupan y la continua pérdida por abandono, fragmentación y contaminación de los ecosistemas acuáticos donde aparecen sus óptimos poblacionales, sobre todo en el caso de *O. notabilis* y *S. selecta*, más propios de los

cuerpos de agua estancos de salinas, tanto costeras, como interiores.

En el caso de *N. baeticus*, única especie con grado de vulnerabilidad alto (ver anexo), además de la pérdida de hábitat por dulcificación del agua y eutrofización, también influye su distribución restringida, al tratarse de un endemismo ibérico repartido por la mitad este y sur peninsular.

Valor indicador de las especies

A partir de la abundancia y frecuencia de aparición de las especies en cuerpos de agua salinos, se pueden destacar las especies de coleópteros y hemipteros que prefieren las cubetas salineras, canales y arroyos salinos (ver anexo).

Estas especies aparecen mayoritariamente en los cuerpos de agua mineralizados, estancados o lóticos, de las salinas de Añana y arroyo de Muera. Para alguna de estas especies, por ejemplo, *O. notabilis*, se han detectado, de forma puntual, la presencia individuos en el arroyo de agua dulce. Esto debe entenderse como una colonización esporádica, debida a los vuelos de dispersión en masa, en muchos casos frecuentes, para coleópteros y hemipteros acuáticos (Velasco & Millán, 1998).

En un contexto más general, se ha elaborado la tabla III, para determinar la afinidad de las especies seleccionadas por ambientes con diferente salinidad y por cuerpos de agua lóticos y leníticos en la Península Ibérica. Las especies con mayor valor indicador por su frecuencia de aparición en ambientes salinos son *Ochthebius notabilis*, *Sigara selecta* y *Nebrioporus baeticus*. Si además tenemos en cuenta la abundancia de estas especies en la zona de estudio (ver datos de capturas), son *O. notabilis* y *N. baeticus* las especies de referencia para determinar el estado ecológico de las aguas salinas de Añana. *O. notabilis* para cuerpos de aguas estancados (cubetas salineras) y *N. baeticus* para aguas corrientes (arroyo salino de Muera).

Con respecto al arroyo de agua dulce (ver información sobre las especies), la elevada riqueza de especies de coleópteros y la presencia de hidrénidos y élmidos, indican, en general, el buen estado ecológico del sistema, pudiendo actuar esta riqueza como parámetro de referencia para su seguimiento.

Principales impactos observados en el valle de Añana

Actualmente, el principal impacto que presenta el valle de Añana está relacionado con el abandono paulatino de la actividad salinera y consiguiente deterioro de sus cubetas. Además, muchas de estas cubetas ya no se rellenan de agua salina, quedando reducidas a meros sistemas artificiales que sólo recogen el agua de las precipitaciones, banalizando su capacidad para albergar fauna muy singular y propia de aguas hipersalinas, como es el caso de *O. notabilis*, y promoviendo la presencia de otras especies más oportunistas, como *Hydroglyphus geminus* o *Notonecta maculata*.

Otra alteración importante es la entrada de vertidos orgánicos en el arroyo de Muera, después de la confluencia del arroyo de agua dulce y casi a la salida del pueblo de Añana. Como resultado de estos vertidos, la población de *N. baeticus* parece verse afectada, al menos, en cuanto a su abundancia, siendo menor que la observada en tramos salinos aguas arriba.

Tabla III. Datos peninsulares, en porcentaje, de las preferencias de las especies halófilas de Añana por los cuerpos de agua salinos, y rangos de salinidad según abundancias óptimas (por encima de 10 individuos). Información recogida de la base datos del grupo de Ecología Acuática para todo el territorio peninsular.

Especie	% en aguas mineralizadas	Rango de salinidad	% en aguas hipersalinas	% en aguas lóxico/leníticas
<i>Ochthebius notabilis</i>	92	41-128	80	10/90
<i>Sigagra selecta</i>	89	13,2-71,1	40	30/70
<i>Nebrioporus baeticus</i>	87	7,5-81	33	85/15
<i>Berosus hispanicus</i>	76	2,4-81	33	58/42
<i>Enochrus politus</i>	69	2,8-30,5	33	84/16
<i>Ochthebius delgadoi</i>	68	7-81	25	74/26
<i>Ochthebius dentifer</i>	66	3-80	33	20/80
<i>Ochthebius grandipennis</i>	65	16-18,8	0	90/10

Discusión

Aspectos faunísticos y biogeográficos

La riqueza de taxones encontrada en el valle de Añana, 84, representa un valor de biodiversidad similar al observado en otros enclaves del territorio peninsular en los que aparecen ambientes de agua dulce y salina, como los complejos de Pétrola, Salobralejo o Pinilla (Millán *et al.*, 2001a y b). Sin embargo, aparecen diferencias cuando comparamos la riqueza de coleópteros y hemípteros de Añana (52 especies) con la de estos otros complejos acuáticos, con mezcla de agua dulce y salina. Así, la riqueza es menor que en Pinilla (82 especies), pero muy parecida a Pétrola (58) o Salobralejo (47), todos localizados en la provincia de Albacete. Esta menor riqueza de especies con respecto a Pinilla puede deberse al mayor impacto humano en la zona de estudio, sobre todo por vertidos orgánicos procedentes de la población cercana, que provocan una eutrofización y dulcificación de las aguas del arroyo.

Pinilla presenta, además, unas condiciones climáticas más favorables, con menos días de helada, junto a una gran variedad de ambientes acuáticos (canales, balsas, fuentes, cubetas salineras, arroyo y lagunas endorreicas), alguno de ellos de carácter temporal, que aumentan la heterogeneidad ambiental y favorecen, por tanto, la presencia de un mayor número de especies.

En cualquier caso, la comunidad acuática de Añana parece estar reflejando unas condiciones, al menos de momento, adecuadas para la conservación de su biodiversidad en términos de riqueza de especies en el arroyo de agua dulce y de especies singulares en los ambientes salinos. Otro factor que parece corroborar este aspecto, para el conjunto de cuerpos de agua de Añana, es la relación encontrada entre la riqueza de coleópteros y hemípteros, claramente favorable a los coleópteros, en una proporción de 4/1 - 5/1. Según algunos estudios (Millán *et al.*, 2001b, Ortega *et al.*, 2004), parece existir una relación en la proporción entre coleópteros y hemípteros, con el grado de eutrofización y contaminación de los cuerpos de agua y el carácter lóxico o lenítico de los mismos. Así, los coleópteros, a pesar de que pueden colonizar cuerpos de agua muy diferentes, suelen presentar mayor riqueza de especies en ambientes lóxicos y de agua dulce, mientras que los hemípteros tienen mayor riqueza en ambientes estancos, más eutrofizados y con mayor presencia de materia orgánica finamente particulada. Esto supone que un cambio de las condiciones naturales de un ecosistema, por causas antropogénicas, hacia medios más eutrofizados y con menor renovación del agua, suelen verse acompañados de una menor presencia de coleópteros y mayor de hemípteros, de manera que esta proporción puede

bajar hasta 1/1, o incluso superar el número de especies de hemípteros al de coleópteros.

Para el caso de ambientes salinos, la proporción entre especies de coleópteros y hemípteros es similar a la de agua dulce (Gutiérrez, 2005), de manera que para ambientes bien conservados encontramos valores superiores a 3/1.

La elevada riqueza de especies observada es debida a la influencia del arroyo de agua dulce, que reduce el estrés de la salinidad y facilita la presencia de otras especies menos adaptadas a estas condiciones extremas. Únicamente 8 especies pueden ser consideradas halófilas y, probablemente, sólo *O. notabilis* halobionte (exclusiva de ambientes hipersalinos), además de *Artemia parthenogenetica*. Los ambientes salinos no son ecosistemas donde haya una elevada riqueza de especies (Moreno *et al.*, 1997; Millán *et al.*, 2002), sin embargo, este aspecto lo compensa la rareza y singularidad de las especies que son capaces de vivir en este tipo de ambientes, donde los endemismos son bastante comunes (Abellán *et al.*, 2005 a).

De los cinco endemismos encontrados, dos están asociados a aguas mineralizadas (*N. baeticus* y *O. delgadoi*), los otros 3 (*S. epipleuricus*, *L. gerhardti* e *H. carbonaria*) aparecen exclusivamente en agua dulce. Así, la proporción de endemismos con respecto al número de especies totales (8 y 42 respectivamente) es mayor en los ambientes salinos (una de cada cuatro especies) que en agua dulce (una de cada 14 especies).

La presencia mayoritaria de especies transibéricas (Ribera *et al.*, 1998; Ribera, 2000) se puede explicar por la aparente inexistencia de barreras geográficas, a pesar de la orografía del terreno, al menos para los taxones estudiados, a la vez que una alta capacidad de dispersión por vuelo de los mismos. Esto implica la existencia de una fauna muy común desde el punto de vista biogeográfico. Sin embargo, son nuevamente los ambientes salinos los que otorgan singularidad al enclave, con la mencionada presencia de dos endemismos ibéricos (*N. baeticus* y *O. delgadoi*) y dos especies de distribución iberoafricana (*O. notabilis* y *O. grandipennis*).

Valor indicador de las especies

En los ecosistemas acuáticos de agua dulce, los taxones de macroinvertebrados han sido frecuentemente utilizados como indicadores de calidad de las aguas, relacionando su presencia con contaminantes potenciales o eutrofización, que provocan variaciones en la concentración de oxígeno disuelto (p.e. Hellawell, 1978; Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Rosenberg & Resh, 1992). Sin embargo, se ha prestado poca atención a los ecosistemas salinos, de manera que, actualmente, son muy pocos los trabajos que se

conocen sobre macroinvertebrados como indicadores de ambientes salinos (Gutiérrez, 2005).

El bioindicador ideal debe seguir los siguientes criterios (Pearson, 1994; Sánchez-Fernández *et al.*, 2006):

- Taxonómicamente bien conocido: El investigador debe ser capaz de identificar la especie claramente y distinguirla de otras especies.
- Biología e historia de vida bien conocida: El investigador debe conocer la historia natural de la especie, sus hábitos y su periodo de actividad.
- Especificidad de hábitat: Cuanto más especificidad tenga una especie, más sensible será a cambios del hábitat. Esta sensibilidad puede servir como un primer sistema de alerta para el conjunto del ecosistema.
- Poblaciones fácilmente muestreadas y manipuladas: El investigador debe encontrar, observar y manipular con facilidad las poblaciones.
- Los patrones observados en el taxon indicador deben reflejarse en otros táxones relacionados o no: Datos sobre el bioindicador deben ser aplicables a otras especies en el ecosistema.

En este sentido, las dos especies seleccionadas presentan una nomenclatura taxonómica estable, se conoce bastante sobre sus rasgos biológicos (Sánchez-Fernández *et al.*, 2003; Abellán *et al.*, 2004), su identificación es relativamente sencilla al poderse realizar sólo con morfología externa. Ambos están presentes durante todo el año en la zona de estudio, presentan una elevada especificidad de hábitat, se pueden capturar fácilmente y manipular con sencillez para llevar a cabo diferentes experimentos. Finalmente, sus patrones de distribución y dinámica poblacional, son similares a los de otras plantas y vertebrados asociados a medios salinos e hipersalinos.

Ambas especies, dentro de los insectos, aparecen mayoritariamente en ambientes salinos, dominando, *O. notabilis*, en cuerpos de aguas estancos artificiales como cubetas salineras, y siendo *N. baeticus* un poblador habitual de los arroyos mineralizados ibéricos. Finalmente, su estudio y seguimiento es fácil y poco costoso lo que supone una ventaja frente a otros taxones.

Vulnerabilidad

En la actualidad existe una clara desproporción de especies protegidas de invertebrados frente a las de vertebrados. Como ejemplo puede servir el anexo II de la Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres, donde aparecen casi 150 especies de vertebrados sin tener en cuenta a las aves (tienen con su propia directiva), frente a las poco más de 75 de invertebrados. De forma similar, en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, sólo aparecen 40 especies de invertebrados, frente a las más de 400 especies de vertebrados.

Independientemente de que en la actualidad, se asume como prioritario preservar los hábitats que ocupan las especies e incluso los procesos que permiten su presencia, es obvia la necesidad de incluir un mayor número de especies de invertebrados en las listas rojas de especies protegidas a nivel local, nacional e internacional. Sin embargo, la incorporación de estas especies, requiere por un lado, un mayor conocimiento de comunidad de invertebrados, y por otro, unos criterios objetivos y comunes que puedan ser aplicables a este grupo de organismos. La labor de valorar aspectos

cuantitativos es siempre compleja, y aún más, otorgar puntuaciones y categorizar especies en función de su riesgo o peligro de desaparición. Así, una clasificación del grado de amenaza debería estar basada, principalmente, en estudios cuantitativos del riesgo de extinción para poblaciones, como los empleados en los Análisis de Viabilidad Poblacional (AVP) (Mace & Lande, 1991; Reed *et al.*, 2002). Sin embargo, por el momento, esta metodología está lejos de poder ser aplicada a los invertebrados por la dificultad que entraña conocer la dinámica poblacional de la mayoría de ellos.

No obstante, el método en la que se ha basado este estudio, intenta minimizar estos problemas, considerando 6 criterios de carácter semicuantitativo, como determinantes de la vulnerabilidad de las especies, en este caso, de coleópteros y hemípteros acuáticos. Siguiendo otros trabajos relacionados (Kattan, 1992; Cofré & Marquet, 1998), estos criterios han sido tratados como equivalentes en puntuación, ya que *a priori* todos tienen una importancia similar en la determinación del grado de vulnerabilidad de la especie (Abellán *et al.*, 2005 a y b).

La mayoría de especies analizadas presentan valores bajos o nulos de vulnerabilidad, reflejando el rigor en la puntuación de la metodología aplicada y la dificultad de alcanzar unos valores mayores. Otro aspecto que corrobora la fiabilidad del método propuesto, es que las especies que han alcanzado los mayores valores, puntúan por criterios tan dispares como su distribución y la rareza y pérdida de hábitat, así *N. baeticus* es valorada principalmente por su carácter endémico y *O. notabilis* lo hace principalmente por la singularidad de los hábitats que ocupa y por la desaparición de los mismos debido al abandono y al propio impacto humano.

Actualmente, ambas especies no presentan ninguna figura de protección, a pesar de que se les ha valorado con una vulnerabilidad alta (*N. baeticus*) y media (*O. notabilis*). De este modo, parece recomendable su inclusión en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de Flora y Fauna (Ley 16/94 de Conservación de la Naturaleza del País Vasco) como especies vulnerables, a pesar de no contar con ninguna especie de invertebrado. Ambas están amenazadas por la fragmentación y pérdida de hábitat, más acusada en *O. notabilis*, y particularmente, *N. baeticus* tiene una distribución muy restringida al aparecer exclusivamente en los arroyos salinos de la Península Ibérica.

Estado actual de conservación del espacio para la fauna de macroinvertebrados

Además del paulatino abandono de la actividad salinera, las principales amenazas para la conservación del valle salino de Añana provienen de la dulcificación y contaminación orgánica por aguas residuales del tramo final del arroyo de las salinas a su paso por el núcleo urbano de Añana. El abandono de la actividad salinera puede suponer la desaparición de *O. notabilis*, una especie común, junto con *Artemia parthenogenetica*, en cubetas con salinidades en torno a los 100 g/l. Esta especie, por su capacidad natatoria, está adaptada para ocupar ambientes acuáticos de mayor profundidad. Sin embargo, desaparece o tiene una presencia puntual, en arroyos hipersalinos someros, dónde una especie similar, pero sin sedas natatorias, *Ochthebius glaber* Montes & Soler, 1988, es dominante (Abellán *et al.*, 2005 a).

La contaminación orgánica por los vertidos urbanos supone una simplificación enorme de la comunidad acuática, además de la disminución y posible desaparición de algunas especies emblemáticas como *N. baeticus*. El aporte continuado de residuos orgánicos puede provocar la sustitución de una comunidad más rica y especialista, por otra más pobre y oportunista, representada por especies como *Hydroglyphus geminus*, coleóptero típico de cuerpos de agua de nueva creación, *Notonecta maculata*, hemíptero acuático habitual en pozas y piscinas abandonadas, o *Berosus hispanicus*, especie muy eurioica y ampliamente distribuida en multitud de ambientes (Sánchez-Meca *et al.*, 1993).

A continuación se sintetizan tanto los principales valores degradados a restaurar como los valores naturales a conservar del valle de Añana.

Ambientes acuáticos del valle salino de Añana

Condiciones Actuales

- Arroyo de cabecera, de corriente moderada con baja heterogeneidad espacial. Cubetas y canales salineros abandonados y deteriorados
- Proceso de dulcificación y eutrofización en el tramo final del arroyo salino.
- Presencia de macrófitos sumergidos en el tramo final del arroyo salino.
- Vegetación de ribera ausente con pequeñas manchas dispersas de juncáceas. Presencia de *Phragmites australis* en zonas de entrada de agua dulce.
- Aumento de la riqueza de macroinvertebrados.
- Aumento de la presencia de detritívoros.

Condiciones de Referencia

- Arroyos de cabecera, de corriente moderada con baja heterogeneidad espacial. Cubetas y canales salineros bien conservados.
- Aguas de mineralización media (10-20 g/l habitualmente) en el arroyo salino y dulces (< 0,5 g/l) en el resto de ambientes lóticos. Cubetas y canales con aguas de carácter altamente hipersalino (entre 100 y 300 g/l).
- Ausencia de macrófitos sumergidos en el arroyo salino y cubetas salineras; presencia habitual de manchas de macrófitos sumergidos y emergentes en el arroyo de agua dulce.
- Vegetación de ribera ausente en cubetas y canales salineros, pequeñas manchas dispersas de juncáceas en el arroyo salino y vegetación riparia cubriendo la mayor parte del cauce en el arroyo de agua dulce.
- Baja riqueza de macroinvertebrados, pero alta singularidad de las especies en el arroyo y cubetas salineras
- Grupos funcionales tróficos dominados por depredadores y herbívoro-detritívoros en el arroyo salino, comedores de perifiton en las cubetas y canales salineros, y representación de todos los grupos funcionales en el arroyo de agua dulce.

Valores Naturales

- Presencia de especies singulares de macroinvertebrados como *Nebrioprus baeticus*, *O. dentifer*, *O. grandipennis*, *O. delgadoi* o *Sigara selecta* en el arroyo salino; *Ochthebius notabilis* en las cubetas y canales salineros; y presencia de hidrénidos y élmidos en el arroyo de agua dulce.

Valores Degradados

- Presencia de macrófitos flotantes en el arroyo salino
- Presencia de carrizo en el arroyo salino.
- Disminución de la abundancia de las poblaciones de *N. baeticus*.
- Aumento de la riqueza de especies en el arroyo salino.

Agradecimiento

Este trabajo ha sido financiado por el Gobierno Vasco y se basa en parte de los datos obtenidos en el proyecto denominado "Biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos del valle salado de añana: especies con interés de conservación". También queremos agradecer, de manera especial, la colaboración de Carlos Hernandez y Pedro Aguilera en la identificación de parte del material biológico.

Bibliografía

- ABELLÁN, P., D. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, J. VELASCO & A. MILLÁN 2004. *Selección de áreas prioritarias de conservación en la provincia de Albacete utilizando los coleópteros acuáticos como indicadores*. Instituto de Estudios Albacetenses. Albacete.
- ABELLÁN, P., D. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, J. VELASCO & A. MILLÁN 2005a. Assessing conservation priorities for insects: status of water beetles in southeast Spain. *Biological Conservation*, **121**(1): 79-90.
- ABELLÁN, P., D. SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, I. RIBERA, J. VELASCO & A. MILLÁN 2005b. Propuesta de una metodología para evaluar la vulnerabilidad de insectos. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, **36**: 8-9.
- ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, **4**: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JAÍMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, S. ROBLES, C. E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ALBARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ 2002. Caracterización del estado ecológico de los ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP²). *Limnetica*, **21**(3-4): 175-185.
- COFRÉ, H. & P.A. MARQUET 1998. Conservation status, rarity, and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Biological Conservation*, **88**: 1-16.
- GÓMEZ, R., I. HURTADO, M. L. SUÁREZ & M. R. VIDAL-ABARCA 2005. Ramblas in south-east Spain: threatened and valuable ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **15**: 4: 387-402.
- GUTIÉRREZ, C. 2005. *Diseño y aplicación de un índice de macroinvertebrados para el control y seguimiento del Paisaje Protegido Ajauque-Rambla Salada*. Proyecto fin de Carrera. Ciencias Ambientales. Universidad de Murcia. Murcia. Inédito.
- KATTAN, G.H. 1992. Rarity and vulnerability: the birds of the Cordillera Central of Colombia. *Conservation Biology*, **6**: 64-70.
- HELLAWELL, J.M. 1978. *Biological surveillance of rivers*. Water Research Center, Stevenage.
- MACE, G.M. & R. LANDE 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology*, **5**: 148-157.
- MERRIT, R.W. & K.W. CUMMINS Eds. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa.

- MILLÁN, A. 2004. Macroinvertebrados acuáticos de la rambla de Tabernas: endemismos e indicadores bióticos. En Mota, J.; J. Cabello, M. I. Cerrillo & M. L. Rodríguez-Tamayo (Eds.): *Subdesiertos de Almería: naturaleza de cine*. Págs 273-288. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Almería.
- MILLÁN, A., J. VELASCO, M. R. VIDAL-ABARCA, M. L. SUÁREZ & L. RAMÍREZ-DÍAZ 1996. Distribución espacial de los Adep-haga acuáticos (Coleoptera) en la cuenca del río Segura (SE de la Península Ibérica). *Limnética*, **12**(2): 13-29.
- MILLÁN, A., J. L. MORENO & J. VELASCO 2001a. Estudio faunístico y ecológico de los coleópteros y heterópteros acuáticos de las lagunas de Albacete (Alboraj, Los Patos, Ojos de Villaverde, Ontalafía y Pétrola). *Sabuco*, **1**: 43-94.
- MILLÁN, A., J. L. MORENO & J. VELASCO 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 Salobra-lejo, Lagunas de Corral Rubio, Fuente de Isso y Fuente de Agua Ramos). *Sabuco*, **2**: 167-214.
- MILLÁN, A., J. L. MORENO & J. VELASCO 2002. *Los coleópteros y heterópteros acuáticos y semiacuáticos de la provincia de Albacete: catálogo faunístico y estudio ecológico*. Instituto de Estudios Albacetenses, Albacete.
- MILLÁN, A., P. ABELLÁN, I. RIBERA, D. SÁNCHEZ & J. VELASCO 2006. The Hydradephaga of the Segura basin (SE Spain): twenty five years studying water beetles. *Memorie Soc. entomol. ital.*, **85**: 137-158.
- MONTES, C. & P. MARTINO 1987. Las aguas salinas españolas, pp: 95-145 En: *Bases científicas para la protección de humedales de España*. Real academia de ciencias exactas, Físicas y Naturales. Madrid.
- MORENO, J.L., A. MILLÁN, M. L. SUÁREZ, M.R. VIDAL-ABARCA & J. VELASCO 1997. Aquatic Coleoptera and Heteroptera assemblages in waterbodies from ephemeral coastal streams ("ramblas") of south-eastern Spain. *Archiv für Hydrobiologie*, **141**: 93-107.
- ORTEGA, M., J. VELASCO, A. MILLÁN & C. GUERRERO 2004. An Ecological Integrity Index for Littoral Wetlands in Agricultural Catchments of Semiarid Mediterranean Regions. *Environmental Management*, **33**: 412-430.
- PEARSON, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, **345**: 75-79.
- REED, J.M., L. S. MILLS, J. B. DUNNING, E. S. MENGES, K. S. MCKELVEY, R. FRYE, S. R. BEISSINGER, M. ANSTETT & P. MILLER 2002. Emerging issues in Population Viability Analysis. *Conservation Biology*, **16**(1): 7-19.
- RIBERA, I. 2000. Biogeography and conservation of Iberian water beetles. *Biological Conservation*, **92**: 131-150.
- RIBERA, I., C. HERNANDO & P. AGUILERA 1998. An Annotated checklist of the Iberian water beetles (Coleoptera). *Zapateri, revta. aragon. Ent.*, **8**: 43-111.
- ROSENBERG, D.M. & V. H. RESH 1992. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, Londres.
- SÁNCHEZ-MECA, J.J., A. MILLAN & A. G. SOLER 1992. El género *Berosus* Leach, 1817 (Coleoptera: Hydrophilidae) en la cuenca del río Segura (SE España). *Elytron*, **6**: 91-107.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., P. ABELLAN, J. VELASCO & A. MILLAN 2003. *Los coleópteros acuáticos de la Región de Murcia. Catálogo faunístico y áreas prioritarias de conservación en la Región de Murcia*. Monografías SEA 10. Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., P. ABELLAN, A. MELLADO, J. VELASCO & A. MILLAN 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation*, **15**: 4507-4520.
- TACHET, H., P. RICHOUX, M. BOURNAUD & P. USSEGLIO-POLATERA 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris.
- VELASCO, J. & A. MILLÁN 1998. Insect dispersal in a drying desert stream: effect temperature and water loss. *The Southwestern Naturalist*, **43**(1): 80-87.
- WILLIAMS, W.D. 2002. Environmental threat to salt lake and the likely status of inland saline ecosystems in 2025. *Environmental Conservation*, **29**: 154-167.

Anexo. Vulnerabilidad de las especies de coleópteros y hemípteros acuáticos del complejo de las salinas de Añana.
(DG: distribución general, E: tipo de endemismo, P: persistencia, R: rareza (RG: rareza geográfica, RD: rareza demográfica, EH: especificidad de hábitat, T: valor de rareza (suma de los tres valores anteriores), SH: singularidad del hábitat, PH: riesgo por pérdida del hábitat, Vuln: Valor de vulnerabilidad, Gr. Vuln: Grado de vulnerabilidad). Con asterisco (*) se indican las especies de coleópteros y hemípteros acuáticos dominantes en los ambientes salinos en Añana.

	DG	E	P	R				SH	PH	Vuln	Gr. Vuln
				RG	RD	EH	T				
<i>Gyrinus caspius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Haliplus lineatocollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Haliplus mucronatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Laccophylus minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Hydroglyphus geminus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Hygrotus inaequalis</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	Bajo
<i>Hydroporus discretus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Hydroporus normandi</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0	2	Bajo
<i>Hydroporus tessellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Hydroporus nigrita</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0	2	Bajo
<i>Stictonectes epipleuricus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	Bajo
<i>Nebrioporus baeticus</i> *	3	1	0	0	0	1	1	2	2	9	Alto
<i>Agabus biguttatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Agabus bipustulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Agabus brunneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Agabus dydimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Colymbetes fuscus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	Bajo
<i>Helophorus brevipalpis</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0	2	Bajo
<i>Berosus hispanicus</i> *	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Anacaena bipustulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Anacaena lutescens</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	Bajo
<i>Laccobius obscuratus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	Bajo
<i>Laccobius sinuatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Laccobius ytenensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Laccobius striatulus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Bajo
<i>Enochrus politus</i> *	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Hydrobius fuscipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Coelostoma orbiculare</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Bajo
<i>Hydraena carbonaria</i>	3	0	0	0	0	1	1	0	0	4	Medio
<i>Limnebius gerharti</i>	3	1	0	0	0	1	1	0	0	5	Medio
<i>Aulacochthebius exaratus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	Bajo
<i>Ochthebius dilatatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Ochthebius minimus</i>	1	0	0	1	0	1	2	0	0	3	Bajo
<i>Ochthebius delgadoi</i>	3	1	0	0	0	0	0	0	0	4	Medio
<i>Ochthebius dentifer</i> *	1	0	0	0	0	1	1	1	2	5	Medio
<i>Ochthebius grandipennis</i> *	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	Bajo
<i>Ochthebius notabilis</i> *	1	0	0	0	0	1	1	3	3	8	Medio
<i>Elmis aenea</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0	2	Bajo
<i>Oulimnius rivularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Limnius volkmari</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0	2	Bajo
<i>Dryops gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Gerris gibbifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Hydrometra stagnorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Velia saulii</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0	2	Bajo
<i>Notonecta glauca meridionalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Notonecta maculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Notonecta viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Nepa cinerea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
<i>Sigara selecta</i> *	0	0	0	0	0	1	1	2	3	6	Medio
<i>Sigara nigrolineata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-