



Los coleópteros acuáticos y su uso como herramienta de conservación en la cuenca del río Segura

Autor: José Manuel Zamora Marín

Institución: Universidad de Murcia

Otros autores: Cayetano Gutiérrez Cánovas (Universidad de Murcia); Pedro Abellán Ródenas (Universidad de Murcia); Andrés Millán Sánchez (Universidad de Murcia).

Resumen

En el presente estudio se analiza la idoneidad de las redes de espacios protegidos para representar la biodiversidad acuática. Actualmente, sigue siendo importante profundizar en cómo la red Natura 2000 y la red de Espacios Naturales Protegidos recogen la biodiversidad de los sistemas acuáticos continentales, especialmente en el sureste de la península ibérica, donde los altos valores de biodiversidad y la presión humana coinciden a menudo. Así, utilizando a los coleópteros acuáticos como grupo indicador, y su diversidad en términos de riqueza de especies, comparamos los diferentes componentes de dicha diversidad (alfa, beta y gamma) en localidades situadas dentro y fuera de los espacios protegidos, con el objeto de analizar si las comunidades acuáticas de las estaciones y áreas protegidas son más diversas que las situadas en zonas no protegidas.

Como resultado preliminar de este estudio, se detectaron 222 especies de coleópteros acuáticos, incorporando únicamente 10 nuevas citas para la cuenca del río Segura y mostrando por tanto el gran conocimiento que sobre este grupo se tiene en el área de estudio. El análisis en profundidad de los resultados obtenidos desvela que no existen diferencias significativas en la diversidad alfa dentro y fuera de los espacios protegidos; que el componente de 'reemplazamiento' en la diversidad beta domina sobre el anidamiento y que sólo al considerar la red N2000 junto a los ENP la diversidad gamma se incrementa significativamente dentro de los espacios protegidos. Los criterios de representatividad dominantes en la red N2000, junto a la mayor extensión de territorio protegido, parece ser un buen complemento a los ENP, de carácter nacional, para incrementar la biodiversidad dentro de los espacios protegidos.

Parece obvio, por tanto, la necesidad de considerar la comunidad de invertebrados acuáticos en las estrategias de protección que permitan mejorar la actual red nacional y europea de espacios protegidos. Del mismo modo, medidas como el control de los vertidos a los ecosistemas acuáticos, de los caudales de los sistemas fluviales, así como el uso de las cuencas como unidades de gestión parecen fundamentales para preservar la biodiversidad acuática.

Palabras clave: coleópteros acuáticos, diversidad, conservación, cuenca del Segura.

ABSTRACT

This study analyzes the suitability of Natura 2000 network (N2000) and Natural Protected Areas (ENP) in representing the aquatic biodiversity. Currently, it is still important to determine how these networks are able to cover the biodiversity of inland aquatic ecosystems, especially in the southeast of the Iberian Peninsula, where high values of biodiversity and anthropogenic pressure often coexist. Here, using the water beetles as surrogate group, we compare the different components of diversity (alpha, beta and gamma) in terms of species richness and composition, in sites within and outside protected areas to test if this diversity differ between protected and non-protected areas.

As a result 222 species of water beetles were detected, incorporating only 10 new records from the Segura river basin, showing the important knowledge on the target group is achieved in the study area. Our results also show that there are no significant differences in alpha diversity within and outside protected areas. The turnover component (species replacement) contributed more to total beta diversity than nestedness component (richness differences without species replacement). Gamma diversity (total number of species) of the localities within N2000 plus ENP networks was significantly higher than an equivalent number of localities placed randomly. The criteria of representativeness, decisive in the N2000 network, together with the expansion of the surface protected, seems to be a good complement to the ENP, to increase biodiversity within protected areas. Furthermore, the network N2000 can play an important role as well as buffer or transition to other areas with a more restrictive protection.

The gaps found in representing aquatic biodiversity into the protected networks point the need to consider the aquatic invertebrate community in protection strategies to improve the current national and European network of protected areas. More specifically, measures such as wastewater control in aquatic ecosystems, water discharge together the use of the basin such as management unit emerge fundamental to preserve aquatic biodiversity.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad, o diversidad biológica, comprende el conjunto de organismos vivos, comunidades y sistemas ecológicos, con sus correspondientes contenidos genéticos, presentes en una parte o la totalidad del planeta (Calvo & Esteve 2000). En aras de preservar la biodiversidad y como respuesta a una pérdida generalizada de ésta, surgió hace 35 años una ciencia multidisciplinar conocida como Biología de la Conservación (Tellería 1999). Desde entonces, cada vez son más los grupos de investigación dedicados a estudiar los patrones de extinción de especies y pérdida de biodiversidad. Del mismo modo, la sociedad actual ha visto incrementado su interés por conocer nuestro patrimonio natural y la importancia de conservarlo.

Debido a la necesidad de establecer unas directrices conservacionistas, se han incrementado, especialmente en los últimos años, las figuras de protección tanto de especies como de hábitats. Con este propósito, se ha fijado una red de áreas protegidas a escala europea conocida como la red Natura 2000 (a partir de ahora N2000) acompañando a la red nacional (Espacios Naturales Protegidos, a partir de ahora ENP). A pesar de esto, muchas de las actuales áreas protegidas han sido diseñadas a partir de grupos carismáticos, como vertebrados y plantas, en su mayoría ligados al medio terrestre. Sin embargo, los ecosistemas acuáticos son considerados actualmente puntos calientes de biodiversidad (Strayer & Dudgeon 2010) a la vez que uno de los medios más amenazados en el planeta (Monroe et al 2009, Geist 2011). En este sentido, poco se conoce de la efectividad de las áreas protegidas existentes para representar la diversidad acuática (Herbert et al. 2009), y menos aún cuando nos centramos en grupos no carismáticos como los invertebrados acuáticos. En este contexto, los esfuerzos para conservar la biodiversidad de estos ecosistemas han sido con frecuencia inexistentes o ineficientes, creándose pocas reservas específicas para proteger la biota acuática (Saunders et al. 2002).

Como consecuencia de los altos valores de riqueza y endemidad que presentan los sistemas acuáticos ibéricos, la conservación de los mismos y su biota se presupone una tarea prioritaria (Prenda et al. 2006). La pérdida de diversidad acuática es, además, particularmente importante en el sureste de la península Ibérica (Sánchez-Fernández et al. 2008a, Millán et al. 2011), en la que el paisaje ha estado sujeto a una fuerte influencia humana durante miles de años (Naveh & Lieberman 1984).

Con el propósito de identificar y priorizar entre los ecosistemas acuáticos con mayor interés de conservación, la ecología nos proporciona una estupenda herramienta como es el uso de la diversidad. Para aplicar esta herramienta, resulta ineludible comprender su significado, entendiendo ésta como la variedad de atributos emergentes de un ecosistema o comunidad (en nuestro caso especies). La diversidad se puede descomponer en tres componentes: diversidad alfa, beta y gamma (Odum & Warrett 2006). La diversidad alfa es una diversidad puntual, referida a un hábitat concreto y en un momento determinado. En nuestro caso se correspondería con la riqueza de especies presentes en cada muestra. La diversidad beta nos explica las diferencias en la composición de especies a lo largo de un gradiente ambiental (heterogeneidad de hábitat). Además, dentro de la diversidad beta debemos tener en cuenta los dos

componentes que la constituyen: el anidamiento y el reemplazamiento (ver Baselga 2010). El anidamiento se fundamenta en un proceso de pérdida de especies (determinados factores promueven la desaparición de especies concretas de un conjunto inicial) para tratar de explicar la variación en la composición de especies de dos sistemas diferentes (Gaston & Blackburn 2000, Baselga 2010). En otras palabras, el anidamiento entre dos sistemas de diferente riqueza surge cuando las especies del sistema más pobre son un subconjunto del más rico. Por el contrario, el reemplazamiento implica la sustitución de ciertas especies por otras como consecuencia de restricciones ambientales, históricas o de dispersión (Qian et al. 2005, Baselga 2010). Así cuando comparamos dos áreas, dependiendo de que predomine el anidamiento o el reemplazamiento, podremos determinar el grado de singularidad de un área con respecto a la otra. Por último, la diversidad gamma representa la riqueza total dentro de una región o continente (riqueza acumulada en el conjunto de hábitats), esto es, la diversidad acumulada como reflejo de las diversidades alfa y beta.

Debido a la complejidad y el arduo esfuerzo que, para calcular la diversidad, supone muestrear y analizar el conjunto de especies que componen una determinada comunidad, y especialmente si se trata de invertebrados, en los últimos años se han utilizado grupos indicadores que nos permiten conocer de una manera sencilla y simplificada el estado del resto de especies de un área determinada (Pearson 1994). En este sentido, los coleópteros acuáticos se han mostrado como excelentes indicadores de biodiversidad dentro y fuera del área de estudio (Bilton et al. 2006, Sánchez-Fernández et al. 2006, Guareschi et al. 2013), permitiendo analizar a través de su riqueza de especies la de otros grupos de invertebrados.

Siguiendo esta línea de investigación, diferentes estudios sobre coleópteros acuáticos en la cuenca del Segura (p. e. Sánchez-Fernández et al. 2004, Millán et al. 2006, Abellán et al. 2007, Bruno et al. 2012) han analizado la presencia, composición y distribución de las especies de este grupo para identificar los puntos calientes de biodiversidad y posibles vacíos en la red de espacios protegidos dentro de la cuenca del Segura. Existen, además, otros estudios que han extendido el uso de los coleópteros acuáticos como indicadores de biodiversidad a todo el territorio nacional (Sánchez-Fernández et al. 2008a, Millán et al. 2012, Guareschi et al. 2013). Aún así, todavía no se ha abordado la idoneidad de las áreas protegidas de la cuenca del Segura en la representatividad de los coleópteros acuáticos teniendo en cuenta los diferentes componentes de la diversidad (alfa, beta y gamma).

Este trabajo actualiza la información sobre las especies de coleópteros acuáticos que existen en la cuenca del Segura y analiza el papel que desempeñan las áreas protegidas, ya sea a nivel nacional con la red de ENP o a nivel nacional y europeo (red de ENP y red N2000), a la hora de representar la biodiversidad acuática usando a los coleópteros acuáticos como indicadores de la biodiversidad. Para ello se ha analizado la diversidad alfa, beta y gamma, comparándolas dentro y fuera de las áreas protegidas.

De forma más específica, los objetivos del presente estudio son los siguientes:

1. Determinar si la riqueza de especies por localidad (diversidad alfa) es mayor en las áreas protegidas (ENP y ENP+N2000) que en las no protegidas (NP a partir de ahora).
2. Evaluar si las especies presentes en las áreas no protegidas constituyen un subconjunto anidado de las comunidades que aparecen en las áreas protegidas, es decir, si todas aquellas especies que aparecen en las áreas no protegidas están presentes también en las áreas protegidas (diversidad beta).
3. Analizar si el número total de especies de coleópteros acuáticos (diversidad gamma) de la cuenca del Segura incluidos en el conjunto de localidades protegidas es mayor que cualquier otro conjunto equivalente de localidades tomadas al azar.

Si entendemos que tanto la red de ENP, como la N2000 tienen como principal objetivo reunir los hábitats mejor conservados, debemos esperar que:

- Las localidades incluidas en áreas protegidas alberguen un mayor número de especies por término medio que las localidades situadas en áreas NP.
- Las especies que aparecen en las áreas NP estén también en ENP y N2000.
- La riqueza total acumulada de especies presentes en cualquiera de los conjuntos de áreas protegidas estudiadas (ENP y ENP+N2000) será mayor que el conjunto de especies que aparezcan en un conjunto de áreas (localidades) similares tomadas al azar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio.

La Cuenca del río Segura se sitúa en el sureste de la península ibérica y se distribuye por cuatro comunidades autónomas diferentes (Castilla-La Mancha, Región de Murcia, Andalucía y Comunidad Valenciana), alcanzando una extensión de 18.815 km² (Abellán et al. 2007). En ella predomina el clima mediterráneo, caracterizado por veranos cálidos y secos, con ciclos de sequías y riadas provocadas por esporádicas lluvias torrenciales. Existe un predominio de los sistemas fluviales frente a las aguas estancadas, con un elevado número de arroyos, de aguas dulces y permanentes en cabecera, frente a arroyos temporales o de flujo intermitente, con aguas mineralizadas y/o eutrofizadas (Vidal-Abarca et al. 1992, Abellán et al. 2007) en zonas de la vega media y baja. El carácter salino de las aguas es debido al predominio de los materiales solubles en las cuencas de drenaje, mientras que la eutrofización y la contaminación orgánica proviene mayoritariamente de los cultivos de regadío. Estos cultivos, debido a la escasa pluviometría, demandan una gran cantidad de agua, que se suele extraer del río o de los acuíferos, provocando la reducción de los caudales, inversión hídrica y contaminación difusa en el sector oriental de la cuenca principalmente (Belmar et al. 2013). Estas características provocan que las comunidades acuáticas estén sometidas a un profundo estrés ambiental.

Datos

Los datos que ofrece este trabajo fueron obtenidos de la base de datos denominada "Biodiversidad", elaborada por el equipo de investigación de Ecología Acuática de la Universidad de Murcia. Esta base de datos incluye datos de presencia de coleópteros acuáticos para cerca de 2600 estaciones o localidades de muestreo situadas en la península ibérica y otras áreas del Mediterráneo occidental, de las que sobre las 800 se encuentran en el área de estudio. Éstas incluyen datos de diferentes muestreos llevados a cabo en la cuenca hidrográfica del río Segura desde principios de los años 80 (Millán 1991) hasta la actualidad. La mayor parte de estos muestreos fueron realizados utilizando una manga entomológica de 0,5 mm de luz de maya. Por término medio, el esfuerzo de muestreo varió entre 30 y 60 minutos, dependiendo de la complejidad de la localidad prospectada, cesando de muestrear cuando, aparentemente, no se detectaban nuevas especies. Las muestras fueron conservadas en alcohol al 75-96% e identificadas posteriormente en el laboratorio.

Dado el gran número de estaciones de muestreo de la cuenca del Segura, y su disparidad en cuanto al esfuerzo de muestreo que se ha realizado, se han seleccionado aquellas estaciones que presentaron, al menos, un muestreo en la época estival, periodo en el que los organismos están más activos y en un ambiente más reducido por el estrés hídrico, por lo que resulta más fácil capturar a las especies (Millán et al., en prensa). Además, para una mayor homogeneización de los datos, en el caso de que las estaciones presentaran numerosos muestreos, se tuvieron en cuenta sólo los dos muestreos con la mayor riqueza de especies. En total, se seleccionaron 256 estaciones de muestreo (Figura 1) que, en su conjunto, recogen una representación adecuada de la variedad de cuerpos de agua en la zona de estudio (Abellán et al. 2007).

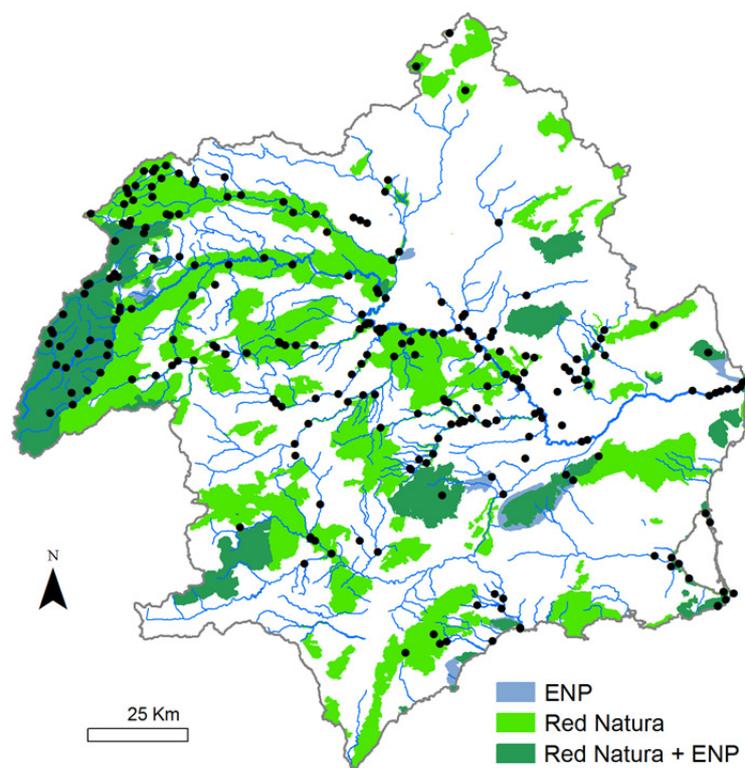


Figura 1: Localización de las estaciones seleccionadas en la cuenca del Segura y superposición con las diferentes redes de espacios protegidos.

Espacios protegidos.

Para este trabajo hemos considerado, a partir de la vigente ley (nacional y europea) de espacios protegidos, las siguientes áreas protegidas dentro de la cuenca del Segura: (a) los ENP, de carácter nacional y (b) la actual red N2000 organizada por la Unión Europea. Así se ha configurado una capa de áreas protegidas actuales a través de un Sistema de Información Geográfica (Abellán et al. 2007) suministrado por el Área de Conservación de la Biodiversidad española que se ha superpuesto a las estaciones de muestreo seleccionadas (ver Figura 1).

Atendiendo a la correspondencia con alguna de las redes de espacios protegidos, las estaciones de muestreo se han agrupado en tres clases: áreas NP, red de ENP, red de ENP+N2000. De ellas, 69 (27%) se encuentran únicamente dentro de la red N2000, 46 (18%) se encuentran tanto en un ENP como en N2000, y 141 (55%) estaciones se encuentran en zonas NP.

Análisis de los datos.

Con el objeto de examinar la existencia de diferencias significativas en la diversidad alfa promedio, referida a la riqueza de especies, entre las distintas redes de áreas protegidas (NP, ENP, ENP+N2000) se realizó un análisis de la varianza (ANOVA). Debido a la falta de normalidad y homocedasticidad en los residuos del modelo, y a la ausencia de balanceo entre los grupos testados (diferente número de estaciones en cada grupo) se fijó el parámetro alfa de significación en 0,001, en vez de 0,05, para evitar falsos positivos.

Para determinar cuál de las dos redes de áreas protegidas recoge mejor la diversidad beta existente fuera de las áreas no protegidas, se calcularon la diversidad beta y sus componentes de anidamiento y reemplazamiento según la metodología propuesta por Baselga (2010): (1) la diversidad beta total estimada como la disimilitud de Sorensen referida a la composición de especies de un conjunto de sitios presentes en cada grupo seleccionado (β_{SOR}); (2) el reemplazamiento de especies entre las estaciones de cada grupo calculado como el índice de disimilitud de Simpson (β_{SIM}); y (3) la disimilitud resultante debida al anidamiento (β_{NES}) obtenida al sustraer el componente de reemplazamiento a la diversidad beta total ($\beta_{NES} = \beta_{SOR} - \beta_{SIM}$). Para estimar la capacidad de cada red de ENP y ENP+N2000 para representar la diversidad de coleópteros acuáticos presente fuera de las mismas, se calculó el coeficiente β_{NES}/β_{SOR} entre el conjunto de especies que aparecen en las estaciones localizadas dentro de cada red y las especies detectadas en un número equivalente de estaciones de muestreo seleccionadas aleatoriamente del conjunto de estaciones no protegidas. Esta operación se realizó 999 veces a fin de generar una distribución de valores para cada red. Con el objetivo de determinar el sentido en que se produjo el anidamiento, el coeficiente β_{NES}/β_{SOR} se multiplicó por -1 cuando la riqueza acumulada del subconjunto de estaciones de áreas no protegidas era mayor que la riqueza acumulada de las áreas protegidas y por +1 en el caso contrario. De esta manera, aquellas operaciones en las que el coeficiente resulte negativo nos indican que hay un mayor número de especies en las áreas no protegidas que en las áreas protegidas. Para comparar las dos distribuciones de valores de β_{NES}/β_{SOR} calculadas entre ENP-NP y ENP+N2000-NP, se usó una prueba t-Student robusta ante la falta de normalidad, homocedasticidad y balanceo de los datos (Herberich et al. 2010)

Finalmente, se testó la capacidad de las redes de áreas protegidas de recoger la diversidad gamma (diversidad acumulada total de cada red), calculando la riqueza total de especies acumuladas en los ENP y en ENP+N2000, y comparando dichos valores con distribuciones de valores de diversidad gamma resultantes de seleccionar 999 subconjuntos aleatorios con un mismo número de estaciones para cada red, del conjunto total de estaciones. El grado de significación de cada comparativa se obtuvo a través de análisis bilaterales de cada distribución con respecto a la diversidad gamma observada para cada red de espacios protegidos, con un umbral de significación de 0,05.

RESULTADOS

En total se han identificado 222 especies y subespecies de coleópteros considerados verdaderamente acuáticos (ver Jäch y Balke 2008 para más detalles sobre esta clasificación) en la cuenca hidrográfica del Segura (el listado completo de especies aparece en el Anexo 1). Del cómputo total de especies, 30 son endemismos ibéricos; de los que 3 son endemismos exclusivos de la cuenca del Segura: *Limnebius millani* (Figura 2A), *Ochthebius albaceticus* (Figura 2B) e *Hydraena mecai* (Figura 2C). Además, teniendo en cuenta el análisis de vulnerabilidad realizado por Sánchez-Fernández et al. (2008a) para los coleópteros acuáticos que son endemismos ibéricos, 6 de los 30 endemismos presentan un grado de vulnerabilidad alto, estando 2 de ellos, *Ochthebius glaber* (Figura 2D) y *O. montesi* (Figura 2E), incluidas en el Libro Rojo de los Invertebrados de España (Verdú & Galante 2006). En particular, *O. montesi* está catalogada como Vulnerable (VU) según el criterio de la UICN EN B2ab (iii, iv), y es considerada una de las especies de coleóptero acuático más amenazadas de España (Verdú & Galante 2008). Así mismo, esta última especie está catalogada En Peligro (EN) en Andalucía (Barea-Azcón & Moreno 2008) y propuesta como especie EN para la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (Sánchez-Fernández et al. 2003).

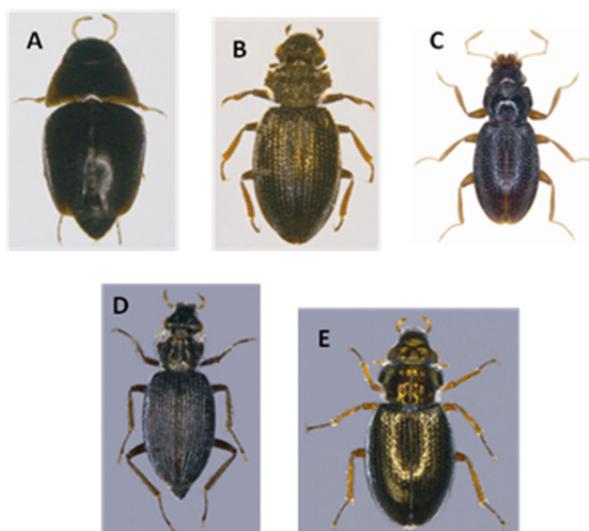


Figura 2. *Limnebius millani* (A); *Ochthebius albaceticus* (B); *Hydraena mecai* (C); *Ochthebius glaber* (D) y *Ochthebius montesi* (E).

Los resultados que arroja el análisis ANOVA nos permiten afirmar que, aunque en promedio hay más especies en las estaciones situadas en zonas protegidas (ENP o ENP + N2000), no existen diferencias significativas en la diversidad alfa entre los grupos considerados (p-valor: 0,258). El número promedio de especies que aparecen en los distintos tipos de áreas oscila entre 10 y 15 especies, aún así existen estaciones de muestreo incluidas en áreas NP y en áreas ENP+N2000 que albergan más de 80 especies (Figura 3).

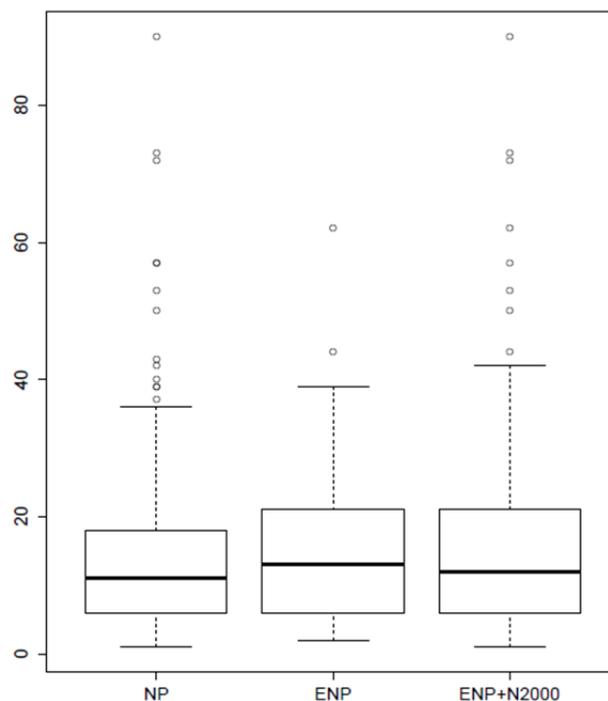


Figura 3. Diagrama de cajas de los valores diversidad alfa encontrada en estaciones situadas en áreas NP, ENP y ENP+N2000.

Cuando analizamos la diversidad β entre las áreas NP y los ENP (Figura 4A), observamos que los valores del coeficiente SNE/SOR (β -anidamiento/ β -total) se distribuyen aproximadamente entre -0,20 y 0,80, siendo más frecuentes los situados en torno a 0,30. Para el caso de la comparación entre NP y ENP+N2000, el rango de valores se encontró entre -0,5 y 1,0, siendo más frecuentes los valores situados alrededor de 0,5 (Figura 4B). Se encontraron diferencias significativas entre la media de ambas distribuciones ($t:7,17$; p -valor $< 0,001$), siendo algo mayor (0,07) la distribución que compara el coeficiente β_{NES}/β_{SOR} entre NP y ENP+N2000 que el coeficiente β_{NES}/β_{SOR} resultante de NP y ENP. Sin embargo, en ambos casos el anidamiento contribuye menos que el reemplazamiento a la diversidad beta total.

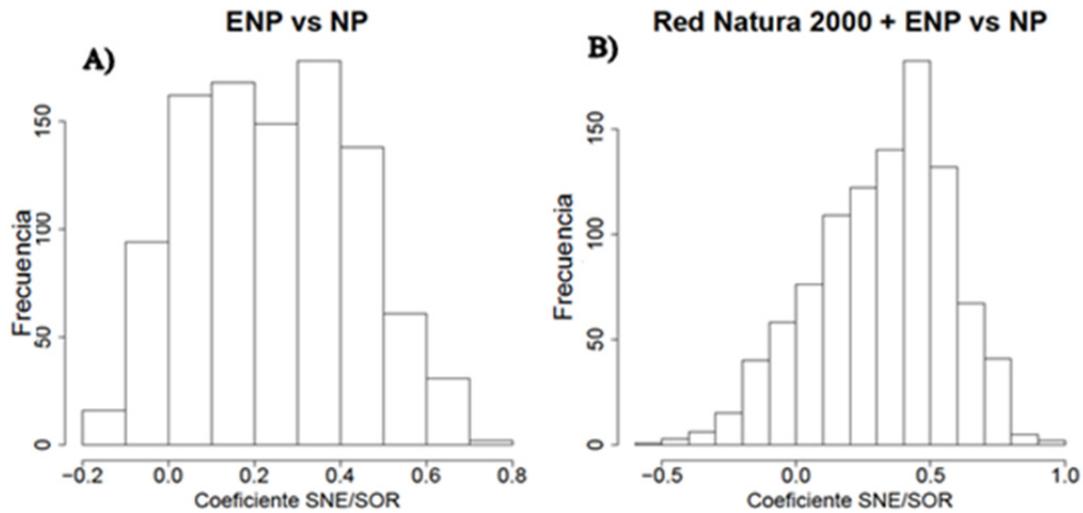


Figura 4. Comparación de los componentes de la diversidad β entre ENP y NP (A), y N2000+ENP y NP (B), y su contribución a la diversidad total.

Cuando comparamos la diversidad gamma entre las estaciones seleccionadas y subconjuntos aleatorios de estaciones de tamaño equivalente encontramos que la cantidad de especies representada en la red de ENP (166) no es significativamente mayor que lo esperado simplemente por azar (p -valor=0,209; Figura 5A). Por el contrario, la diversidad gamma obtenida del conjunto de estaciones en ENP+N2000 fue mayor (206), mostrando diferencias significativas con respecto a la distribución de valores obtenidos de subconjuntos aleatorios con un número de estaciones equivalente (p -valor=0.001; Figura 5B).

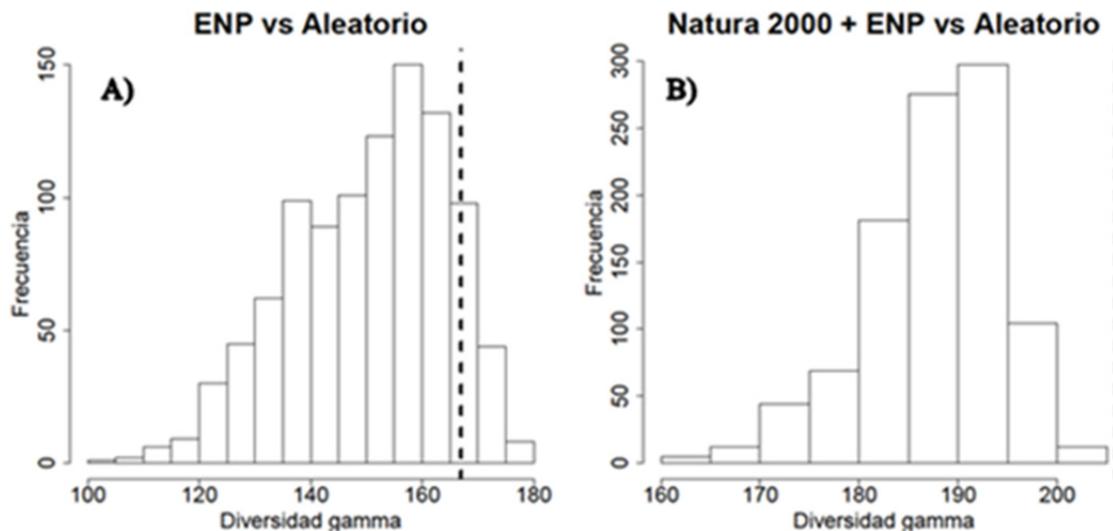


Figura 5. Comparación de los valores de diversidad gamma entre la red de ENP y estaciones seleccionadas aleatoriamente (A); y entre el conjunto de N2000+ENP frente a estaciones seleccionadas aleatoriamente (B).

DISCUSIÓN

La cuenca del Segura es, con seguridad, una de las áreas de la península ibérica en la que mejor se conoce y más información se tiene de la comunidad de coleópteros acuáticos (p. e. Millán et al. 2006; Sánchez-Fernández et al. 2008b; Bruno et al., 2012), de manera que a pesar de los 10 años transcurridos desde el último estudio global de este grupo (Sánchez-Fernández et al., 2004), ha resultado hasta cierto punto inesperado encontrar 10 especies nuevas, si se tiene en cuenta que las estimaciones que había para una parte importante de la cuenca (Región de Murcia, Sánchez-Fernández et al. 2003) sugerían no más de 3 nuevas especies en 100 nuevos muestreos. En cualquier caso, estos nuevos datos, más completos, justifican el uso del grupo como herramienta de conservación y refuerzan aún más su valor indicador (Bilton et al. 2006; Sánchez-Fernández et al. 2006; Guareschi et al. 2013). Al mismo tiempo, muestran que los resultados obtenidos al aplicar métodos de estima de riqueza de especies a través de la acumulación de esfuerzos de muestreo, deben considerarse solo de modo orientativo.

Al analizar el conjunto de especies encontradas (diversidad gamma), observamos que la mayor parte de éstas (206 de 222, incluyendo todas las especies endémicas y/o amenazadas) presentan, al menos, una población incluida en áreas protegidas, lo que a priori podría ser considerado como el mínimo exigible para considerar como idóneas y eficaces estas redes de áreas protegidas para conservar la biodiversidad acuática (Abellán et al. 2007). Sin embargo, los resultados obtenidos en el análisis ANOVA para la diversidad alfa muestran que las localidades situadas dentro de cualquiera de las redes de áreas protegidas (ENP o ENP+N2000), en general, no recogen una mayor riqueza específica de coleópteros acuáticos que las localidades situadas en áreas no protegidas. Este resultado apunta la posibilidad de que existan localidades (áreas) muy ricas en especies fuera de cualquier marco de protección, y descarta nuestra hipótesis preliminar de que las localidades situadas en áreas protegidas deben albergar mayor diversidad. Pero, también es posible que existan enclaves muy singulares por su dureza ambiental, y por tanto pobres en especies, como ocurre con los ambientes hipersalinos (Millán et al. 2011) o las lagunas de alta montaña (Millán et al. 2012), dentro de los espacios protegidos.

En lo que respecta a la diversidad beta, las gráficas obtenidas muestran claramente que las especies de coleópteros acuáticos ubicadas en las áreas no protegidas no son un subconjunto de la comunidad de especies dentro de las protegidas, independientemente de que estas últimas recojan la mayor parte de la comunidad y de las especies más singulares o amenazadas de este grupo de insectos. Nuevamente, se incumple nuestra hipótesis preliminar, de manera que el recambio de especies, probablemente asociado a condiciones ambientales singulares, parece que está influyendo más que el anidamiento a la riqueza y composición de especies entre las áreas protegidas y las no protegidas. Este resultado redunda en la idea de que en la cuenca del Segura todavía existen lagunas en el diseño de las redes de ENP y ENP+N2000 para la adecuada representación de la biodiversidad acuática, como ya se apuntaban en otros trabajos similares (Sánchez-Fernández et al. 2004; Abellán et al. 2007).

Como se ha comentado, solo cuando abordamos el estudio de la diversidad gamma, observamos diferencias significativas cuando consideramos el total de localidades

situadas en ENP+N2000 frente a un número equivalente de localidades tomado al azar. El hecho de que ENP+N2000 presente un mayor número de especies se puede atribuir, sin duda, al considerable incremento de la extensión de espacio protegido incorporado por la red N2000. Aún así, el mayor número de especies observado no debe ser atribuido únicamente a este incremento de superficie, sino también a los criterios de hábitats y especies prioritarias utilizados para la designación de N2000 (Abellán et al. 2007) donde la representatividad constituye un factor determinante y prioritario sobre la riqueza de especies. La actual red de ENP que cubre la cuenca hidrográfica del Segura fue definida en base a unos criterios distintos a los de biodiversidad (Morillo & Gómez-Campo 2000) por lo que esta red puede no representar adecuadamente la diversidad de algunos grupos faunísticos, como sucede con la biodiversidad acuática recogida a través de los coleópteros.

Por otro lado, en aquellas ocasiones en las que los criterios sí se han centrado en la biodiversidad (presencia de determinados taxones, asociaciones fitosociológicas, etc.), los grupos protagonistas para la designación de espacios protegidos han sido, en su mayoría, los vertebrados (aves y mamíferos) y plantas superiores, sin tener en cuenta grupos poco carismáticos como los macroinvertebrados (Guareschi et al. 2013). Así, cabe esperar que aunque gran parte de la comunidad de coleópteros acuáticos se encuentre representada en las redes de ENP y N2000, las medidas de gestión propuestas no sean las adecuadas para conservar dicha biodiversidad acuática (Millán et al. 2012). Por otro lado, en la cuenca del Segura son muy pocas las áreas protegidas creadas para conservar la biota acuática de las aguas continentales, y la mayoría de estas áreas están representadas por arroyos de cabecera o fuentes en sistemas forestales. De esta manera, enclaves acuáticos como las explotaciones salineras, esenciales para determinadas especies singulares de coleópteros, en ocasiones carecen de protección alguna, como ocurre con la Rambla salina de Librilla (Sánchez-Fernández et al. 2008a). Solo algunos humedales costeros, a pesar del evidente deterioro de muchos de ellos (Ortega et al. 2004), gozan de protección derivado de los esfuerzos dirigidos a conservar las aves acuáticas y del gran interés social que despierta este grupo faunístico.

Sin embargo, cuando abordamos el papel de la red N2000, parece evidente que ésta constituye una importante herramienta inicial para incrementar, de forma complementaria a los ENP, la biodiversidad en las redes de áreas protegidas. Además, en muchos casos puede constituir una primera barrera de contención (áreas de amortiguación y/o transición) que favorezcan la preservación de dicha biodiversidad (Millán et al. 2012).

Por otro lado, hay que tener en cuenta que la presencia o abundancia de un taxón en una estación de muestreo o en un área protegida no asegura su persistencia futura, pues los sistemas acuáticos están sujetos a una fuerte presión antrópica, especialmente en las cuencas mediterráneas, derivada de la extracción de agua para regadíos y el vertido o lixiviado de agroquímicos a los cuerpos de agua (Millán et al., 2006). Además, los criterios para la designación de áreas protegidas no consideran aspectos como la integridad de la cuenca, la hidrología o la presencia de especies exóticas (Skelton et al. 1995, Moyle & Randall 1998).

La asignación de una figura de protección derivada de la red N2000 (LIC o ZEPA) a un área determinada implica la redacción y aprobación de un plan de gestión por parte del

organismo competente en materia de medio ambiente de la comunidad autónoma donde tenga lugar la designación. Con relación a este aspecto, en la Región de Murcia (comunidad que abarca la mayor extensión en el área de estudio) sólo se han aprobado hasta la actualidad 2 planes de gestión de los 50 LICs y 24 ZEPAs presentes. Por este motivo, la inclusión de un área, y sus especies, dentro de la red N2000 no asegura inicialmente la protección y conservación de la biodiversidad, pues hasta que no se aprueba su plan de gestión no se establecen las medidas específicas de conservación y gestión adecuadas. En este sentido, una de las principales medidas de conservación para los sistemas acuáticos continentales en el sureste ibérico sería el control de los regímenes de extracción de agua y de los vertidos a los cauces (Belmar et al. 2013) y ecosistemas acuáticos en general; redundando esto en un beneficio no sólo para la diversidad acuática sino para otros grupos faunísticos que requieren un buen estado de conservación de los cursos de agua, como la fauna de ribera. Además, el diseño de figuras de protección especiales y la designación de áreas de importancia para invertebrados podría enfatizar la conservación de determinados cuerpos de agua, escasamente considerados como los ya mencionados medios salinos (Sánchez-Fernández et al. 2008a; Millán et al. 2011). Del mismo modo, la utilización de las cuencas como unidades funcionales de manejo y gestión resulta imprescindible para un adecuado uso de los espacios protegidos con ecosistemas acuáticos en su interior (Millán et al. 2006; Abellán et al. 2007).

Por último, es evidente que las áreas abarcadas por la red de ENP se solapan en gran medida con los espacios de la red N2000. Sin embargo, cada una responde a criterios diferentes (nacionales y europeos, respectivamente), por lo que, ante la tendencia de algunas comunidades autónomas, como la Región de Murcia, de hacer coincidir los límites de ENP con los lugares de importancia comunitaria (LIC), nosotros recomendamos mantener sus límites originales y gestionar los espacios de forma complementaria, interconectada y no excluyente.

CONCLUSIONES

1. Se han encontrado un total de 222 especies de coleópteros acuáticos, 10 especies más que la última actualización ocurrida en 2004, corroborando el buen conocimiento que sobre este grupo se tiene en el área de estudio.
2. Al analizar la diversidad alfa, no se observaron diferencias significativas en los valores obtenidos entre localidades, independientemente de que estas se encuentren ubicadas dentro o fuera de los espacios protegidos, apuntando posibles lagunas en la red de áreas protegidas.
3. El análisis de la diversidad beta muestra también lagunas en la red de áreas protegidas, al predominar el reemplazamiento frente al anidamiento, reflejando que estas redes no son capaces de recoger todas las especies..
4. Cuando analizamos la diversidad gamma, encontramos que solo el conjunto formado por los ENP + N2000 contienen, de forma significativa, más especies que un conjunto de localidades equivalente tomado al azar, por lo que la red N2000 resulta fundamental, pero complementaria a ENP, para preservar adecuadamente la biodiversidad acuática. Además, la red N2000 debería jugar un papel importante también como áreas de amortiguación o transición a otras zonas con una protección más restrictiva.
5. La inclusión de especies en áreas protegidas no asegura su conservación, especialmente si se trata de grupos no carismáticos como los invertebrados acuáticos. En este sentido, se deben abordar medidas específicas encaminadas a preservar la biodiversidad acuática, como el uso de grupos no carismáticos en el diseño de reservas, el control de los caudales y vertidos a los mismos, o la consideración de las cuencas como unidad funcional de gestión.

AGRADECIMIENTOS

La consecución de este trabajo no hubiera sido posible sin la inestimable colaboración del equipo de investigación de Ecología Acuática, del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia. Agradecer también a José Antonio Carbonell la cesión de las fotos de *Hydraena mecai*, *Limnebius millani*, *Ochthebius albacetus*, *Ochthebius glaber* y *Ochthebius montesi*, y a Jesús Arribas la fotografía de *Colymbetes fuscus* de la portada. Este trabajo se presentó como proyecto fin de grado por D. José Manuel Zamora Marín.

BIBLIOGRAFÍA

- Abellán P, Sánchez-Fernández D, Velasco J & Millán A. 2007. 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.
- Barea-Azcón JM, Ballesteros-Duperón E & Moreno D. 2008. *Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Baselga A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134-143.
- Belmar O, Bruno D, Martínez-Capel F, Barquín J & Velasco J. 2013. Effects of flow regime alteration on fluvial habitats and riparian quality in a semiarid Mediterranean basin. *Ecological Indicators* 30: 52-64.
- Bilton DT, McAbendroth L, Bedford A & Ramsay PM. 2006. How wide to cast the net? Cross-taxon congruence of species richness, community similarity and indicator taxa in ponds. *Freshwater Biology* 51: 578-590.
- Bonada N, Doledec S & Statzner B. 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between Mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology* 13: 1658-1671.
- Bruno D, Sánchez-Fernández D, Carbonell JA, Picazo F, Velasco J & Millán A. 2012. Predicting aquatic insects richness in a semi-arid Mediterranean region. *Limnetica* 31(1): 23-36.
- Calvo JF & Esteve MA. 2000. *Biodiversidad*. Murcia: Servicio de publicaciones de la Universidad de Murcia. Instituto del Agua y Medio Ambiente.

- Franklin JF. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202-205.
- Gaston KJ & Blackburn TM. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Oxford: Blackwell Science.
- Geist J. 2011. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators* 11: 1507-1516.
- Guareschi S, Coccia C, Sánchez-Fernández D, Carbonell JA, Velasco J, Boyero L, Green AJ & Millán A. 2013. How far could the alien boatman *Trichocorixa verticalis verticalis* spread? Worldwide estimation of its current and future potential distribution. *PLoS ONE* 8 (3): e59757.
- Herberich E, Sikorski J & Hothorn T. 2010. A robust procedure for comparing multiple means under heteroscedasticity in unbalanced designs. *PLoS One* 5(3): p.e 9788.
- Herbert ME, MCintyre PB, Doran PJ, Allan JD & Abell R. 2009. Terrestrial Reserve Networks Do Not Adequately Represent Aquatic Ecosystems. *Conservation Biology* 24: 1002-1011.
- Jäch MA & Balke M. 2008. Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 419-442.
- Kremen C, Colwell RK, Erwin TL, Murphy DD, Noss RF & Sanjayan MA. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796-808.
- Médail F & Quézel P. 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112.127.
- Millán A. 1991. *Los Coleópteros Hydradephaga (Haliplidae, Gyrinidae, Noteridae y Dytiscidae) de la cuenca del río Segura (SE de la península Ibérica)*. Universidad de Murcia.
- Millán A, Abellán P, Ribera I, Sánchez-Fernández D & Velasco J. 2006. The Hydradephaga of the Segura basin (SE Spain): twenty five years studying water beetles. Monograph on Hydroadephaga. In memoriam of Prof. Franciscolo. *Memorie della Società entomologica italiana* 85: 137-158.
- Millán A, Velasco J, Gutiérrez-Cánovas C, Arribas P, Picazo F, Sánchez-Fernández D & ABELLÁN P. 2011. Mediterranean saline streams in southeast Spain: What do we know? *Journal of Arid Environments* 75: 1352-1359.
- Millán A, Abellán P, Sánchez-Fernández D, Picazo F, Velasco J, Lobo JM & Ribera I. 2012. Efectividad de la red de parques nacionales peninsulares en la

- protección de la biodiversidad acuática. En: Organismo Autónomo de Parques Nacionales (ed.). *Proyectos de Investigación en Parques Nacionales: 2008-2011*. Madrid. MAGRAMA. pp: 151-181.
- Millán A, Sánchez-Fernández D, Abellán P, Picazo F, Carbonell JA, Lobo JM & Ribera I. En presa. Altas de los coleópteros acuáticos de España peninsular. MIMAM. Madrid
 - Mittermeier RA, Myers N, Thomsen JB, da Fonseca GAB & Olivieri S. 1998. Biodiversity hotspots an major tropical wilderness areas: Approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology*, 12: 515-520.
 - Monroe JB, Baxter CV, Olden JD & Angermeier PL. 2009. Freshwater in the public eye: understanding the role of images and media in aquatic conservation. *Fisheries* 34: 581-585.
 - Morillo C & Gómez-Campo C. 2000. Conservation in Spain, 1980-2000. *Biological Conservation* 95: 165-174.
 - Moyle PB & Randall PJ. 1998. Evaluating the biotic integrity of watersheds in the Sierra Nevada, California. *Conservation Biology* 12: 1318-1326.
 - Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
 - Naveh Z & Lieberman A. 1984. *Landscape Ecology: Theory and Applications*. New York: Springer-Verlag.
 - Odum EP & Barrett GW. 2006. *Fundamentos de Ecología*. México: Thomson.
 - Ortega M, Velasco J, Millán A & Guerrero C. 2004. An ecological integrity index for littoral wetlands in agricultural catchments of mediterranean semiarid regions. *Environmental Management* 33 (3): 412-430.
 - Pearson DL. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London Series B* 345: 75-79.
 - Prenda J, Clavero M, Blanco-Garrido F, Menor A & Hermoso V. 2006. Threats to the conservation to biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica* 25: 377-388.
 - Qian H, Richlefs RE & White PS. 2005. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology* 13: 179-193.
 - Quézel P, 1995. La flore du basin mediterranea en: origine, mise en place, endemisme. *Ecologia Mediterranea* 21:19-39.

- Sánchez-Fernández D, Abellán P, Mellado A, Velasco J & Millán A. 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.
- Sánchez-Fernández D, Abellán P, Velasco J & Millán A. 2003. *Los coleópteros acuáticos de la región de Murcia. Catálogo faunístico y áreas prioritarias de conservación*. Zaragoza. Monografías de la SEA vol.10.
- Sánchez-Fernández D, Abellán P, Velasco J & Millán A. 2004. Selecting areas to protect the biodiversity of aquatic ecosystems in a semiarid Mediterranean region. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 465-479.
- Sánchez-Fernández D, Bilton DT, Abellán P, Ribera I & Millán A. 2008a. Are the endemic water beetles of the Iberian Peninsula and the Balearic Islands effectively protected? *Biological Conservation* 141: 1612-1627.
- Sánchez-Fernández D, Lobo JM, Abellán P, Ribera I & Millán A. 2008b. Bias in freshwater biodiversity sampling: the case of Iberian water beetles. *Diversity and Distributions*, 14: 754-762.
- Saunders D, Meeuwig J & Vincent AJ. 2002. Freshwater protected areas: Strategies for conservation. *Conservation Biology* 16: 30-41.
- Skelton PH, Cambray JA, Lombard AT & Benn GA. 1995. Patterns of distribution and conservation status of freshwater fishes in South Africa. *South Africa Journal of Zoology* 30: 71-81.
- Strayer D & Dudgeon D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 344-358.
- Tellería JL. 1999. Biología de la conservación: balance y perspectivas. *Ardeola* 46(2): 239-248.
- Verdú JR, Galante E. 2009. *Atlas de los Invertebrados Amenazados de España (Especies En Peligro Crítico y En Peligro)*. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente.
- Vidal-Abarca MR, Suárez ML & Ramírez-Díaz L. 1992. Ecology of Spanish semiarid streams. *Limnética* 8:151-160.

ANEXO 1. Lista de las especies y subespecies de coleópteros acuáticos de la cuenca del Segura. Distribución (Dist.): T (rango transibérico: al norte y al sur de la península ibérica), N (rango norte: al norte de los Pirineos), S (rango Sur: islas mediterráneas y África del norte), E (endemismo ibérico).

	Género	Subgénero	Especie/subespecie	Autor y año	Dist.
Suborden					
ADEPHAGA					
DYTISCIDAE					
1	1		<i>Agabus biguttatus</i>	(Olivier, 1795)	T
2	2		<i>Agabus bipustulatus</i>	(Linnaeus, 1767)	T
3	3		<i>Agabus brunneus</i>	(Fabricius, 1798)	T
4	4		<i>Agabus conspersus</i>	(Marsham, 1802)	T
5	5		<i>Agabus didymus</i>	(Olivier, 1795)	T
6	6		<i>Agabus guttatus</i>	(Paykull, 1798)	N
7	7		<i>Agabus nebulosus</i>	(Forster, 1771)	T
8	8		<i>Agabus paludosus</i>	(Fabricius, 1801)	T
9	9		<i>Agabus rambiae</i>	Millán y Ribera, 2001	S
10	10		<i>Bidessus minutissimus</i>	(Germar, 1824)	T
11	11		<i>Bidessus pumilus</i>	(Aubé, 1838)	T
12	12		<i>Boreonectes ibericus</i>	(Dutton y Angus, 2007)	T
13	13		<i>Colymbetes fuscus</i>	(Linnaeus, 1758)	T
14	14	(<i>Cybister</i>)	<i>tripunctatus africanus</i>	Laporte de Castelnau, 1835	S
15	15	(<i>Scaphinectes</i>)	<i>lateralimarginalis</i>	(De Geer, 1774)	T
16	16		<i>Deronectes depressicollis</i>	(Rosenhauer, 1856)	E
17	17		<i>Deronectes fairmairei</i>	(Leprieur, 1876)	T
18	18		<i>Deronectes hispanicus</i>	(Rosenhauer, 1856)	T
19	19		<i>Deronectes moestus</i>	(Fairmaire, 1858)	T
20	20		<i>Dytiscus circumflexus</i>	Fabricius, 1801	T
21	21		<i>Dytiscus pisanus</i>	La Porte de Castelnau, 1834	T
22	22		<i>Dytiscus semisulcatus*</i>	P.W.J. Müller, 1776	T
23	23		<i>Eretes griseus</i>	(Fabricius, 1781)	T
24	24		<i>Graptodytes aequalis</i>	(Zimmermann, 1918)	S
25	25		<i>Graptodytes castilianus</i>	Fery, 1995	E
26	26		<i>Graptodytes fractus</i>	(Sharp, 1882)	T
27	27		<i>Graptodytes ignotus</i>	(Mulsant y Rey, 1861)	T
28	28		<i>Graptodytes varius</i>	(Aubé, 1836)	T
29	29	(<i>Herophydrus</i>)	<i>Herophydrus musicus</i>	(Klug, 1834)	S
30	30	(<i>Prodaticus</i>)	<i>Hydaticus leander</i>	(Rossi, 1790)	T

31	31	<i>Hydroglyphus</i>	<i>geminus</i>	(Fabricius, 1792)	T
32	32	<i>Hydroglyphus</i>	<i>signatellus</i>	(Klug, 1834)	S
33	33	<i>Hydroporus</i>	<i>decipiens</i>	Sharp, 1878	E
				Fairmaire y Brisout,	
				1859	T
34	34	<i>Hydroporus</i>	<i>discretus</i>		T
35	35	<i>Hydroporus</i>	<i>limbatus</i>	Aubé, 1838	T
36	36	<i>Hydroporus</i>	<i>lucasi</i>	Reiche, 1866	S
37	37	<i>Hydroporus</i>	<i>marginatus</i>	(Duftschmid, 1805)	T
38	38	<i>Hydroporus</i>	<i>nigrita</i>	(Fabricius, 1792)	N
39	39	<i>Hydroporus</i>	<i>normandi normandi</i>	Régimbart, 1903	N
40	40	<i>Hydroporus</i>	<i>obsoletus*</i>	Aubé, 1838	T
41	41	<i>Hydroporus</i>	<i>pubescens</i>	(Gyllenhal, 1808)	T
42	42	<i>Hydroporus</i>	<i>tessellatus</i>	(Drapiez, 1819)	T
43	43	<i>Hydrovatus</i>	<i>cuspidatus</i>	(Kunze, 1818)	T
44	44	<i>Hygrotus</i> (Coelambus)	<i>confluens</i>	(Fabricius, 1787)	T
45	45	<i>Hygrotus</i> (Coelambus)	<i>impressopunctatus</i>	(Schaller, 1783)	N
46	46	<i>Hygrotus</i> (Coelambus)	<i>lagari</i>	(Fery, 1992)	S
47	47	<i>Hygrotus</i> (Coelambus)	<i>pallidulus</i>	(Aubé, 1850)	T
48	48	<i>Hyphydrus</i>	<i>aubei</i>	Ganglbauer, 1892	T
49	49	<i>Ilybius</i>	<i>chalconatus</i>	(Panzer, 1796)	T
50	50	<i>Ilybius</i>	<i>meridionalis</i>	Aubé, 1836	T
51	51	<i>Ilybius</i>	<i>montanus</i>	(Stephens, 1828)	T
52	52	<i>Laccophilus</i>	<i>hyalinus</i>	(De Geer, 1774)	T
53	53	<i>Laccophilus</i>	<i>minutus</i>	(Linnaeus, 1758)	T
54	54	<i>Laccophilus</i>	<i>poecilus</i>	Klug, 1834	T
				La Porte de	
55	55	<i>Meladema</i>	<i>coriacea</i>	Castelnau, 1834	T
56	56	<i>Metaporus</i>	<i>meridionalis</i>	(Aubé, 1836)	T
57	57	<i>Methles</i>	<i>cribatellus*</i>	(Fairmaire, 1880)	S
58	58	<i>Nebrioporus</i>	<i>baeticus</i>	(Schaum, 1864)	E
				(Lagar, Fresneda y	
				Hernando, 1987)	E
59	59	<i>Nebrioporus</i>	<i>bucheti cazorlensis</i>		E
60	60	<i>Nebrioporus</i>	<i>ceresyi</i>	(Aubé, 1838)	T
61	61	<i>Nebrioporus</i>	<i>clarkii</i>	(Wollaston, 1862)	S
62	62	<i>Oreodytes</i>	<i>davisii davisii</i>	(Curtis, 1831)	N
63	63	<i>Oreodytes</i>	<i>septentrionalis</i>	(Gyllenhal, 1827)	N
64	64	<i>Rhantus</i> (Rhantus)	<i>suturalis</i>	(McLeay, 1825)	T
65	65	<i>Stictonectes</i>	<i>epipleuricus</i>	(Seidlitz, 1887)	N
66	66	<i>Stictonectes</i>	<i>lepidus</i>	(Olivier, 1795)	T
67	67	<i>Stictonectes</i>	<i>optatus</i>	(Seidlitz, 1887)	T
68	68	<i>Stictotarsus</i>	<i>duodecimpustulatus</i>	(Fabricius, 1792)	N
69	69	<i>Yola</i>	<i>bicarinata</i>	(Latreille, 1804)	T

GYRINIDAE						
70	1	<i>Aulonogyrus</i>		<i>striatus</i>	(Fabricius, 1792)	T
71	2	<i>Gyrinus</i>	(<i>Gyrinus</i>)	<i>caspius</i>	Ménétries, 1832	T
72	3	<i>Gyrinus</i>	(<i>Gyrinus</i>)	<i>dejeani</i>	Brullé, 1832	T
73	4	<i>Gyrinus</i>	(<i>Gyrinus</i>)	<i>distinctus</i>	Aubé, 1836	T
74	5	<i>Gyrinus</i>	(<i>Gyrinus</i>)	<i>urinator</i>	Illiger, 1807	T
75	6	<i>Orectochilus</i>		<i>villosus</i>	(P.W.J. Müller, 1776)	T
HALIPLIDAE						
76	1	<i>Haliplus</i>	(<i>Haliplidius</i>)	<i>obliquus</i>	(Fabricius, 1787)	T
77	2	<i>Haliplus</i>	(<i>Liaphlus</i>)	<i>mucronatus</i>	Stephens, 1832	T
78	3	<i>Haliplus</i>	(<i>Neohaliplus</i>)	<i>lineatocollis</i>	(Marsham, 1802)	T
79	4	<i>Peltodytes</i>		<i>rotundatus</i>	(Aubé, 1836)	T
HYGROBIIDAE						
80	1	<i>Hygrobia</i>		<i>hermanni</i>	(Fabricius, 1775)	T
NOTERIDAE						
81	1	<i>Noterus</i>		<i>laevis</i>	Sturm, 1834	T

Suborden MYXOPHAGA

		Género	Subgénero	Especie/subespecie	Autor y año	Dist.
--	--	--------	-----------	--------------------	-------------	-------

SPHAERIUSIDAE

82	1	<i>Sphaerius</i>		<i>hispanicus</i>	(Matthews, 1899)	T
----	---	------------------	--	-------------------	------------------	---

Suborden POLYPHAGA

		Género	Subgénero	Especie/subespecie	Autor y año	Dist.
--	--	--------	-----------	--------------------	-------------	-------

DRYOPIDAE

83	1	<i>Dryops</i>		<i>algericus</i>	(Lucas, 1849)	T
84	2	<i>Dryops</i>		<i>gracilis</i>	(Karsch, 1881)	T
85	3	<i>Dryops</i>		<i>luridus</i>	(Erichson, 1847)	T
86	4	<i>Dryops</i>		<i>lutulentus</i>	(Erichson, 1847)	T
87	5	<i>Dryops</i>		<i>sulcipennis</i>	(Costa, 1883)	T
88	6	<i>Pomatinus</i>		<i>substriatus</i>	(P.W.J. Müller, 1806)	T

ELMIDAE

89	1	<i>Elmis</i>		<i>aenea</i>	(P.W.J. Müller, 1806)	T
90	2	<i>Elmis</i>		<i>mauetii mauetii</i>	Latreille, 1802	N
91	3	<i>Elmis</i>		<i>rioloides</i>	(Kuwert, 1890)	N
92	4	<i>Esolus</i>		<i>parallelepipedus</i>	(P.W.J. Müller, 1806)	T
93	5	<i>Esolus</i>		<i>pygmaeus</i>	(P.W.J. Müller, 1806)	T
94	6	<i>Limnius</i>		<i>intermedius</i>	Fairmaire, 1881	T

95	7	<i>Limnius</i>		<i>opacus</i>	P.W.J. Müller, 1806	T
96	8	<i>Limnius</i>		<i>volckmari</i>	(Panzer, 1793)	N
97	9	<i>Normandia</i>		<i>nitens</i>	(P.W.J. Müller, 1817)	N
98	10	<i>Normandia</i>		<i>sodalis</i>	(Erichson, 1847)	N
99	11	<i>Oulimnius</i>		<i>perezi</i>	Sharp, 1872	E
100	12	<i>Oulimnius</i>		<i>trogodytes</i>	(Gyllenhal, 1827)	T
101	13	<i>Potamophilus</i>		<i>acuminatus</i>	(Fabricius, 1792)	T
102	14	<i>Riolus</i>		<i>cupreus</i>	(P.W.J. Müller, 1806)	N
103	15	<i>Riolus</i>		<i>illiesi</i>	Steffan, 1958	N
104	16	<i>Riolus</i>		<i>subviolaceus</i>	(P.W.J. Müller, 1817)	N
105	17	<i>Stenelmis</i>		<i>canaliculata</i>	(Gyllenhal, 1808)	N
HELOPHORIDAE						
106	1	<i>Helophorus</i>	(<i>Empleurus</i>)	<i>nubilus</i>	Fabricius, 1777	N
107	2	<i>Helophorus</i>	(<i>Helophorus</i>)	<i>occidentalis</i>	Angus, 1983	S
108	3	<i>Helophorus</i>	(<i>Rhopalohelophorus</i>)	<i>asturiensis</i>	Kuwert, 1885	T
109	4	<i>Helophorus</i>	(<i>Rhopalohelophorus</i>)	<i>bameuli*</i>	Angus, 1987	E
110	5	<i>Helophorus</i>	(<i>Rhopalohelophorus</i>)	<i>brevipalpis</i>	Bedel, 1881	N
111	6	<i>Helophorus</i>	(<i>Rhopalohelophorus</i>)	<i>flavipes</i>	Fabricius, 1792	N
112	7	<i>Helophorus</i>	(<i>Rhopalohelophorus</i>)	<i>fulgidicollis</i>	Motschuslky, 1860	T
113	8	<i>Helophorus</i>	(<i>Rhopalohelophorus</i>)	<i>illustris</i>	Sharp, 1916	N
114	9	<i>Helophorus</i>	(<i>Rhopalohelophorus</i>)	<i>longitarsis</i>	Wollaston, 1864	T
115	10	<i>Helophorus</i>	(<i>Rhopalohelophorus</i>)	<i>minutus</i>	Fabricius, 1775	N
116	11	<i>Helophorus</i>	(<i>Rhopalohelophorus</i>)	<i>seidlitzii</i>	Kuwert, 1885	E
117	12	<i>Helophorus</i>	(<i>Trichelophorus</i>)	<i>alternans</i>	Gené, 1836	T
HYDRAENIDAE						
118	1	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>affusa</i>	Orchymont, 1936	E
119	2	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>bisulcata</i>	Rey, 1884	S
120	3	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>bolivari</i>	Orchymont, 1936	E
121	4	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>brachymera</i>	Orchymont, 1936	N
122	5	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>capta</i>	Orchymont, 1936	S
123	6	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>carbonaria</i>	Kiesenwetter, 1849	N
124	7	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>cordata</i>	L. W. Schaufuss, 1883	T
125	8	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>exasperata</i>	Orchymont, 1935	E
126	9	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>manfredjaechi</i>	Delgado y Soler, 1991	E
127	10	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>mecai</i>	Millán y Aguilera, 2000	E
128	11	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>minutissima</i>	Stephens, 1829	N
129	12	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>pygmaea</i>	G. R. Waterhouse, 1833	N
130	13	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>quilisi</i>	Lagar, Fresneda y Hernando, 1987	N

131	14	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>riparia</i>	Kugelann, 1794	N
132	15	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>rufipennis</i>	Boscá Berga, 1932	N
133	16	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>servilia</i>	Orchymont, 1936	E
134	17	<i>Hydraena</i>	(<i>Hydraena</i>)	<i>unca</i>	Valladares, 1989	E
135	18	<i>Hydraena</i>	(<i>Phothydraena</i>)	<i>atrata*</i>	Desbrochers des Loges, 1891	T
136	19	<i>Hydraena</i>	(<i>Phothydraena</i>)	<i>hernandoi</i>	Fresneda y Lagar, 1990	S
137	20	<i>Limnebius</i>		<i>cordobanus</i>	Orchymont, 1938	E
138	21	<i>Limnebius</i>		<i>furcatus</i>	Baudi di Selve, 1872	T
139	22	<i>Limnebius</i>		<i>gerhardti</i>	Heyden, 1870	E
140	23	<i>Limnebius</i>		<i>hispanicus</i>	Orchymont, 1941	E
141	24	<i>Limnebius</i>		<i>maurus</i>	Balfour-Browne, 1979	S
142	25	<i>Limnebius</i>		<i>millani</i>	Ribera y Hernando, 1998	E
143	26	<i>Limnebius</i>		<i>oblongus</i>	Rey, 1883	T
144	27	<i>Limnebius</i>		<i>papposus</i>	Balfour-Browne, 1979	N
145	28	<i>Limnebius</i>		<i>truncatellus</i>	(Thunberg, 1794)	N
146	29	<i>Ochthebius</i>	(<i>Asiobates</i>)	<i>aeneus</i>	Stephens, 1835	T
147	30	<i>Ochthebius</i>	(<i>Asiobates</i>)	<i>bellieri</i>	Kuwert, 1887	E
148	31	<i>Ochthebius</i>	(<i>Asiobates</i>)	<i>bonnairei</i>	Guillebeau, 1896	S
149	32	<i>Ochthebius</i>	(<i>Asiobates</i>)	<i>dilatatus</i>	Stephens, 1829	T
150	33	<i>Ochthebius</i>	(<i>Asiobates</i>)	<i>irenae</i>	Ribera y Millán, 1998	E
151	34	<i>Ochthebius</i>	(<i>Asiobates</i>)	<i>jaimeii</i>	Delgado y Jäch, 2007	E
152	35	<i>Ochthebius</i>	(<i>Calobius</i>)	<i>quadricollis</i>	(Mulsant, 1844)	T
153	36	<i>Ochthebius</i>	(<i>Enicocerus</i>)	<i>exsculptus</i>	Germar, 1824	N
154	37	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>albacetinus</i>	Ferro, 1984	E
155	38	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>auropallens</i>	Fairmaire, 1879	S
156	39	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>bifoveolatus</i>	Waltl, 1835	S
157	40	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>corrugatus</i>	Rosenhauer, 1856	S
158	41	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>cuprescens</i>	Guillenbeau, 1893	S
159	42	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>delgadoi</i>	Jäch, 1994	E
160	43	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>dentifer</i>	Rey, 1885	N
161	44	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>difficilis</i>	Mulsant, 1844	T
162	45	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>glaber</i>	Montes y Soler, 1988	E
163	46	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>grandipennis</i>	Fairmaire, 1879	S
164	47	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>judemaesi</i>	Delgado y Jäch, 2007	S
165	48	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>marginalis</i>	Rey, 1886	N
166	49	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>marinus</i>	(Paykull, 1798)	N
167	50	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>mediterraneus</i>	(Ienistea, 1988)	T

168	51	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>merinidicus*</i>	Ferro, 1985	S
169	52	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>montesi</i>	Ferro, 1984	E
170	53	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>nanus</i>	Stephens, 1829	T
171	54	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>notabilis</i>	Rosenhauer, 1856	S
172	55	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>quadrioveolatus</i>	Wollaston, 1854	S
173	56	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>semotus</i>	Orchymont, 1942	E
174	57	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>subinteger</i>	Mulsant y Rey, 1861	T
175	58	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>subpictus</i>	Wollaston, 1857	T
				<i>tacapasensis</i>		
176	59	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>baeticus</i>	Ferro, 1984	E
177	60	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>tudmirensis</i>	Jäch, 1997	E
178	61	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>viridescens</i>	Ienistea, 1988	T
179	62	<i>Ochthebius</i>	(<i>Ochthebius</i>)	<i>viridis fallaciosus*</i>	Ganglbauer, 1901	T
		HYDROCHIDAE				
180	1	<i>Hydrochus</i>		<i>flavipennis</i>	Küster, 1852	T
181	2	<i>Hydrochus</i>		<i>grandicollis</i>	Kiesenwetter, 1870	T
					Valladares, Díaz-Pazos y Delgado, 1999	
182	3	<i>Hydrochus</i>		<i>ibericus</i>		E
					Henegouven y Sáinz-Cantero, 1992	
183	4	<i>Hydrochus</i>		<i>nooreinus</i>		E
184	5	<i>Hydrochus</i>		<i>smaragdineus*</i>	Fairmaire, 1879	T
		HYDROPHILIDAE				
185	1	<i>Anacaena</i>		<i>bipustulata</i>	(Marsham, 1802)	T
186	2	<i>Anacaena</i>		<i>globulus</i>	(Paykull, 1798)	T
187	3	<i>Anacaena</i>		<i>limbata</i>	(Fabricius, 1792)	T
188	4	<i>Anacaena</i>		<i>lutescens</i>	(Stephens, 1829)	T
189	5	<i>Berosus</i>	(<i>Berosus</i>)	<i>affinis</i>	Brullé, 1835	T
190	6	<i>Berosus</i>	(<i>Berosus</i>)	<i>hispanicus</i>	Küster, 1847	T
191	7	<i>Berosus</i>	(<i>Enoplurus</i>)	<i>fulvus</i>	Kuwert, 1888	N
192	8	<i>Berosus</i>	(<i>Enoplurus</i>)	<i>guttalis</i>	Rey, 1883	T
193	9	<i>Chaetarthria</i>		<i>similis</i>	Wollaston, 1864	T
					Vorst y Cuppen, 2003	
194	10	<i>Chaetarthria</i>		<i>simillima</i>		N
195	11	<i>Coelostoma</i>		<i>hispanicum</i>	Kuster, 1848	T
196	12	<i>Enochrus</i>	(<i>Lumetus</i>)	<i>ater</i>	(Kuwert, 1888)	T
197	13	<i>Enochrus</i>	(<i>Lumetus</i>)	<i>bicolor</i>	(Fabricius, 1792)	T
198	14	<i>Enochrus</i>	(<i>Lumetus</i>)	<i>fuscipennis</i>	(Thomson, 1884)	T
199	15	<i>Enochrus</i>	(<i>Lumetus</i>)	<i>halophilus</i>	(Bedel, 1878)	T
					Arribas y Millán, 2013	
200	16	<i>Enochrus</i>	(<i>Lumetus</i>)	<i>jesusarribasi</i>		E
201	17	<i>Enochrus</i>	(<i>Lumetus</i>)	<i>politus</i>	(Küster, 1849)	T
202	18	<i>Enochrus</i>	(<i>Lumetus</i>)	<i>salomonis</i>	(J. Sahlberg, 1900)	N

203	19	<i>Enochrus</i>	(<i>Lumetus</i>)	<i>segmentinotatus</i>	(Kuwert, 1888)	T
204	20	<i>Helochares</i>	(<i>Helochares</i>)	<i>lividus</i>	(Forster, 1771)	T
205	21	<i>Hemisphaera</i>		<i>guignoti</i>	Shaefer, 1975	T
206	22	<i>Hydrobius</i>		<i>convexus</i>	Brullé, 1835	T
207	23	<i>Hydrobius</i>		<i>fuscipes</i>	(Linnaeus, 1758)	T
208	24	<i>Hydrochara</i>		<i>flavipes</i>	(Steven, 1808)	T
209	25	<i>Hydrophilus</i>		<i>pistaceus</i>	(Laporte de Castelnau, 1840)	T
210	26	<i>Laccobius</i>	(<i>Dimorpholaccobius</i>)	<i>atratus*</i>	Rottenberg, 1874	T
211	27	<i>Laccobius</i>	(<i>Dimorpholaccobius</i>)	<i>atrocephalus</i>	Reitter, 1872	S
212	28	<i>Laccobius</i>	(<i>Dimorpholaccobius</i>)	<i>bipunctatus</i>	(Fabricius, 1775)	T
213	29	<i>Laccobius</i>	(<i>Dimorpholaccobius</i>)	<i>hispanicus</i>	Gentili, 1974	T
214	30	<i>Laccobius</i>	(<i>Dimorpholaccobius</i>)	<i>moraguesi</i>	Régimbart, 1898	T
215	31	<i>Laccobius</i>	(<i>Dimorpholaccobius</i>)	<i>neapolitanus</i>	Rottenberg, 1874	T
216	32	<i>Laccobius</i>	(<i>Dimorpholaccobius</i>)	<i>obscuratus</i>	Rottenberg, 1874	N
217	33	<i>Laccobius</i>	(<i>Dimorpholaccobius</i>)	<i>sinuatus</i>	Motschulsky, 1849	T
218	34	<i>Laccobius</i>	(<i>Dimorpholaccobius</i>)	<i>ytenensis</i>	Sharp, 1910	T
219	35	<i>Laccobius</i>	(<i>MicroLaccobius</i>)	<i>gracilis gracillis</i>	Motschulsky, 1855	T
220	36	<i>Limnoxenus</i>		<i>niger*</i>	(Gmelin, 1790)	N
221	37	<i>Paracymus</i>		<i>aeneus</i>	(Germar, 1824)	T
222	38	<i>Paracymus</i>		<i>scutellaris</i>	(Rosenhauer, 1856)	T