

# EVALUACIÓN DE LA PRESENCIA DE NÁYADES EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

María García Álvarez



Universidad de Barcelona- Marine and Environmental Sciences Centre (MARE)

Director:

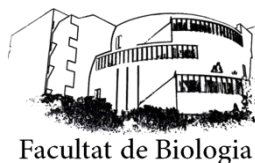
Joaquim Reis

Marine and Environmental  
Sciences Centre (MARE)

Tutora:

Núria Bonada

Universidad de Barcelona



Màster de Biodiversitat

Septiembre de 2019

# EVALUACIÓN DE LA PRESENCIA DE NÁYADES EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

María García Álvarez

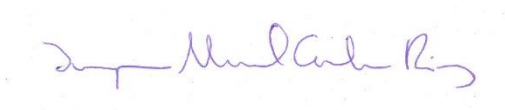
Universidad de Barcelona - Marine and Environmental Sciences Centre (MARE)

Màster de Biodiversitat, Data de presentació

Estudiante:  
María García Álvarez

Director:  
Joaquim Reis  
Marine and Environmental  
Sciences Centre (MARE)

Tutora:  
Núria Bonada  
Universidad de  
Barcelona



## Abstract

Naiads or freshwater mussels are a highly interesting group of organisms regarding their biological particularities and their role on aquatic ecosystems. Despite their importance, the status of the populations for most species is unknown. That is extremely worrying given the fact that most of them are threatened or endangered. Loss and alteration of their natural habitat are some of the main factors affecting the decline of many species. Changes in the use of lands has been happening for decades in the Iberian Peninsula. Thus, all species known in the territory are catalogued as endangered at regional or national levels. Nevertheless, the actual status of most species is still unknown and there is no historical record of how this decay occurred. This research aimed to fill that gap by gathering all historical information available for three naiad species in the Iberian Peninsula (*Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798), y *Unio delphinus* (Spengler, 1793)). Based on this information it also evaluated how changes in the land uses affected the distribution of these species in the peninsula.

## **AGRADECIMIENTOS**

Me gustaría agradecer a mis tutores Núria y en especial a Joaquim, por darme la oportunidad de realizar este trabajo y confiar en mi incluso en momentos en los que ni yo misma lo hacía.

A Rafael Araujo y sus compañeros por recibirme en el Museo Nacional de Ciencias Naturales y brindarme su ayuda durante mi estancia en Madrid.

A mi familia y amigos por apoyarme durante todo el proceso de elaboración de este trabajo.

# ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN .....	4
2. MATERIAL Y MÉTODOS .....	6
2.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	6
2.2. OBTENCIÓN DE DATOS .....	6
2.3 ANÁLISIS DE DATOS.....	7
2.3.1. Análisis geográfico .....	7
2.3.2. Análisis estadístico .....	8
3. RESULTADOS .....	9
3.1. OCURRENCIA DE NÁYADES.....	9
3.2 RESULTADOS ESTADÍSTICOS .....	11
3.2.1 TEST NO PARAMÉTRICO DE KRUSKAL WALLIS PARA COMPARACIÓN DE MEDIANAS .....	11
3.2.2. ANÁLISIS NO PARAMÉTRICO DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN.....	13
4. DISCUSIÓN .....	15
5. CONCLUSIONES .....	17
6. REFERENCIAS.....	18

# 1. INTRODUCCIÓN

Las náyades o mejillones de río (Mollusca, bivalva, Unionoidea) son un grupo de moluscos dulceacuícolas presentes en ecosistemas acuáticos de todo el mundo (Zieritz *et al.*, 2016). Son organismos de gran interés por su singularidad como grupo biológico, así como por el papel que desarrollan en los sistemas acuáticos en los que habitan.

La principal particularidad de este grupo es su ciclo biológico, el cual presenta una fase larvaria parasitaria, conocida como gloquidio, que se enquista en las branquias, piel o aletas de peces (y un solo caso conocido en otros vertebrados) (Lois *et al.*, 2014; Watters *et al.*, 2014). La larva sufre una metamorfosis hasta llegar al estadio juvenil, a partir del cual se libera del hospedador y continúa su desarrollo libremente en el fondo del río (Reis, Collares-pereira and Araujo, 2014). Cabe destacar que, en general, existe una especificidad entre náyade y pez hospedador, por lo que la supervivencia de estos moluscos va a estar directamente relacionada con el buen estado ecológico de las poblaciones de peces (Reis and Araujo, 2009; Varandas *et al.*, 2013; Pulley *et al.*, 2018).

Además, este grupo de organismos destaca por su elevada esperanza de vida, llegando a conocerse poblaciones con individuos que superan los 100 años (Ziuganov *et al.*, 2000; San Miguel *et al.*, 2004), y las grandes densidades poblacionales que pueden alcanzar en un sistema sin modificar, pudiendo llegar a constituir el grupo de mayor biomasa dentro de un río (Zieritz *et al.*, 2016).

La segunda característica que dota a las náyades de especial interés es la gran importancia en los ecosistemas acuáticos que habitan (Altaba, 1990). Presentan gran capacidad filtradora, un único individuo puede llegar a filtrar 40-50 L de agua al día (Strayer *et al.*, 1994; Vaughn and Hakenkamp, 2001). Este hecho permite que intervengan en distintos procesos ecológicos como son los ciclos de nutrientes, la oxigenación del fondo del río, el procesamiento de materia orgánica o las tasas de sedimentación (Brock *et al.*, 2003). Por otro lado, cabe destacar que sus conchas proporcionan hábitat para numerosas especies de macroinvertebrados (Vaughn, 2012; Pandolfo *et al.*, 2016). Resulta de tal relevancia el papel que desarrollan en estos sistemas, que se les ha llegado a considerar como auténticos ingenieros ecosistémicos (Zieritz *et al.*, 2016).

A pesar de ello, actualmente las náyades se encuentran en un estado de regresión generalizada, llegando a considerarse uno de los grupos más amenazados de todo el planeta (Morales *et al.*, 2007; Lopes-lima *et al.*, 2016). Se trata de organismos que aparecen en condiciones ambientales muy específicas, por lo que cualquier alteración

en el entorno puede resultar fatal para la viabilidad de las poblaciones (Perez-Quintero, 2007; Pérez-quintero, 2011b; Brim and Mossa, 2013). No es de extrañar, por tanto, que la pérdida y fragmentación del hábitat se considere la causa principal del declive de los mejillones de río. Este hecho no solo supone una amenaza directa para estos moluscos, sino que además está directamente relacionada con otros factores como son la desaparición de los hospedadores adecuados y la introducción de especies invasoras que están desplazando por completo a las especies autóctonas de los ríos (Gago *et al.*, 2016; Anastácio *et al.*, 2019).

En la Península Ibérica se ejemplifica a la perfección la situación de regresión que experimentan estos organismos. En toda la península se han identificado 10 especies de náyades, todas ellas con distintos grados de amenaza (Araujo *et al.*, 2009). Se trata de un territorio que ha sufrido continuos cambios lo largo de la historia en relación con los usos del suelo, especialmente en zonas cercanas a cursos de agua. Multitud de ríos peninsulares se encuentran represados, desviados o regulados de alguna forma. Sumado a esto, hay que mencionar que la superficie agrícola ha aumentado de manera considerable (del Barrio *et al.*, 2010). Todo ello, ha llevado a que algunas especies se encuentren al borde de la extinción, como puede ser el caso de las dos especies del género Margaritifera. Aunque para el resto de especie la situación sea más favorable, todo apunta a que las poblaciones de Uniónidos cada vez se verán más afectadas (Morales and Lizana, 2014).

A pesar de la importancia y grave estado de conservación en el que se encuentran estos organismos, son escasos los datos que se tienen a nivel histórico y se desconoce el estado en que se encuentran muchas poblaciones del territorio peninsular. En este contexto se encuadra el presente trabajo, que tiene los siguientes objetivos:

I) Recopilar y organizar toda la información disponible a nivel histórico relativa a tres especies de náyades (*Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798), y *Unio delphinus* (Spengler, 1793)) en 4 cuencas principales de la Península Ibérica (Duero, Ebro, Guadiana y Tajo).

II) Llevar a cabo un análisis geográfico que identifique los distintos usos del suelo presentes en las zonas de ocurrencia de las tres especies.

III) Comprobar la existencia de relación entre los tipos de uso del suelo y a presencia de náyades en las cuatro cuencas estudiadas.

## 2. MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se centró en cuatro de las cuencas hidrográficas principales de la Península Ibérica (Figura 1): Duero, Ebro, Guadiana y Tajo.



**Figura 1.** Mapa de localización del área de estudio del presente trabajo. En rojo se encuentra señaladas las cuencas de los ríos Duero, Ebro, Guadiana y Tajo.

La selección de estas cuencas se basó en dos criterios. En primer lugar, todas ellas han sido objeto de continuas alteraciones ambientales a lo largo de la historia, especialmente en las últimas décadas, por lo que resultan de gran interés en el presente caso de estudio. Por otro lado, son las que albergan mayor número de citas en la bibliografía recopilada para las tres especies seleccionadas.

### 2.2. OBTENCIÓN DE DATOS

Los datos utilizados para la elaboración de este estudio fueron obtenidos de la información bibliográfica existente relativa a las náyades en el área geográfica de la Península Ibérica tanto de publicaciones científicas como de bases de datos disponibles (Colección de Malacología del Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC)).

En concreto, se seleccionaron tres especies de náyades (*Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758), *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798), y *Unio delphinus* (Spengler, 1793)) de las cuales se recopilamos un total de 315 citas (Tabla 1) relativas a la especie, año de identificación, cuenca hidrográfica, río y localidad de registro, cuya información fue recogida en una nueva base de datos. Dado el escaso número de citas y su falta de continuidad, estas se agruparon en tres conjuntos de años (1990, 2000, 2006), de manera que en cada grupo se incluyeron todas las citas anteriores o iguales al año de agrupación. A esta base de datos, se le sumó con posterioridad un campo para la cuadrícula UTM (10x10 km) en la que se localiza cada cita como se concreta en el apartado de análisis geográfico.

**Tabla 1.** Número de citas recopiladas para cada año de registro, especie y cuenca hidrográfica

<i>Anodonta anatina</i>												
	Duero			Ebro			Guadiana			Tajo		
	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006
citas	1	-	13	2	12	7	3	2	21	3	1	10
<i>Potomida littoralis</i>												
	Duero			Ebro			Guadiana			Tajo		
	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006
citas	3	5	10	3	11	3	7	4	7	10	1	8
<i>Unio delphinus</i>												
	Duero			Ebro			Guadiana			Tajo		
	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006
citas	8	2	23	-	-	-	7	31	42	23	7	25

Adicionalmente, para la realización del análisis geográfico se emplearon mapas CORINE Land Cover (CLC) de usos del suelo para los años 1990, 2000 y 2006 y shapefiles relativos a los ríos y cuencas hidrográficas objeto de estudio (IGN, 2019).

## 2.3 ANÁLISIS DE DATOS

### 2.3.1. Análisis geográfico

El procesamiento de datos geográficos se llevó a cabo mediante el software Environmental Systems Research Institute (ESRI) ArcGIS, 10.6. La información pertinente a los datos de río y localidad recogidas en la base de datos se empleó para localizar geográficamente cada una de las citas en cuadrículas UTM de 10x10 Km. A partir de ellas, se elaboraron shapefiles de cuadrículas agrupadas en función del año, especie y cuenca a la que pertenecía cada cita. Cabe destacar que la agrupación por



años se realizó en función de los mapas CORINE, es decir, se incluyeron en cada grupo todas las citas anteriores o del mismo año a la correspondiente capa de ocupación del suelo.

Las capas creadas se utilizaron para aislar en cada cuadrícula los distintos tipos de suelo presentes en los mapas CLC, para cuya clasificación se realizó previamente un tratamiento de dichos mapas de manera que se simplificaron los distintos usos del suelo en 7 grupos: Urbano no industrial (UNI), Urbano Industrial (UI), Agrícola irrigado (AI), Agrícola no irrigado (ANI), Zonas quemadas (ZQ) y Otros (O). Con el mapa simplificado como base, se calcularon los porcentajes de ocupación de cada tipo de uso del suelo en cada cuadrícula y, así mismo, en la superficie total de cada cuenca hidrográfica.

Adicionalmente, se elaboraron mapas de la ocurrencia de las tres especies en cada cuenca y año

### **2.3.2. Análisis estadístico**

El procesamiento estadístico de los datos obtenidos a partir del análisis geográfico se realizó con el software IBM SPSS Statistics Base, 22.0. De cara a comprobar las diferencias entre años, cuencas y especies para los diferentes tipos de usos del suelo en las cuadrículas de ocurrencia de náyades, se llevó a cabo la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Además, se comprobó la correlación entre las zonas de ocurrencia de náyades y la superficie no ocupada mediante la prueba de correlación de Spearman.

La elección de métodos no paramétricos en los análisis se debe a que los datos no cumplen los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas que requiere el análisis de varianza paramétrico. Estos supuestos fueron comprobados mediante los test de kolmogorov smirnov y Levene respectivamente.

### 3. RESULTADOS

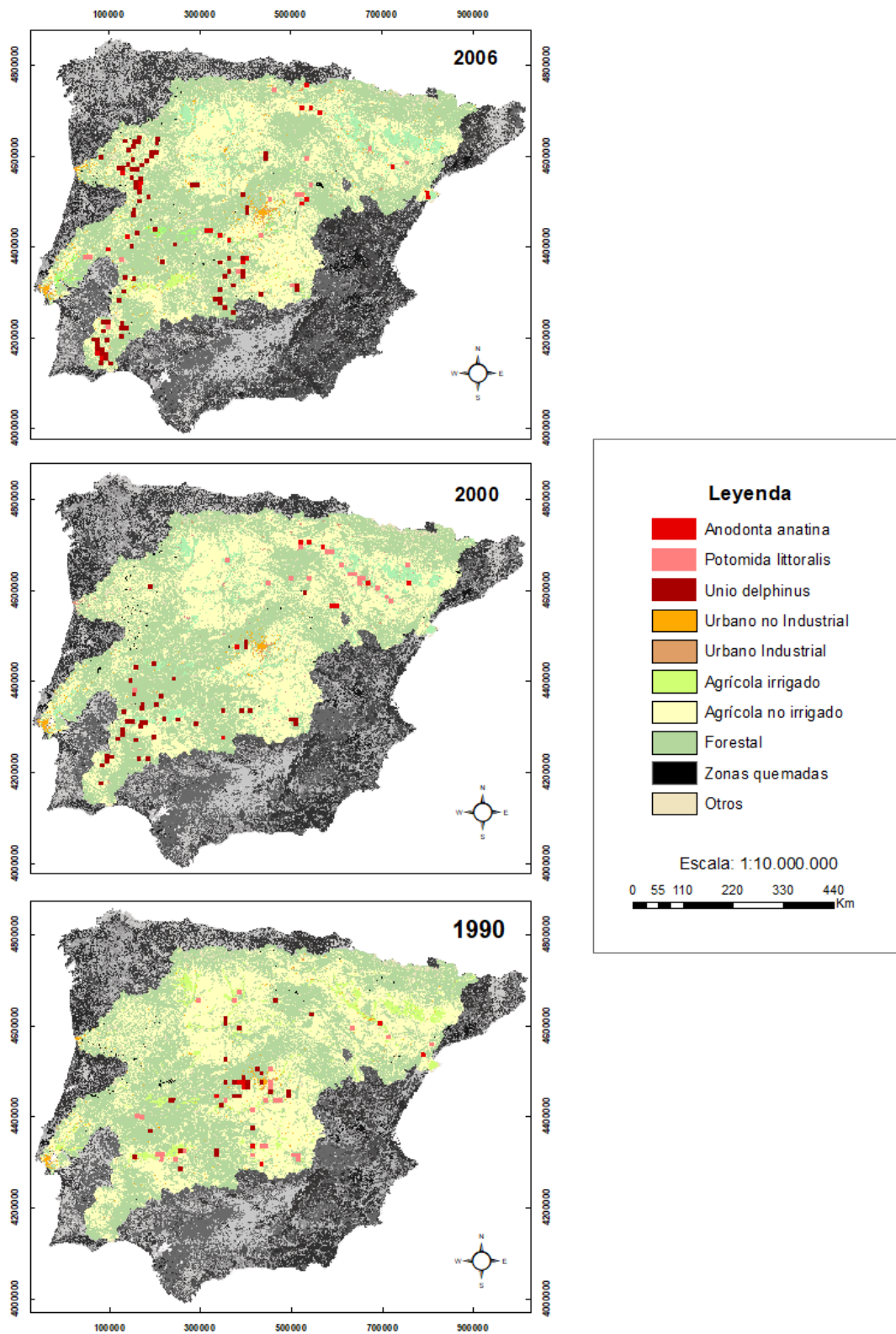
#### 3.1. OCURRENCIA DE NÁYADES

Los mapas generados (Figura 2) muestran la ubicación de las citas de náyades recopiladas en las 4 cuencas de estudio del territorio peninsular para los años 1990, 2000 y 2006. En ellos, Se puede apreciar un aumento en el número de citas entre 1990 y 2006, especialmente en el área perteneciente a Portugal.

La especie con mayor número de registros en todos los años es *U. delphinus*, con un aumento entre 2000 y 2006 en zonas de las cuencas del Duero, Tajo y Guadiana pertenecientes al territorio portugués, así como en zonas bastante acotadas de la Cuenca del Guadiana.

En cuanto a *A. anatina* y *P. littoralis*, ambas especies muestran también una tendencia de aumento, particularmente en 2006 pero en mucha menor medida que *U. delphinus*. Esto no se aprecia en la cuenca del Ebro, donde desaparecen gran parte de las citas de *P. littoralis* y en menor número *A. anatina*.

En relación con esto, destaca que en la mayoría de los casos no se muestra una continuidad de los datos, es decir, aunque se haya aumentado el número de registros desde el comienzo la toma de datos, las localizaciones generalmente no coinciden entre años y se han perdido muchos de los registros más antiguos.



**Figura 2.** Mapas de ocurrencia de las especies *Anodonta anatina* (rojo intermedio), *Unio delphinus* (rojo oscuro) y *Potomida littoralis* (rojo claro) sobre la ocupación de distintos tipos de usos de suelo divididos en Urbano no industrial (naranja), Urbano industrial (marrón), Agrícola irrigado (verde claro), Agrícola no irrigado (beige), Zonas quemadas (negro) y Otros (gris). La superficie representada corresponde a las cuencas hidrográficas de los ríos Duero, Ebro, Guadiana y bajo en los años 1990, 2000 y 2006.

## 3.2 RESULTADOS ESTADÍSTICOS

### 3.2.1 TEST NO PARAMÉTRICO DE KRUSKAL WALLIS PARA COMPARACIÓN DE MEDIANAS

Se presentan los resultados estadísticos de la prueba Kruskal-Wallis (Tabla 2) para el análisis de las diferencias en cuanto a los porcentajes de ocupación de los distintos usos del suelo en las cuadrículas de presencia de náyades en función del año de registro, la cuenca hidrográfica y la especie.

**Tabla 2.** Resultados de la prueba de Kruskal Wallis para comparación de medianas entre los porcentajes de ocupación de los distintos tipos de usos del suelo en las cuadrículas de presencia de náyades. Los resultados significativos para el nivel de significación 0,05 se presentan en negrita.

	Año	Cuenca	Especie
Urbano no industrial	<b>15,59</b>	<b>71,768</b>	5,197
Urbano industrial	4,711	<b>47,865</b>	<b>11,960</b>
Agrícola irrigado	<b>41,088</b>	<b>41,416</b>	<b>10,603</b>
Agrícola no irrigado	0,528	<b>28,919</b>	4,039
Forestal	<b>14,585</b>	<b>44,858</b>	<b>17,575</b>
Zonas quemadas	4,353	<b>33,698</b>	0,348
Otros	<b>6,997</b>	<b>54,533</b>	<b>14,170</b>

#### AÑO

Los tipos de usos de suelo que muestran diferencias significativas en función del año se compararon por pares para comprobar las variaciones existentes entre los diferentes intervalos temporales (Tabla 3).

**Tabla 3.** Resultados de la comparación por pares para el factor Año de los porcentajes de ocupación estadísticamente significativos calculados anteriormente. Los resultados significativos para el nivel de significación 0,05 se presentan en negrita

	UNI	UI	AI	ANI	F	ZQ	O
1990-2000	25,83	-	-5,637	-	5,751	-	-24,005
1990-2006	<b>48,975</b>	-	<b>60,968</b>	-	<b>-36,110</b>	-	8,492
2000-2006	23,145	-	<b>66,605</b>	-	<b>-41,861</b>	-	<b>32,498</b>

Los resultados obtenidos revelan un evidente cambio de ocupación de suelo en las cuadrículas con presencia de náyades a largo plazo (1990-2006), particularmente en los últimos años (2000-2006).

Los mayores cambios se dan en zonas forestales, donde se pasa de un porcentaje medio de ocupación de  $40,70 \pm 3.46\%$  en 1990 a un  $52.16 \pm 1.73\%$  en 2006 junto con las

zonas agrícolas irrigadas, cuyos porcentajes de ocupación se reducen de un 10.58±1,83% en 1990 a 3.50±2.43% en 2006.

## CUENCA

En el caso de las cuencas, todos los resultados son significativos para  $p < 0,05$ , lo cual indica unas marcadas diferencias de ocupación de suelo entre ellas

Se recogen los análisis comparativos entre las diferentes cuencas en función de cada tipo de uso de suelo (Tabla 4). Concretamente, las mayores diferencias se producen en los usos agrícola irrigado, principalmente entre el Ebro (23±3.65% ) y el Duero (5.70±1.80), agrícola no irrigado entre el Duero(49.37±2.6%) y Tajo (29.83±2.42%) y forestal donde las mayores diferencias aparecen entre la cuenca del Tajo (56.44±2.91%) y el Ebro (23,48±3.5%).

**Tabla 4.** Resultados de la comparación por pares para el factor Cuenca de los porcentajes de ocupación estadísticamente significativos calculados anteriormente. Los resultados significativos para el nivel de significación 0,05 se presentan en negrita

	UNI	UI	AI	ANI	F	ZQ	O
Duero-Ebro	-45,804	<b>-44,419</b>	<b>-110,88</b>	25,093	<b>56,290</b>	<b>26,608</b>	-134,03
Duero-Guadiana	<b>56,245</b>	<b>43,020</b>	-24,882	30,357	-34,614	<b>25,313</b>	<b>-48,780</b>
Duero-Tajo	-35,273	-8,039	<b>-47,159</b>	<b>76,905</b>	-19,008	<b>24,818</b>	<b>-43,856</b>
Ebro-Guadiana	<b>102,050</b>	<b>87,440</b>	<b>86,003</b>	5,264	<b>-90,904</b>	-1,294	85,251
Guadiana-Tajo	<b>-91,518</b>	<b>-51,05</b>	-22,276	<b>46,548</b>	<b>-19,008</b>	-0,495	4,924
Tajo-Ebro	10,532	36,381	<b>63,727</b>	<b>51,812</b>	<b>-109,91</b>	-1,790	90,175

## ESPECIE

Al igual que en los casos anteriores, los tipos de uso de suelo que muestran diferencias significativas en función de la especie se compararon entre sí.

Aquí destacan las diferencias entre uso agrícola irrigado para las cuadrículas de *U. delphinus* ocupa un 6.25±1.05% frente a un 12.75±2.14% en las cuadrículas de *P. littoralis* y entre uso forestal en cuadrículas de *U. delphinus* 52.40±2.05% y las de *P. littoralis* 36.86±3.23%.

Los resultados reflejan que no existen grandes diferencias de ocupación de suelo entre las especies *A. anatina* y *P. littoralis*. En cambio, sí las hay entre estas dos especies y *U. delphinus*, concretamente para los usos urbano industrial, agrícola irrigado y forestal.

**Tabla 5.** Resultados de la comparación por pares para el factor Especie de los porcentajes de ocupación estadísticamente significativos calculados anteriormente. Los resultados significativos para el nivel de significación 0,05 se presentan en negrita

	UNI	UI	ANI	AI	F	ZQ	O
Anodonta-Potomida	-	-31,49	-31,979	-	25,725	-	-0,137
Anodonta-Unio	-	<b>5,470</b>	8,368	-	-26,762	-	<b>37,796</b>
Potomida-Unio	-	<b>36,958</b>	<b>40,346</b>	-	<b>-52,487</b>	-	<b>37,934</b>

### 3.2.2. ANÁLISIS NO PARAMÉTRICO DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN

Se presentan los resultados de las pruebas de correlación de Spearman (Tabla 6), que analiza la correlación entre zonas con presencia y ausencia de náyades en función del año de registro, cuenca hidrográfica y especie.

**Tabla 6.** Resultados de la prueba de Correlación de Spearman entre los porcentajes de ocupación de las cuadrículas con presencia de náyades y la superficie no ocupada (S.N.O). La correlación se realiza para los factores Año, Cuenca y Especie individualmente. Los resultados significativos para el nivel de significación 0,05 se presentan en negrita.

<i>Anodonta anatina</i>												
	Duero			Ebro			Guadiana			Tajo		
	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006
S.N.O	<b>0,906</b>	-	0,643	<b>1</b>	<b>0,893</b>	<b>0,964</b>	<b>0,955</b>	<b>0,991</b>	<b>0,821</b>	<b>0,883</b>	0,741	<b>0,893</b>
<i>Potomida littoralis</i>												
	Duero			Ebro			Guadiana			Tajo		
	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006
S.N.O	<b>0,786</b>	<b>0,786</b>	0,643	<b>0,786</b>	<b>0,821</b>	<b>0,857</b>	<b>0,964</b>	<b>0,964</b>	<b>0,929</b>	<b>0,786</b>	<b>0,808</b>	<b>0,893</b>
<i>Unio delphinus</i>												
	Duero			Ebro			Guadiana			Tajo		
	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006	1990	2000	2006
S.N.O	<b>0,821</b>	0,643	<b>0,929</b>	-	-	-	<b>0,964</b>	<b>1</b>	<b>0,955</b>	<b>0,893</b>	<b>0,964</b>	<b>0,964</b>

Teniendo en cuenta cada factor individualmente, los resultados reflejan valores altamente correlacionados, esto indica que la ocupación de suelo en las cuadrículas de presencia de náyades es muy similar a las zonas no ocupadas por estos organismos.

Al evaluar dicha correlación para los factores cuenca y especie (Tabla 7), de nuevo se obtienen valores significativos, es decir, las zonas con presencia de náyades son muy similares a las no ocupadas con independencia del año en que hayan sido registradas

**Tabla 7.** Resultados de la prueba de Correlación de Spearman entre los porcentajes de ocupación de las cuadrículas con presencia de náyades y la superficie no ocupada (S.N.O). La correlación se realiza para los factores, Cuenca y Especie con independencia del Año. Los resultados significativos para el nivel de significación 0,05 se presentan en negrita.

	Duero		
	<i>A. anatina</i>	<i>P. littoralis</i>	<i>U. delphinus</i>
S.N.O	<b>0,796</b>	<b>0,759</b>	<b>0,778</b>
	Ebro		
	<i>A. anatina</i>	<i>P. littoralis</i>	<i>U. delphinus</i>
S.N.O	<b>0,914</b>	<b>0,899</b>	-
	Guadiana		
	<i>A. anatina</i>	<i>P. littoralis</i>	<i>U. delphinus</i>
S.N.O	<b>0,943</b>	<b>0,901</b>	<b>0,915</b>
	Tajo		
	<i>A. anatina</i>	<i>P. littoralis</i>	<i>U. delphinus</i>
S.N.O	<b>0,812</b>	<b>0,692</b>	<b>0,900</b>

Asimismo, se evaluó la correlación existente entre zonas de presencia y sin presencia de náyades con independencia de la cuenca hidrográfica (Tabla 8). Aquí destaca la falta de correlación entre *U. delphinus* y las otras dos especies en el año 2000, lo cual indica distintos requisitos ambientales.

**Tabla 8.** Resultados de la prueba de Correlación de Spearman entre los porcentajes de ocupación de las cuadrículas con presencia de náyades y la superficie no ocupada (S.N.O). La correlación se realiza para los factores, Año y Especie con independencia de la Cuenca. Los resultados significativos para el nivel de significación 0,05 se presentan en negrita.

	1990		
	<i>A. anatina</i>	<i>P. littoralis</i>	<i>U. delphinus</i>
S.N.O	<b>0,877</b>	<b>0,889</b>	<b>0,579</b>
<i>A. anatina</i>		<b>0,858</b>	<b>0,425</b>
<i>P. littoralis</i>			<b>0,639</b>
	2000		
	<i>A. anatina</i>	<i>P. littoralis</i>	<i>U. delphinus</i>
S.N.O	<b>0,588</b>	<b>0,742</b>	<b>0,505</b>
<i>A. anatina</i>		<b>0,546</b>	0,079
<i>P. littoralis</i>			0,277
	2006		
	<i>A. anatina</i>	<i>P. littoralis</i>	<i>U. delphinus</i>
S.N.O	<b>0,806</b>	<b>0,794</b>	<b>0,627</b>
<i>A. anatina</i>		<b>0,964</b>	<b>0,492</b>
<i>P. littoralis</i>			<b>0,501</b>

Finalmente, se realizaron las correlaciones agrupando tanto el año como la cuenca (Tabla 9). De nuevo, los valores de las correlaciones no son significativos para *U. delphinus* con las otras dos especies, es decir, los usos del suelo en las zonas con presencia de *U. delphinus* difieren en gran medida con las zonas ocupadas por *A. anatina* y *P. littoralis*.

**Tabla 9.** Resultados de la prueba de Correlación de Spearman entre los porcentajes de ocupación de las cuadrículas con presencia de náyades y la superficie no ocupada (S.N.O). La correlación se realiza para los factores, Año y Cuenca agrupados. Los resultados significativos para el nivel de significación 0,05 se presentan en negrita.

	<i>A. anatina</i>	<i>P. littoralis</i>	<i>U. delphinus</i>
S.N.O	<b>0,745</b>	<b>0,807</b>	<b>0,551</b>
<i>A. anatina</i>		<b>0,78</b>	<b>0,312</b>
<i>P. littoralis</i>			<b>0,475</b>

Por otro lado, cabe mencionar que, en general las zonas de presencia de náyades parecen ser bastante similares a las que no tienen registros de ocupación.

Finalmente, las correlaciones presentadas también muestran diferencias en cuanto a los usos del suelo entre *U. delphinus* y las otras dos especies estudiadas, lo cual puede reflejar que presentan distintos requisitos ambientales.

## 4.DISCUSIÓN

Los mapas de ocurrencia de náyades reflejan la falta de información relativa a este grupo de organismos en la Península Ibérica. Los datos históricos son muy escasos, principalmente en las cuencas del Duero, Guadiana y Tajo pertenecientes a Portugal. Además, en la mayoría de los casos, en aquellas zonas donde se referenció presencia de náyades, la ausencia de datos en años posteriores y la falta de seguimiento imposibilitan conocer si éstas han desaparecido. Del mismo modo, esto ocurre en lugares donde no hay registros de la presencia de náyades para ningún año.

Los estudios que se han realizado en estas cuencas se centran en poblaciones concretas en momentos determinados (Morales *et al.*, 2007; Pérez-quintero, 2011a) por lo que se desconoce si es posible que existan poblaciones que no han sido identificadas hasta el momento.

Con relación a esto, también destaca la diferencia de información disponible relativa a las tres especies, siendo *U. delphinus* la más referenciada (Reis, Machordom and Araujo, 2013) como se observa por el abundante número de citas recopiladas en el presente trabajo con respecto a las otras dos especies (168 para *U. delphinus* frente a 75 para *A. anatina* y 72 para *P. littoralis*). Esto se puede asociar con el hecho de *U. delphinus* es una de las especies más comunes en el territorio. Pero no se puede descartar que se deba a la falta de estudios asociados a las otras dos especies.

La información recopilada no permite determinar, por tanto, el estado real y distribución de estas tres especies de náyades en la Península Ibérica sin cierto grado de inferencia o incluso especulación, pero sí refleja el nivel de conocimiento que existe sobre ellas y la necesidad de aumentar esfuerzos de investigación enfocados en ampliar los datos existentes y mejorar el estado de conservación de estos moluscos dulceacuícolas, más si se tiene en cuenta que toda la información disponible parece indicar que las náyades de la Península Ibérica están experimentando un importante retroceso (Cosgrove *et al.*, 2016; Lopes-lima *et al.*, 2016)

Los distintos usos del suelo en las cuatro cuencas estudiadas muestran claras diferencias entre todas ellas. Se trata de un resultado esperable, ya que las cuencas se distribuyen por distintas zonas del territorio peninsular por lo que los factores que condicionan los usos del suelo serán muy variables entre ellas.

En las cuadrículas de presencia de náyades no muestran grandes diferencias entre las especies *A. anatina* y *P. littoralis*. En cambio, *U. delphinus* sí presenta variaciones con respecto a estas dos. Estas diferencias aparecen principalmente en los usos agrícola irrigado y forestal. Atendiendo a la distribución de las especies, se trata de un resultado esperable ya que *U. delphinus* se localiza frecuentemente en zonas de los ríos ubicadas aguas arriba (como es el caso de las áreas forestales). En cambio, las otras dos especies aparecen con frecuencia en zonas más bajas de los ríos de manera que pueden coincidir con mayor facilidad en con áreas agrícolas o incluso urbanas(Araujo *et al.*, 2009).

Por otro lado, se muestran claras evidencias de cambio de ocupación de suelo en las zonas de presencia de náyades a largo plazo (entre 1990 y 2006). La península Ibérica es un territorio que ha sido sometido a lo largo de la historia a multitud de explotaciones, tanto agrícolas como forestales, y en las últimas décadas la superficie ocupada por estos usos del suelo se ha incrementado considerablemente (del Barrio *et al.*, 2010). Este hecho se ve claramente reflejado en los resultados estadísticos que muestran un aumento considerable de la superficie forestal.



En el caso de la superficie agrícola irrigada se muestra una reducción para estos años, pero teniendo en cuenta que en las últimas décadas este tipo de explotación no ha parado de aumentar, la explicación más razonable radica en que las náyades presentes en esos territorios han ido desapareciendo como consecuencia de los impactos producidos por dicha industria.

El hecho de que en las zonas de presencia de náyades existan este tipo de explotaciones puede tener impactos muy negativos sobre estos organismos, ya que pueden alterar las condiciones del cuerpo de agua en el que habitan a distintos niveles (aporte de nutrientes, tasas de sedimentación, turbidez), pulo que supondría la desaparición directa de las náyades. Además, también puede estar relacionado con la pérdida de ictiofauna asociada, de manera que al desaparecer el pez hospedador de gloquidios, las poblaciones dejan de ser reproductivas al no poder completar su ciclo biológico. Esta situación explicaría por qué en muchos ríos de la península antiguamente se encontraban náyades en zonas agrícolas irrigadas y en la actualidad no; al perderse la reproducción las poblaciones están condenadas a extinguirse, pero dada la longevidad de este grupo de organismos el proceso de extinción puede alargarse varios años.

Se observa, en general, una alta correlación entre los usos del suelo de las zonas de ocurrencia de náyades y las zonas no ocupadas lo que significa que no hay diferencias aparentes entre ambos casos. Como se indica con anterioridad al analizar los mapas de ocurrencia, uno de los motivos que podría explicar este hecho es que en las zonas “no ocupadas” realmente existe presencia de náyades, pero no ha sido registrada, por lo que se refleja una vez más la falta de información relativa a este grupo de moluscos en la Península Ibérica

Una explicación adicional es que las zonas ocupadas constituyen una muestra poco representativa del total de la superficie de las cuencas hidrográficas. De manera que la presencia de náyades está condicionada por la suma de una serie de factores, como pueden, ser la propia distribución geográfica de las especies, el comportamiento de ictiofauna hospedadora, entre los que se incluye la ocupación del suelo, así como corroboran múltiples trabajos (Reis, 2003, 2010; Zieritz *et al.*, 2016).

Por último, cabe que mencionar que los únicos valores no correlacionados son los relativos a la ocupación del suelo en presencia de *U. delphinus* frente a la ocupación de *A. anatina* y *P. littoralis*. Comparando las tres especies se puede observar que, aunque en ocasiones conviven en los cuerpos de agua, presentan sustanciales diferencias en relación a su hábitat y distribución (Araujo *et al.*, 2009) que podrían explicar este fenómeno.

## 5. CONCLUSIONES

1. La ocupación de los usos del suelo en las cuadrículas de presencia de náyades presenta variaciones para todos los factores analizados (año de registro, cuenca hidrográfica y especie)
2. Las zonas donde no se ha registrado presencia de náyades están altamente correlacionadas con las zonas de ocurrencia.
3. La ocupación de los usos del suelo en la Península Ibérica supone un condicionante para los mejillones de río, pero los datos obtenidos sugieren que la presencia de náyades viene determinada por la confluencia de múltiples factores.

## 6. REFERENCIAS

- Altaba, C. R. (1990) 'Les naiades ( mollusca : bivalvia : unionoida ) dels paisos catalans \*', *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* , pp. 23–44.
- Anastácio, P. M. *et al.* (2019) 'Science of the Total Environment Non-native freshwater fauna in Portugal : A review', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 650, pp. 1923–1934. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.251.
- Araujo, R. *et al.* (2009) 'Las náyades de la península Ibérica As náíades da Península Ibérica The naiads of the Iberian Peninsula', 27(2), pp. 7–72.
- del Barrio, G. *et al.* (2010) 'Assessment and monitoring of land condition in the Iberian Peninsula, 1989-2000', *Remote Sensing of Environment*. Elsevier Inc., 114(8), pp. 1817–1832. doi: 10.1016/j.rse.2010.03.009.
- Brim, J. and Mossa, J. (2013) 'Sediment , Land Use , and Freshwater Mussels : Prospects and Problems Sediment , land use , and freshwater mussels : prospects and problems1', *The North American Benthological Society*, 18(1), pp. 99–117.
- Brock, M. A. *et al.* (2003) 'Drought and aquatic community resilience: The role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands', *Freshwater Biology*, 48(7), pp. 1207–1218. doi: 10.1046/j.1365-2427.2003.01083.x.
- Cosgrove, P. *et al.* (2016) 'The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* in Scotland : extent of change since 1990s , threats and management implications', *Biodiversity and Conservation*. Springer Netherlands, 25(11), pp. 2093–2112. doi: 10.1007/s10531-016-1180-0.
- Gago, J. *et al.* (2016) 'Spatial distribution patterns of the non-native European cat fish , *Silurus glanis* , from multiple online sources – a case study for the River Tagus ( Iberian Peninsula )', *Fisheries Management and Ecology*, (January 2018), pp. 503–509. doi: 10.1111/fme.12189.
- Lois, S. *et al.* (2014) 'Spatial extent of biotic interactions affects species distribution and abundance in river networks : the freshwater pearl mussel and its hosts', *Journal of biogeography*, pp. 1–12. doi: 10.1111/jbi.12435.
- Lopes-lima, M. *et al.* (2016) 'Conservation status of freshwater mussels in Europe : state of the art and future challenges', *Biological Reviews*, pp. 572–607. doi: 10.1111/brv.12244.
- Morales, J. *et al.* (2007) 'Estudio preliminar de las poblaciones de náyades del río Odra (Burgos), previo a las actuaciones de su recuperación ambiental dentro del Plan Nacional de restauración de ríos', *Ecología*, (September), pp. 107–120.
- Morales, J. and Lizana, M. (2014) 'Efectos negativos del cambio climático aceleran la extinción de la principal población de la náyade *Margaritifera margaritifera* L ., 1758 en la cuenca', 62, pp. 25–49.
- Pandolfo, T. J. *et al.* (2016) 'Species traits and catchment-scale habitat factors influence the occurrence of freshwater mussel populations and assemblages', *Freshwater Biology*, pp. 1671–1684. doi: 10.1111/fwb.12807.
- Perez-Quintero, J. C. (2007) 'Diversity , habitat use and conservation of freshwater molluscs in the lower Gadiana River basin ( SW Iberian Peninsula )', *Aquatic Conservation: Marine and FeshWater Ecosystems*, (July 2007), pp. 485–501. doi: 10.1002/aqc.796.

- Pérez-quintero, J. C. (2011a) 'Distribution patterns of freshwater molluscs along environmental gradients in the southern Guadiana River basin ( SW Iberian Peninsula )', pp. 65–76. doi: 10.1007/s10750-011-0821-2.
- Pérez-quintero, J. C. (2011b) 'Limnological Freshwater mollusc biodiversity and conservation in two stressed Mediterranean basins', 41, pp. 201–212. doi: 10.1016/j.limno.2010.09.007.
- Pulley, S. *et al.* (2018) 'The sources and dynamics of fine-grained sediment degrading the Freshwater Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera*) beds of the River Torridge, Devon, UK', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V, (December). doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.401.
- Reis, J. (2003) 'The freshwater pearl mussel [ *Margaritifera margaritifera* ( L .)] ( *Bivalvia* , *Unionida* ) rediscovered in Portugal and threats to its survival', 114, pp. 447–452. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00086-7.
- Reis, J. (2010) systematics , biology and conservation of unio south -west of the iberian peninsula.Tesis de doctorado.Universidad de Lisboa.
- Reis, J. and Araujo, R. (2009) 'Redescription of *Unio tumidiformis* Castro , 1885 ( *Bivalvia* , *Unionidae* ), an endemism from the south-western Iberian Peninsula', *Journal of Natural History*, 43(August), pp. 1929–1945. doi: 10.1080/00222930902993724.
- Reis, J., Collares-pereira, M. J. and Araujo, R. (2014) 'Host specificity and metamorphosis of the glochidium of the freshwater mussel *Unio tumidiformis* ( *Bivalvia* : *Unionidae* )', 5683(2009), pp. 81–89. doi: 10.14411/fp.2014.005.
- Reis, J., Machordom, A. and Araujo, R. (2013) 'morphological and molecular diversity of unionidae (mollusca, bivalvia) from portugal', 69(1), pp. 17–36. doi: 10.3989/graellsia.2013.v69.075.
- San Miguel, E. *et al.* (2004) 'Growth models and longevity of freshwater pearl mussels ( *Margaritifera margaritifera* ) in Spain', 1379, pp. 1370–1379. doi: 10.1139/Z04-113.
- Strayer, D. L. *et al.* (1994) 'Distribution, abundance, and roles of freshwater clams (*Bivalvia*, *Unionidae*) in the freshwater tidal Hudson River', *Freshwater Biology*, 31(2), pp. 239–248. doi: 10.1111/j.1365-2427.1994.tb00858.x.
- Varandas, S. *et al.* (2013) 'Ecology of southern European pearl mussels ( *Margaritifera margaritifera* ): fi rst record of two new populations on the rivers Terva and Beça ( Portugal )', 389(January), pp. 374–389. doi: 10.1002/aqc.2321.
- Vaughn, C. . and Hakenkamp, C. (2001) 'The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems', *Freshwater Biology*, pp. 1431–1446.
- Vaughn, C. C. (2012) 'Life history traits and abundance can predict local colonisation and extinction rates of freshwater mussels'. doi: 10.1111/j.1365-2427.2012.02759.x.
- Watters, G. T. *et al.* (2014) 'The University of Notre Dame Metamorphosis of Freshwater Mussel Glochidia ( *Bivalvia* : *Unionidae* ) on Amphibians and Exotic Fishes Mussel Glochidia Metamorphosis of Freshwater ( *Bivalvia* : *Unionidae* ) on Amphibians and Exotic Fishes', 139(1), pp. 49–57.
- Zieritz, A. *et al.* (2016) 'Science of the Total Environment Factors driving changes in freshwater mussel ( *Bivalvia* , *Unionida* ) diversity and distribution in Peninsular Malaysia', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.098.
- Ziuganov, V. *et al.* (2000) 'Life span variation of the freshwater pearl shell: A model

species for testing longevity mechanisms in animals', *Ambio*, 29(2), pp. 102–105. doi: 10.1579/0044-7447-29.2.102.