



UNIVERSIDAD DE JAÉN
Centro de Estudios de Postgrado

Trabajo Fin de Máster

**PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE
ESPECIES DE BRANQUIÓPODOS
EN HUMEDALES MEDITERRÁNEOS
ASOCIADOS A FUTUROS
ESCENARIOS DE CAMBIO
CLIMÁTICO**

Alumna: Castro Castro, Joselyn Karina

Tutor/a: Prof. D. Juan Diego Gilbert Rus

Dpto.: Departamento Biología Animal,
Biología Vegetal y Ecología

Octubre, 2022



UNIVERSIDAD DE JAÉN
Centro de Estudios de Postgrado

**Máster Universitario en Análisis, Conservación y Restauración de
Componentes Físicos y Bióticos de los Hábitats**

Trabajo Fin de Máster

**PATRONES DE DISTRIBUCIÓN DE
ESPECIES DE BRANQUIÓPODOS
EN HUMEDALES MEDITERRÁNEOS
ASOCIADOS A FUTUROS
ESCENARIOS DE CAMBIO
CLIMÁTICO**

Fdo.: _____

(alumna)

Fdo.: _____

(tutor)

Jaén, octubre, 2022

RESUMEN

La región mediterránea incluye humedales muy diversos y con elevado valor ecológico. Están caracterizados por marcadas fluctuaciones intra-interanuales en sus condiciones ambientales que provoca cambios en las características limnológicas y, por ende, cambios en las comunidades zooplanctónicas. En este contexto, planteamos como hipótesis: la comunidad zooplanctónica puede ser utilizada como un elemento bioindicador para la determinación de futuro cambio global. Se seleccionaron siete humedales mediterráneos temporales situados en el sureste de Península Ibérica (Comarca del Alto Guadalquivir, Andalucía) en los que se evaluaron las variables más representativas durante el período anual 2009-2010, para testar los cambios en los patrones de la comunidad zooplanctónica. Se utilizaron dos enfoques: correlaciones de Spearman y un análisis canónico de correspondencia (CCA), a partir de una reducción simplista en las precipitaciones (75, 50 y 25%) tomando como referencia los datos del período 2009-2010. Los resultados han mostrado que la clorofila (Chl-a), cobertura por macrófitos sumergidos (SM), área del humedal, profundidad, materia orgánica (MO) y concentración de nitrógeno total (TN), fueron las variables con mayor influencia en la comunidad de zooplancton; se evidenció que la riqueza total del zooplancton se ve afectada por altas concentraciones de nutrientes. Finalmente, se destaca el uso del zooplancton como un bioindicador ante futuros escenarios de cambio global.

Palabras claves: humedales mediterráneos; zooplancton; cambio climático; Alto Guadalquivir

ABSTRACT

The Mediterranean region includes very diverse wetlands of high ecological value. They are characterized by marked intra-interannual fluctuations in their environmental conditions that cause changes in the limnological characteristics and, therefore, changes in the zooplankton communities. In this context, we hypothesize that the zooplankton community can be used as a bioindicator element for the determining of future global change. Seven temporary Mediterranean wetlands located in the southeastern Iberian Peninsula (Alto Guadalquivir region, Andalucía) were selected and the most representative variables were evaluated during the annual period 2009-2010 to test the changes in the zooplankton community patterns. Two approaches were used: Spearman correlations and a canonical correspondence analysis (CCA), based on a simplistic reduction in rainfall (75, 50 and 25%) taking as a reference the data from the 2009-2010 period. The results have shown that chlorophyll (Chl-a), macrophyte cover (SM), wetland area, depth, organic matter (OM) and total nitrogen concentration (TN), were the variables with the greatest influence on the zooplankton community; it was evidenced that total zooplankton richness is affected by high nutrient concentrations. Finally, the use of zooplankton as a bioindicator for future global change scenarios is highlighted.

Keywords: Mediterranean wetlands; zooplankton; climate change; Alto Guadalquivir.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Clima mediterráneo	2
1.2. Humedales mediterráneos	4
1.2.1. Características de los humedales mediterráneos	5
1.2.2. Principales fuentes de alteración de los humedales mediterráneos	5
1.2.3. Efectos del cambio climático sobre los humedales mediterráneos.....	7
1.2.4. Zooplancton	7
1.3. Descripción del Problema.....	9
1.4. Justificación	9
1.5. Hipótesis	10
2. OBJETIVOS	11
2.1. Objetivo general	11
2.2. Objetivos específicos	11
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
3.1. Área de estudio	12
3.3. Identificación a nivel de especies (copépodos y branquiópodos)	16
3.4. Base cartográfica	16
3.5. Recogida de muestras	19
3.6. Análisis datos	20
4. RESULTADOS.....	21
4.1. Datos climáticos	21
4.2. Variables limnológicas medidas en los humedales.....	23
4.3. Especies estudiadas.....	25
4.4. Parámetros anuales de la comunidad de zooplancton.....	27
4.5. Coeficiente de correlación de Spearman	28
4.6. Análisis CCA.....	30
5. DISCUSIÓN.....	35
6. CONCLUSIONES.....	41
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42
8. ANEXOS	52
9. Resumen de las asignaturas del Máster	54
10. Curriculum Vitae	57

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución del clima mediterráneo en los países de la Cuenca Mediterránea. Mapa adaptado de los mapas climáticos de Köppen-Geiger publicados por Kottek <i>et al.</i> (2006) y Peel <i>et al.</i> (2007).....	2
Figura 2. Patrones espaciales del aire cerca de la superficie sobre el Mediterráneo, (A1) precipitación media anual período 1991-2010, (A2) precipitación predicción período 2000-2050, (B1) Temperatura media anual período 1991-2010, (B2) Temperatura predicción período 2000-2050. Fuente: (Tanasijevic <i>et al.</i> , 2014).....	3
Figura 3. Ejemplos de rotíferos (<i>Brachionus plicatilis</i> y <i>Keratella cochlearis</i>), cladóceros (<i>Daphnia magna</i>) y copépodos (<i>Acanthocyclops vernalis</i>) comunes en sistemas acuáticos. Obtenido de: (Conde-Porcuna <i>et al.</i> , 2004).....	8
Figura 4. Localización de la comarca del Alto Guadalquivir y los humedales seleccionados en el estudio.....	12
Figura 5. Datos de series históricas de precipitación anual de la provincia de Jaén, período 1971-2016. Fuente: (Carpena <i>et al.</i> , 2021)	13
Figura 6. Procedimiento para la elaboración de los mapas de precipitación, para los diferentes porcentajes.....	16
Figura 7. Localización de las estaciones agroclimáticas y los humedales en estudio.....	17
Figura 8. Pasos principales del Kriging de regresión. Fuente: (FAO, 2018).....	18
Figura 9. Los mapas de la parte derecha representan la precipitación inicial (A1), simulando una reducción al 75% (B1), 50% (C1) y 25% (D1). Los mapas ubicados en la parte izquierda representan la temperatura inicial (A2), simulando un incremento del 75% (B2), 50% (C2) y 25% (D2). Ambos mapas se realizaron con datos obtenidos de la RIA, durante el período 2009-2021.....	22
Figura 10. Resultados del CCA (100%) obtenidos para el conjunto de los siete humedales estudiados. (A) Representación de los puntos de muestreo (cuadrados); taxones de zooplancton (círculos grises) y variables ambientales (flechas). (B) representación de los puntos de muestreo (humedal y fecha: mes y año en números). Obtenido de (Gilbert <i>et al.</i> , 2021).....	32
Figura 11. Resultados del CCA (75%) obtenidos para el conjunto de los siete humedales estudiados. (A) Representación de los taxones de zooplancton (círculos grises) y variables ambientales (flechas). (B) representación de los puntos de muestreo (humedal y fecha: mes y año en números).....	33

Figura 12. Resultados del CCA (50%) obtenidos para el conjunto de los siete humedales estudiados. (A) Representación de los taxones de zooplancton (círculos grises) y variables ambientales (flechas). (B) representación de los puntos de muestreo (humedal y fecha: mes y año en números).....34

Figura 13. Límites planetarios propuestos por Steffen *et al.*, 2015.....41

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2. Clasificación de los humedales según la temporalidad. Fuente: (Cirujano 2002).....4

Tabla 3. Causas de degradación y desaparición de los humedales andaluces. Fuente: (VV.AA., 2005).....6

Tabla 4. Características generales de los principales grupos de zooplancton en sistemas acuáticos continentales. Obtenido de: (Conde-Porcuna *et al.*, 2004).....7

Tabla 5. Valores medios de precipitación y temperatura, incrementos y reducción del 75, 50 y 25% respectivamente. Datos de seis estaciones agroclimáticas cercanas a los humedales seleccionados en este estudio.....14

Tabla 6. Representación de los meses escogidos para cada uno de las reducciones porcentuales. Color azul representa el 75%, el color amarillo el 50% y el color rojo el 25%, el color café representa la temporada seca del humedal.....14

Tabla 7. Característica de los humedales estudiados registrados durante el período de muestreo; altitud, superficie máxima, profundidad máxima, y valores mínimos y máximos de conductividad.....15

Tabla 8. variables limnológicas medidas en los humedales estudiados, valores medio y desviación estándar, resultados iniciales (100%), se muestran también resultados al (75, 50 y 25%) para cada una de las variables estudiadas en los humedales seleccionados, en un supuesto de que ocurran reducción de las precipitaciones.....24

Tabla 9. Diversidad de zooplancton observados en este estudio, con las respectivas reducciones porcentuales de precipitación (75,50 y 25%), *taxones frecuentes; **taxones más abundantes.....26

Tabla 10. Media anual y desviación estándar de los parámetros de biodiversidad y equidad de la comunidad de zooplancton en los estanques estudiados.....27

Tabla 11. Correlación de Spearman entre parámetros de zooplancton y variables ambientales. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$29

Tabla 12. Resumen del análisis CCA entre ensamblaje de zooplancton y variables ambientales, los valores en negrita reflejan relación significativa para cada eje.....	31
---	----

ÍNDICE DE ANEXOS

Tabla 1. Tratados y/o Convenios Internacionales y nacionales de importancia para la conservación directa o indirecta de los humedales (Montes <i>et al.</i> , 2004).....	52
--	----

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos se encuentran entre los cuerpos de agua con mayor valor a escala mundial (Williams, 1999). Tradicionalmente, se han estudiado aquellos que se encuentran ubicados en las zonas templadas del norte de Europa; centrándose principalmente en ríos, arroyos, lagos o embalses. Sin embargo, existen otros ecosistemas de carácter temporal como: charcas, lagunas y humedales cuyo estudio ha sido relegado a un segundo plano. Los humedales presentan una importante diversidad acuática, debido a que albergan un gran número de especies, en muchos casos son especies raras o endémicas. Por lo que, contribuyen de forma sustancial al mantenimiento de la biodiversidad a escala local y regional (Zacharias y Zamparas, 2010). Estos ecosistemas se encuentran en declive debido al impacto de varias formas de presión antropogénica (Rhaiza *et al.*, 2012), por lo tanto, muchos organismos que dependen de ellos se encuentran en peligro de extinción, esto hace que se conviertan en ecosistemas óptimos para el desarrollo de medidas para su conservación.

La relevancia ecológica de los humedales viene dada por la elevada diversidad que albergan, habiendo sido puesto en manifiesto en múltiples tratados y convenios internacionales, nacionales y autonómicos (Tabla 1, se muestra en los anexos), tales como: Convenio RAMSAR, la Directiva Hábitat, la Directiva Marco Agua de la UE (DMA), y el Plan Andalúz de Humedales (PAH) (Montes *et al.*, 2004). La Convención de Ramsar es uno de los acuerdos más influyentes para la conservación de los humedales a nivel mundial (Ramsar Secretaría del Convenio, 2015). España es uno de los países con más espacios inscritos en la lista Ramsar, la comunidad autónoma con más humedales protegidos es Andalucía con una superficie de 49,81%, seguida por el País Vasco con 12,23%, Castilla-La Mancha con 10,21%, Galicia con el 8,04% y Comunidad Valenciana con un 6,5% (Serrano, 2012). La gran mayoría de zonas húmedas españolas son de carácter continental con un 92%, incluyendo aquellas que no se encuentran en RAMSAR, en ese gran número de humedales continentales, los dulceacuícolas ocupan 46% y les sigue los de montaña (32%), sin embargo, en conjunto únicamente representan el 2% y el 4% respectivamente de la superficie total (Bernués *et al.*, 2001).

Se han proporcionado diferentes definiciones sobre los humedales, entre ellas:

El convenio RAMSAR en el artículo 1.1, define a los humedales como: “*Áreas de marismas, pantanos, turberas o superficies cubiertas de agua, ya sean naturales o artificiales, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no excede de seis metros*” (Ramsar Secretaría del Convenio, 2013).

En cambio, el Plan Andaluz de Humedales (PAH) aporta una definición más completa y la que mejor se ajusta a los ecosistemas estudiados en esta memoria (Montes et al., 2004).

“Un humedal es un ecosistema o unidad funcional de carácter predominantemente acuático, que no siendo un río, ni un lago ni el medio marino, constituye, en el espacio y en el tiempo, una anomalía hídrica positiva respecto a un entorno más seco. La confluencia de factores climáticos e hidrogeomorfológicos, hace que se generen condiciones recurrentes de inundación con aguas someras, permanentes, estacionales o erráticas y/o condiciones de saturación cerca en la superficie del terreno por la presencia de aguas subterráneas, lo suficientemente importantes como para afectar a los procesos biogeofísicoquímicos del área en cuestión”.

El clima mediterráneo (Figura 1) se localiza en la cuenca mediterránea, pero también existen otros lugares del planeta donde se produce, tales como, la parte suroeste de Sudáfrica, en el sur de California, en la parte suroeste y sur de Australia y Chile central (Bolle, 2003).

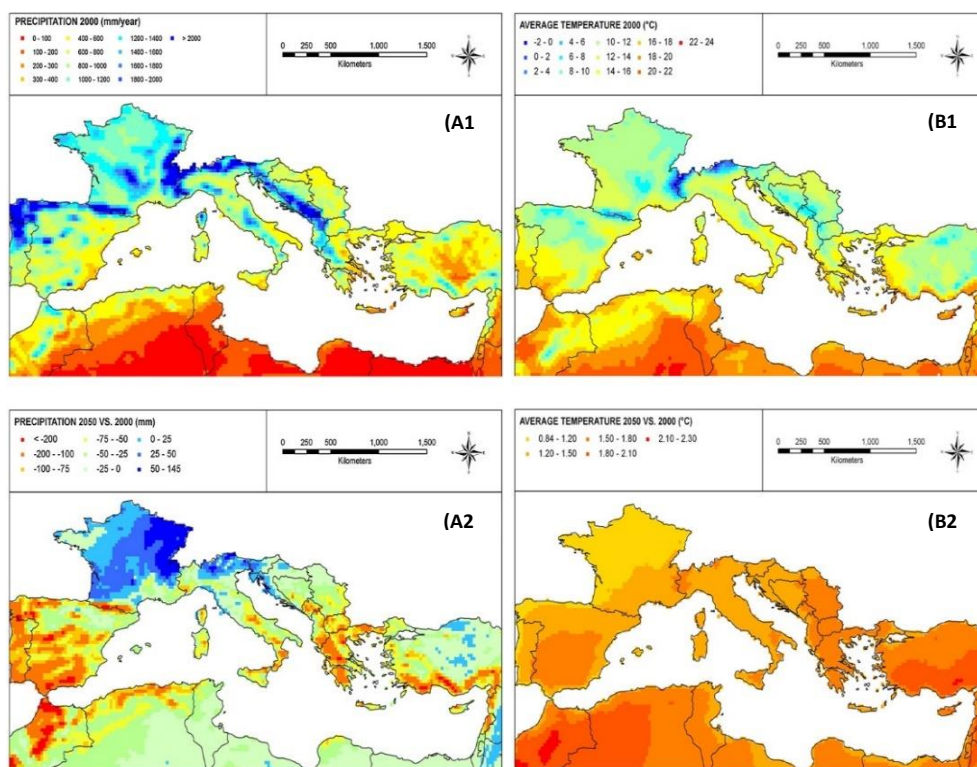


El clima de las zonas mediterráneas presenta una acusada estacionalidad e irregularidad en las precipitaciones y las temperaturas; es decir, veranos muy calurosos y

secos e inviernos fríos y relativamente lluviosos, jugando un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos mediterráneos (Tanasijevic *et al.*, 2014).

El clima mediterráneo en España se caracteriza por tener veranos secos y altas temperaturas. La precipitación en invierno no es muy abundante, y las temperaturas son moderadas. La media anual de las temperaturas oscila alrededor de los 16-17 °C, mientras que la media anual de las precipitaciones se encuentra entre 600-650 mm, con valores medios en las zonas más áridas de 280 mm. Durante la época estival, la escasez de precipitaciones y elevadas temperaturas provocan un acusado déficit hídrico, implicando en muchos casos la temporalidad de los ecosistemas acuáticos (Gómez-Zotano *et al.*, 2015).

Según Tanasijevic *et al.*, (2014), se prevé que en la región mediterránea, se produzca una disminución en la precipitación total anual de un 5,7%, en el futuro se espera que la mayor parte de Europa se vuelva más húmeda en invierno y que en verano las precipitaciones disminuyan, exceptuando algunas áreas del norte de África y Medio Oriente, donde se pronostican un aumento (Figura 2, A1-A2). Además, se prevé un aumento de la temperatura media anual de 0,8 a 2,3 °C, en las áreas antes mencionadas y al Sur de Turquía (Figura 2, B1-B2). Los patrones estacionales apuntan que el sureste de Europa y el este del Mediterráneo en el futuro podrían calentarse más rápidamente que otras áreas.



1.2. Humedales mediterráneos

Los humedales mediterráneos se encuentran alrededor de la cuenca mediterránea en el sur de Europa y el norte de África, pero también en otras regiones que experimentan un clima mediterráneo, con inviernos templados y lluviosos, y veranos cálidos y secos (Grillas *et al.*, 2010). Los humedales mediterráneos son considerados “hotspots” de biodiversidad (Perennou, 2018), a pesar de que solo cubren el 6% de la superficie terrestre, (Junk *et al.*, 2013), albergan una gran parte de la biodiversidad de la Tierra, incluyendo especies endémicas (Darwall, 2014). Sin embargo, se encuentran entre los ecosistemas más amenazados, debido a la confluencia de factores ambientales y a las presiones antrópicas a los que están sometidos (MWO, 2012).

Los humedales mediterráneos se caracterizan generalmente por su reducido tamaño, escasa profundidad, presencia en una gran variedad de escenarios paisajísticos y por la duración del hidroperíodo, sin embargo, la característica clave es que sufren procesos de desecación y reinundaciones recurrentes (Calhoun *et al.* 2017). Según Álvarez-Cobelas *et al.*, (2005) uno de los aspectos más importantes que definen a estos ecosistemas es la frecuencia con la que se reinundan (Tabla 2). Generalmente la mayoría de los humedales se reinundan en otoño y se secan en verano, esto condiciona a que se produzcan cambios inter-intraanuales en sus variables limnológicas y en las comunidades biológicas. Según Boix y Batzer (2016), el principal impulsor en la dinámica de las poblaciones en estos ecosistemas es la duración del hidroperíodo. Debido a que, es el factor principal que determina la composición faunística y estructural de las comunidades acuáticas (Boix *et al.*, 2001; Sahuquillo y Miracle 2013).

Tabla 2. Clasificación de los humedales según la temporalidad. Fuente: (Cirujano, 2002).

Tipología		Características
Permanentes		Casi siempre tienen agua y excepcionalmente se secan
Semipermanentes		Pueden llegar a secarse con cierta frecuencia
Estacionales	Anuales	Prácticamente todos los años se inundan
	Habituales	No suelen inundarse todos los años, pero lo hacen con cierta frecuencia
	Ocasionales	Se inundan tras largos periodos de sequía

1.2.1. Características de los humedales mediterráneos

Los humedales mediterráneos presentan características únicas y un funcionamiento diferente en comparación con los humedales del norte de Europa. Esta situación influye en la dinámica, funcionamiento y estructura de sus comunidades (Bécares *et al.*, 2004; Álvarez-Cobelas *et al.*, 2005). A continuación, se exponen las diferentes características:

1. Acusada estacionalidad intra e interanual en las precipitaciones.
2. Una mayor relación cuenca de drenaje/área del humedal, esta situación favorece que se establezcan relaciones de intercambio asimétricas determinantes en gran medida de la calidad de las aguas.
3. Presentan un menor tamaño y profundidad aspectos que condicionan una mayor importancia de las relaciones plancton-bentos.
4. Mayor endorreísmo y por ende un mayor aislamiento, importancia en el mecanismo de dispersión de los individuos.
5. Mayor importancia de la hidrogeología en la permanencia y funcionamiento del sistema acuático.
6. No existe estratificación térmica, debido al proceso de polimixis y a una mayor irradiación solar.
7. Ausencia de comunidades ictícolas debido a los procesos de desecación, siendo las comunidades de macroinvertebrados y zooplancton los que se encuentran en el último eslabón de la cadena trófica acuática.
8. Estrecho contacto entre el sedimento y la columna de agua, provocando un rápido reciclado de nutrientes y mayor productividad del ecosistema.
9. Funcionamiento diferente de la dinámica poblacional, presentando una menor diversidad local pero una mayor diversidad regional.
10. Mayor número de horas del sol al año, afectando a la biomasa de fitoplancton y la vegetación acuática.

1.2.2. Principales fuentes de alteración de los humedales mediterráneos

La pérdida de humedales está ligado a cambios en la estructura del paisaje, que a su vez están asociados a factores socioeconómicos (Gallego-Fernández *et al.*, 1999). Dos causas principales impulsan la desaparición de los humedales mediterráneos. En primer lugar, están las necesidades humanas de suelo (Casado y Montes, 1995; Chica *et al.*, 2012), son susceptibles a cambios en los patrones de uso de la tierra (Groff *et al.*, 2016). El segundo factor está relacionado con la necesidad de agua, provocando su extracción excesiva, lo que conduce a su secado gradual (Cirujano, 1996; Grillas *et al.*, 2004). Además, existen otras

amenazas como la agricultura, ganadería (Beja y Alcázar, 2003) y el cambio climático (Chica *et al.*, 2012; Collins *et al.*, 2014). Aunque los humedales temporales mediterráneos están disminuyendo rápidamente, pocos estudios han cuantificado esta pérdida (Saber, 2006). La disminución de la densidad de los humedales en el paisaje conlleva a una pérdida directa de la biodiversidad tanto a escala local (Oertli *et al.*, 2005) como regional (Amezaga *et al.*, 2002; Zedler, 2003).

En España la reducción y alteración de los ecosistemas naturales está asociada principalmente al incremento de la superficie agrícola (García-Fuentes *et al.*, 2005), el cambio de una agricultura tradicional a una totalmente mecanizada ha provocado altas tasas de erosión y por consiguiente la generación de importantes volúmenes de sedimentos que terminan colmatando las cubetas de los humedales (Borja *et al.*, 2012).

En la comunidad Andaluza, un aspecto importante que condiciona a los humedales, es la gran influencia de origen antrópico, principalmente por la agricultura que se desarrolla en el entorno de estos sistemas que induce a severas transformaciones en estos ecosistemas (Guerrero *et al.*, 2005), por ejercer un efecto directo sobre el propio humedal o indirecto sobre la cuenca de drenaje de los mismos (Guerrero, 2009). De manera general, se identificaron cuatro causas de degradación y desaparición de los humedales detalladas en la siguiente tabla (Tabla 3).

Tabla 3. Causas de degradación y desaparición de los humedales andaluces. Fuente: (VV.AA., 2005).

Alteraciones en las cubetas • Desecación • Dragado • Colmatación • Roturación • Construcción/ Infraestructuras viarias	Alteraciones del régimen hidrológico e hidroperíodo • Extracción de aguas • Embalsamiento de las cubetas • Aportes artificiales • Explotación intensiva de los acuíferos • Modificaciones red hidrográfica • Construcción/Infraestructuras viarias
Alteraciones en la calidad de las aguas • Residuos sólidos (agrícolas, industriales y urbanos) • Residuos líquidos (agrícolas, industriales y urbanos)	Alteraciones en la estructura de las comunidades • Introducción de especies exóticas • Sobreexplotación de especies • Cambios en comunidades vegetales litorales • Presión turístico-recreativa • Sobrecarga ganadera

1.2.3. Efectos del cambio climático sobre los humedales mediterráneos

El cambio climático se ha convertido en una presión adicional, especialmente en regiones que ya se caracterizan por un déficit hídrico. Las predicciones del *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), para los próximos 100 años indican que los aumentos de temperatura serán mayores en altas latitudes, cambiarán los patrones de precipitación, aumentarán los eventos de tormentas extremas y el nivel del mar subirá entre 20 a 60 cm (Junk *et al.*, 2013). Según Junk *et al.*, (2011) los cambios previstos en el clima global, tendrán un gran impacto en estos humedales mediterráneos. Dado que, el agua es el principal factor clave para el funcionamiento de los humedales son uno de los ecosistemas que mayor impacto sufren por cambios incluso mínimos en el clima y en las alteraciones en el régimen hidrológico que resultan de estos cambios.

Por otra parte, se prevé que los recursos hídricos en España sufrirán disminuciones importantes como consecuencia del cambio climático. Para el 2030 son esperables disminuciones medias de aportaciones hídricas, en régimen natural, entre un 5 y un 14%, mientras que para el 2060 se prevé una reducción global de los recursos hídricos del 17% como media de la Península Ibérica. El impacto se manifestará más severamente en las cuencas del Guadiana, Segura, Júcar, Guadalquivir (Castro, 2005).

1.2.4. Zooplancton

El zooplancton es un componente esencial de los humedales mediterráneos, actuando en algunos casos, como especie clave. La comunidad zooplanctónica está formada principalmente por rotíferos, branquiópodos y copépodos (Figura 3). Su diversidad, abundancia y grupos funcionales está íntimamente relacionada con las características limnológicas (Wetzel, 2001; Ramos *et al.*, 2004), lo cual lo convierte en un bioindicador adecuado para registrar cambios en la calidad ecológica del mismo (Ceirans, 2007). En la Tabla 4, se muestran las características fundamentales de los principales grupos zooplanctónicos encontrados en los sistemas acuáticos continentales.

Tabla 4. Características generales de los principales grupos de zooplancton en sistemas acuáticos continentales. Obtenido de: (Conde-Porcuna *et al.*, 2004)

	Tamaño (mm)	Reproducción	Fuente de alimento
Rotíferos	0.05-1.5	Partenogenética Ocasionalmente sexual	Algas Detritus Bacterias Otros rotíferos
Branquiópodos	0.5-3	Partenogenética Ocasionalmente sexual	Algas Bacterias
Copépodos	0.5-2	Sexual	Algas Rotíferos Ciliados

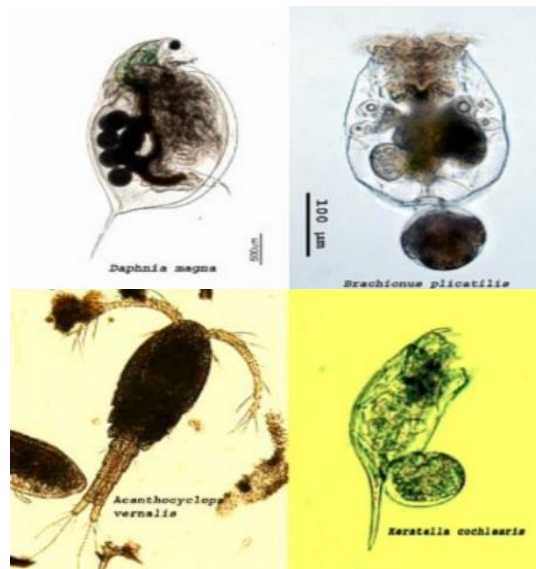


Figura 3. Ejemplos de rotíferos (*Brachionus plicatilis* y *Keratella cochlearis*), cladóceros (*Daphnia magna*) y copépodos (*Acanthocyclops vernalis*) comunes en sistemas acuáticos. Obtenido de: (Conde-Porcuna *et al.*, 2004).

Los branquiópodos y copépodos presentan grandes estrategias de adaptación, juegan un papel importante tanto como colonizadores tempranos en cuerpos de agua temporales (Vagaggini *et al.*, 2002; Tavernini, 2008). A pesar de no estar incluidos en la Directiva Marco del Agua (DMA), su consideración es esencial para entender el funcionamiento de los humedales; puesto que, hay muchas características que los hacen útiles como bioindicadores, especialmente en cuerpos de agua lénticos. Algunos autores (Caroni y Irvine, 2010; Chicote, 2015; Jeppesen *et al.*, 2011; Boix *et al.* 2005) consideran que el zooplancton debe ser utilizado como indicador de la calidad del agua por las siguientes razones:

- Son de fácil captura y ocurren en gran número.
- Responden rápidamente a los cambios en el medio ambiente, la estructura de su comunidad varía de acuerdo a las diferencias del estado trófico.
- Las interacciones tróficas entre microcrustáceos, fitoplancton y macrófitos son bien conocidas, mostrando así la transición de unas especies a otras y cambios en la estructura de la comunidad zooplanctónica a lo largo del gradiente trófico (Caramujo y Boavida, 2000).
- Su alta resolución taxonómica permite evaluaciones ecológicas muy detalladas.
- Grandes cladóceros y copépodos juegan un papel importante al tener influencia directa en la dinámica y estructura de las comunidades situadas en niveles tróficos inferiores (Jürgens y Jeppesen, 2000).

- Son organismos que discriminan sus respuestas al medio ambiente, integrando factores, físicos, químicos y biológicos en el tiempo.
- Ocupan una posición importante y estratégica dentro de la red trófica, el muestreo de zooplancton es generalmente sencillo y es menos complejo y costoso que muchas otras formas de muestreo.
- Se considera un componente clave de la red alimentaria pelágica.

Desde el punto de vista de la ecología, el zooplancton ocupa una posición esencial dentro de la red trófica del ecosistema, es sensible a los impactos antrópicos, en efecto, es considerado como sistemas de alerta temprana frente a los cambios ambientales y de variabilidad climática, muestreando el agua y el sedimento posee un gran valor indicador que no puede ser cubierto con el muestreo de peces y fitoplancton (Chicote, 2015).

1.3. Descripción del Problema

Como se ha comentado anteriormente estos ecosistemas se encuentran poco protegidos y son fácilmente destruidos o degradados por acción de las actividades humanas (Rhazi *et al.*, 2012). Además, se espera que el cambio climático tenga un impacto mayor en aquellos ecosistemas acuáticos de menor volumen de agua, en comparación con lagos más grandes (norte de Europa), al transformar los sistemas actualmente perennes a temporales (Parmesan, 2006).

En este contexto formulamos como problema: las tendencias climáticas futuras, encaminadas a un aumento de temperaturas y a una reducción de las precipitaciones, acompañado del aumento de su variabilidad interanual, producirá un impacto en las características limnológicas y biológicas (comunidad zooplantónica) en los humedales.

1.4. Justificación

Los humedales mediterráneos poseen una tasa alarmante de degradación, por tanto, deben ser contemplados en el contexto ambiental actual, en el que las previsiones debidas al cambio climático deben tenerse en cuenta; sin embargo, el funcionamiento de los humedales sigue sin comprenderse bien (Britton y Crivelli, 1993). Estudios sobre la relación de la riqueza específica de la comunidad de zooplancton, con los diversos gradientes ambientales son escasos en comparación con los sistemas terrestres (Waide *et al.*, 1999; Dodson *et al.*, 2000).

Actualmente los humedales cuentan con investigaciones orientadas al estudio de aves, mamíferos, reptiles, vegetación. No obstante, el zooplancton no se encuentra caracterizado con la misma intensidad, considerando que este grupo de organismos constituyen la base de la red trófica, además de que cuentan con las características necesarias para ser utilizados como bioindicadores, y a la vez determinar el impacto ambiental positivo o negativo del medio

donde se encuentran. Por las razones antes mencionadas, es importante realizar trabajos de investigación que permitan reconocer la estructura, funcionamiento de estos ecosistemas, así como también los cambios en los patrones en las especies de gran importancia ecológica.

Ante la escasa documentación que existe sobre los cambios en los patrones de la comunidad zooplanctónica de los humedales mediterráneos, es interesante realizar este estudio, para poder determinar las posibles perturbaciones asociadas al futuro cambio climático.

1.5. Hipótesis

Considerando la variabilidad que caracteriza a los humedales mediterráneos, planteamos la siguiente hipótesis: El cambio climático asociado a una reducción de precipitaciones y aumento de temperatura, producirá cambios en la comunidad zooplanctónica en humedales mediterráneos.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

El objetivo general consiste en analizar cambios en los patrones de la comunidad zooplanctónica de siete humedales mediterráneos, mediante el análisis de variables ambientales y climáticas, asociados a un incremento de las temperaturas y una disminución de las precipitaciones, que nos permitan conocer las posibles respuestas frente a futuros escenarios de cambio global.

2.2. Objetivos específicos

- Elaborar mapas climáticos para testar los efectos de reducción de las precipitaciones e incremento de la temperatura en los humedales del alto Guadalquivir.
- Evaluar la relación entre las características limnológicas de los humedales y las diferentes especies de zooplancton.
- Proponer el uso de zooplancton como un elemento indicador de cambio global.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

El sur de la Península Ibérica alberga uno de los patrimonios de humedales más ricos, variados y mejor conservados de España y de Europa (Ortega *et al.*, 2006). Entre ellos los humedales de Andalucía representan el 17% de todos los humedales españoles y aproximadamente el 56% de la superficie total de humedales en España (Molina *et al.*, 2002), en su mayoría son lagunas de campiña de carácter endorreico. El conjunto de todos ellos, está constituido por una gran variedad de tipos ecológicos diferentes, algunos destacan por ser ecosistemas únicos dentro del contexto de la Unión Europea (VV.AA., 2009), lo cual permite que una parte de ellos posean alguna figura de protección (Reserva Natural, Paraje Natural, LIC, ZEPA, ZEC, Parque Naturales y Parques Nacionales) tanto a nivel internacional, nacional y autonómico (Guerrero, 2009). Los humedales que forman parte de los Espacios Naturales Protegidos de Andalucía se encuentran distribuidos principalmente por el Bajo Guadalquivir, sin embargo, existen otros los núcleos de humedales que se extienden por el Alto del Guadalquivir, que han sido excluidos de la protección legal que merecen (Ortega *et al.* 2003).

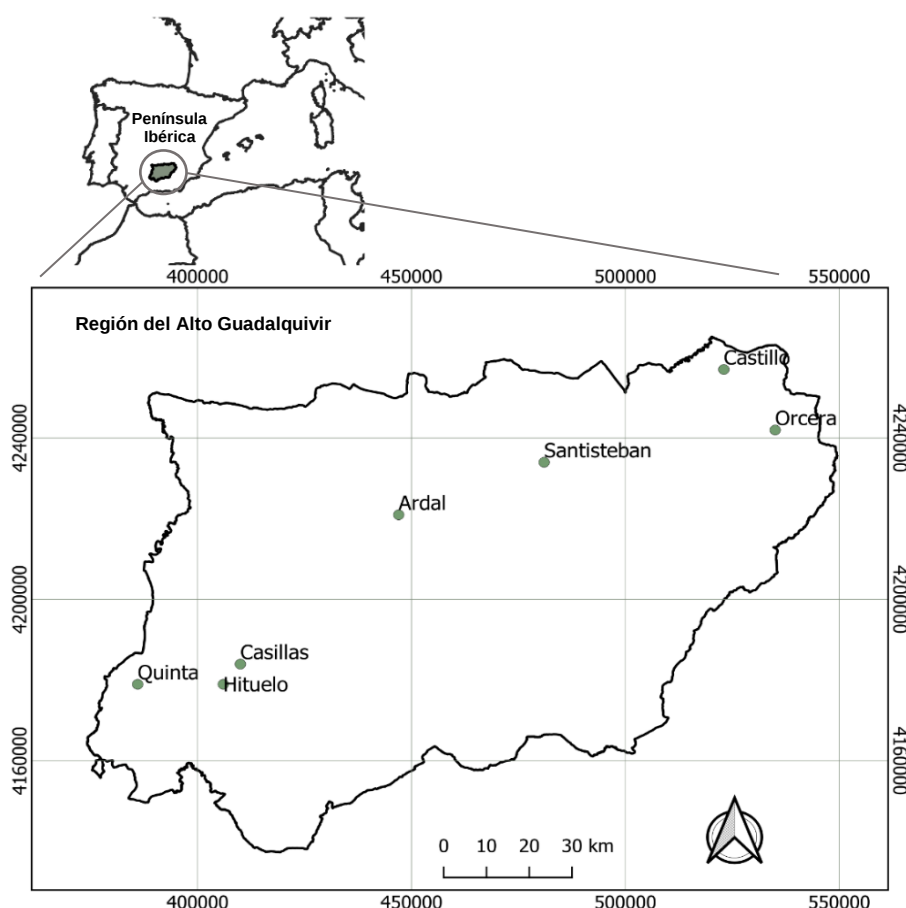


Figura 4. Localización de la comarca del Alto Guadalquivir y los humedales seleccionados en el estudio.

El Alto Guadalquivir que engloba la provincia de Jaén y la parte más oriental de la provincia de Córdoba, está condicionado por tres grandes unidades geológicas: Sierra Morena al norte formado por montaña silíceas, depresión del Guadalquivir con olitostromas y materiales triásicos y las cordilleras Béticas en el sur y este con materiales calizas. En las dos últimas se encuentran la gran parte de los humedales andaluces, principalmente en la depresión del Guadalquivir, lo cual condiciona que se encuentren asociados en depresiones de origen kárstico con predominancia de sedimentos arcilloso-evaporíticos Trías Keuper (Rodríguez-Rodríguez, 2007).

El Alto Guadalquivir presenta un clima mediterráneo (Martín-Vide y Olcina, 2001) en el que la temperatura media anual oscila entre 16-20 °C en las zonas de valle, mientras que en las zonas de sierra presenta valores inferiores a los 12 °C. En relación a la precipitación suele ser homogénea en toda el área con una media anual en torno a los 500-700 mm, a excepción de las sierras de Cazorla y Segura con valores superiores a los 1000 mm. En la figura 5 se muestra la variabilidad de las precipitaciones en la provincia de Jaén durante el período (1971-2016). La precipitación media anual fue de 533 mm, registrando un valor mínimo de 223 mm en el año hidrológico 2004-2005, mientras que el valor máximo se alcanzó en el período 2009-2010 con 1026 mm (Carpén et al. 2021).

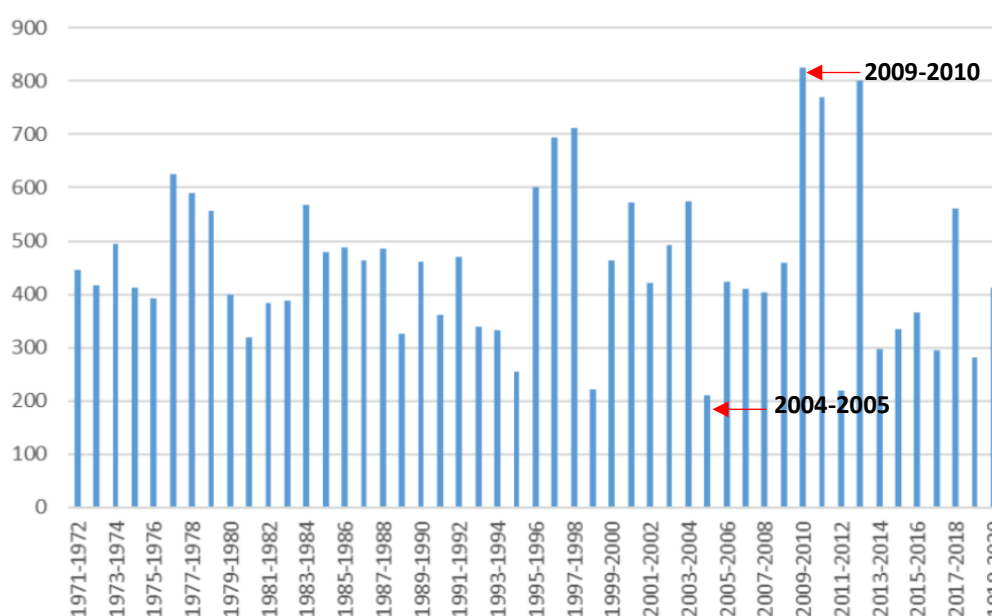


Figura 5. Datos de series históricas de precipitación anual de la provincia de Jaén, período 1971-2016. Fuente: (Carpén et al., 2021).

Para caracterizar la precipitación en la zona de estudio, se consideraron datos climáticos de seis estaciones agroclimáticas durante el período 2009-2021, que se encuentran cercanas a los humedales en estudio. Los datos fueron obtenidos de la Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA).

Tabla 5. Valores medios de precipitación y temperatura, incrementos y reducción del 75, 50 y 25% respectivamente. Datos de seis estaciones agroclimáticas cercanas a los siete humedales seleccionados en este estudio.

Estación	Humedales	Precipitación (mm)	75%	50%	25%
Alcaudete	Hituelo	496,12	372,09	248,06	124,03
Baena	Quinta	463,40	347,55	231,70	115,85
Chiclana de Segura	Castillo, Orcera	495,65	371,74	247,83	123,91
La higuera de Arjona	Casillas	489,68	367,26	244,84	122,42
Linares	Ardal	479,92	359,94	239,96	119,98
Sabiote	Santisteban	459,09	344,32	229,545	114,77
		Temperatura máx. (°C)	75%	50%	25%
Alcaudete	Hituelo	22,67	28,34	34,01	39,67
Baena	Quinta	25,09	31,36	37,64	43,91
Chiclana de Segura	Castillo, Orcera	23,64	29,55	35,46	41,37
La higuera de Arjona	Casillas	24,88	31,10	37,32	43,54
Linares	Ardal	24,18	30,23	36,27	42,32
Sabiote	Santisteban	21,28	26,60	31,92	37,24

Para realizar las reducciones porcentuales, se tuvo en cuenta la precipitación media registrada en las estaciones cercanas a los humedales en estudio en cuyos datos originales se realizó una reducción del 75, 50 y 25% (Tabla 5), en el caso de la temperatura se incrementó el valor original a los porcentajes antes mencionados. Se escogieron los meses cuyos valores de precipitación se acercarán a los valores obtenidos de precipitación para cada una de las reducciones porcentuales (Tabla 6).

Tabla 6. Representación de los meses escogidos para cada uno de las reducciones porcentuales. Color azul representa el 75%, el color amarillo el 50% y el color rojo el 25%, el color blanco representa la temporada seca del humedal.

	Dic-09	Ene-10	Feb-10	Mar-10	Abr-09	May-10	Jun-10	Jul-10	Ago-10	Sep-10	Oct-10	Nov-10	Dic-10
Castillo													
Orcera													
Ardal													
Santisteban													
Hituelo													
Quinta													
Casillas													

3.2. Humedales objeto de estudio

Para el estudio se han seleccionado un total de siete humedales del Alto Guadalquivir (Figura 4). Estos ecosistemas presentan características propias en función de su situación geográfica, geología, morfología de la cubeta, usos del suelo en su cuenca de drenaje (Ortega *et al.*, 2003; Ortega *et al.*, 2006), lo que se traduce en una variedad en sus características limnológicas y biológicas (Álvarez-Cobelas *et al.*, 2005). La selección de los humedales se ha basado en obtener una representación de la heterogeneidad ambiental del área de estudio (Tabla 7).

Los humedales Quinta, Casillas e Hituelo están localizados en el Valle del Guadalquivir, presentando como uso principal en su cuenca de drenaje el cultivo de olivo (>80%); Ardal, Santisteban y Castillo se encuentran sobre materiales silíceos, con nula o escasa presencia del olivar (<10%) a excepción de Castillo se encuentra entre valores intermedios de 40% - 60% de olivar; y Orcera se encuentra sobre materiales calcáreos, con vegetación natural en su cuenca (Gilbert *et al.* 2017).

La climatología en esta zona, tiene una gran influencia sobre los humedales, debido a que muchos de ellos dependen en gran medida del agua de lluvia y la evapotranspiración para la persistencia de agua en el medio. Así durante el verano sufren variaciones drásticas en el nivel de agua, llegando incluso a secarse, como por ejemplo en el caso de Ardal y Santisteban, que se secaron durante el estudio. Todo ello, se traduce en una variabilidad en las características limnológicas y las comunidades bióticas de estos humedales mediterráneos.

Tabla 7. Característica de los humedales estudiados registrados durante el período de muestreo: coordenadas, altitud, superficie máxima, profundidad máxima, y valores mínimos y máximos de conductividad.

Humedales	Coordenadas (UTM)	Altitud (m)	Superficie área (ha)	Profundidad (m)	Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
Castillo	30SWH2357	780	0,95	2,22	0,059-0,221
Orcera	30SWH3542	1270	1,07	2,90	0,225-0,793
Ardal	30SVH4721	400	0,07	0,39	0,059-0,214
Santisteban	30SVH8134	637	3,12	0,51	0,236-0,639
Hituelo	30SVG0679	476	5,80	2,80	0,243-0,462
Quinta	30SUG8679	289	7,32	3,00	1,30-3,80
Casillas	30SVG1084	442	1,25	3,80	0,138-0,369

3.3. Identificación a nivel de especies (copépodos y branquiópodos)

Para la identificación de los organismos a nivel de especies (copépodos y branquiópodos), se utilizó claves taxonómicas en el laboratorio, las mismas que sirvieron para comparar a través del microscopio, para la identificación de los copépodos se utilizaron las claves de Dussart (1967,1969); Dussart y Defaye (1995); Ranga-Reddy (1994), y para la identificación de los branquiópodos se utilizó la clave de Alonso (1996).

3.4. Base cartográfica

Se elaboraron mapas temáticos de precipitación y temperatura durante el período 2009-2021, en ellos se realizó una reducción simplista en el caso de la precipitación, e incrementos en los mapas de temperatura, los porcentajes utilizados fueron 75%, 50% y 25% para ambos modelos (Tabla 5). Con el objetivo de modelar la variabilidad climática y poder simular posibles perturbaciones en los humedales, y observar los cambios en la comunidad zooplanctónica. Los mapas se elaboraron utilizando capas shapefile obtenidas del Instituto Geográfico Nacional (IGN).

Para la elaboración de los mapas de precipitación se utilizó la herramienta “*Multilevel b-spline interpolation for categories*”, que es un algoritmo rápido para la interpolación y aproximación de datos dispersos. Para la interpolación espacial de datos, utiliza una jerarquía gruesa a fina de redes de control, para generar una secuencia de funciones B-spline bicúbicas cuyas sumas se aproxima a la función de la interpolación deseada (Lee *et al.* 1997).

En la elaboración del mapa fue necesario la utilización de la capa shapefile de la provincia de Jaén, y una capa de puntos shapefile con los datos climáticos (precipitación). Este proceso fue combinado con la creación de las isoyetas para cada uno de los mapas elaborados a diferentes porcentajes (Figura 6).

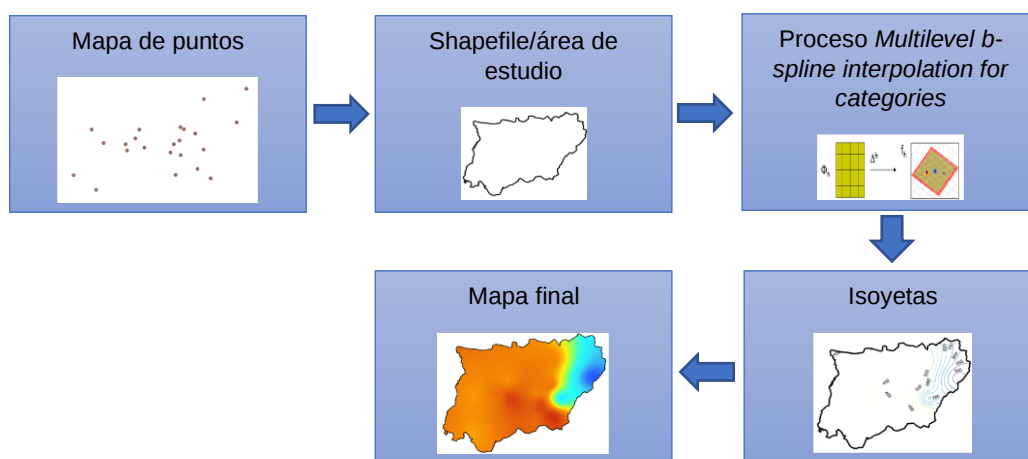


Figura 6. Procedimiento para la elaboración de los mapas de precipitación, para los diferentes porcentajes.

Con el fin de obtener una mayor cobertura de datos y mejores resultados en los mapas, se aumentó el número de estaciones, considerando 17 estaciones agroclimáticas (Figura 7).

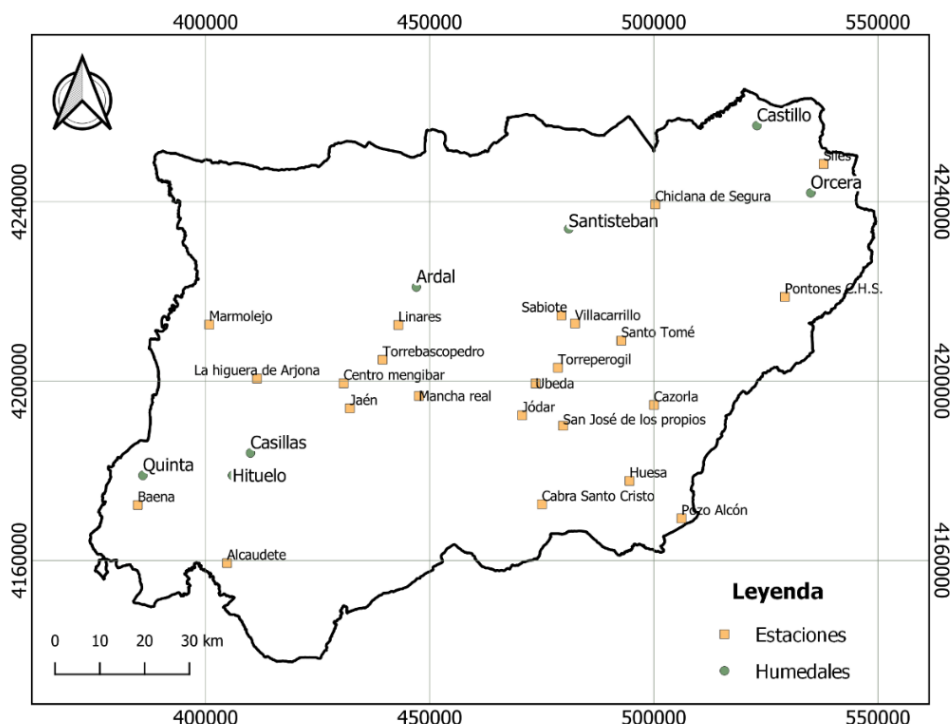


Figura 7. Localización de las estaciones agroclimáticas y los humedales en estudio

Para la realización de los mapas de temperatura se utilizó la herramienta “*regresión de kriging*”, que permite conseguir mejores resultados debido a que incorpora el Modelo Digital de Elevaciones (DEM), es una buena herramienta para realizar interpolaciones de variables climáticas, en concreto aquellas que tienen que una correlación con alguna otra variable, como son las temperaturas con las elevaciones. Los métodos más habituales son la interpolación mediante distancia inversa (*IDW*) y *kriging*, pero es la regresión la que aporta la información complementaria, mediante las elevaciones a la hora de afinar las predicciones de la interpolación.

(ii) herramienta de regresión de “*Kriging*”, es una herramienta que permite incorporar el Modelo Digital de Elevaciones; para la elaboración de estos mapas fue necesario utilizar el DEM y capa shapefile de la provincia de Jaén, los puntos shapefile con los datos de temperatura, se obtuvieron mejores resultados, debido que la temperatura está proporcionalmente correlacionada con la altitud (Bécares *et al.*, 2004).

El Kriging de regresión es una técnica espacial que combina una regresión de variable dependiente (variable objetivo) en los predictores (covariables ambientales) con el Kriging de los residuos de predicción (Figura 7). La relación modelada entre los predictores y el objetivo se resume en una ecuación de regresión (Guevara *et al.*, 2018):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \epsilon$$

Donde:

- Variable dependiente (Y): Lo que se va a predecir a partir de un conjunto de predictores
- Variable independiente (X, predictores): Variable que influye o explican la variable dependiente (covariables, p.e. DEM)
- Coeficiente (β): Los valores calculados por la regresión múltiple, reflejan la relación y la fuerza de cada variable independiente con la variable dependiente.
- Residuos ϵ : La proporción de la variable dependiente que no puede ser explicada por el modelo; por encima o por debajo de las predicciones.

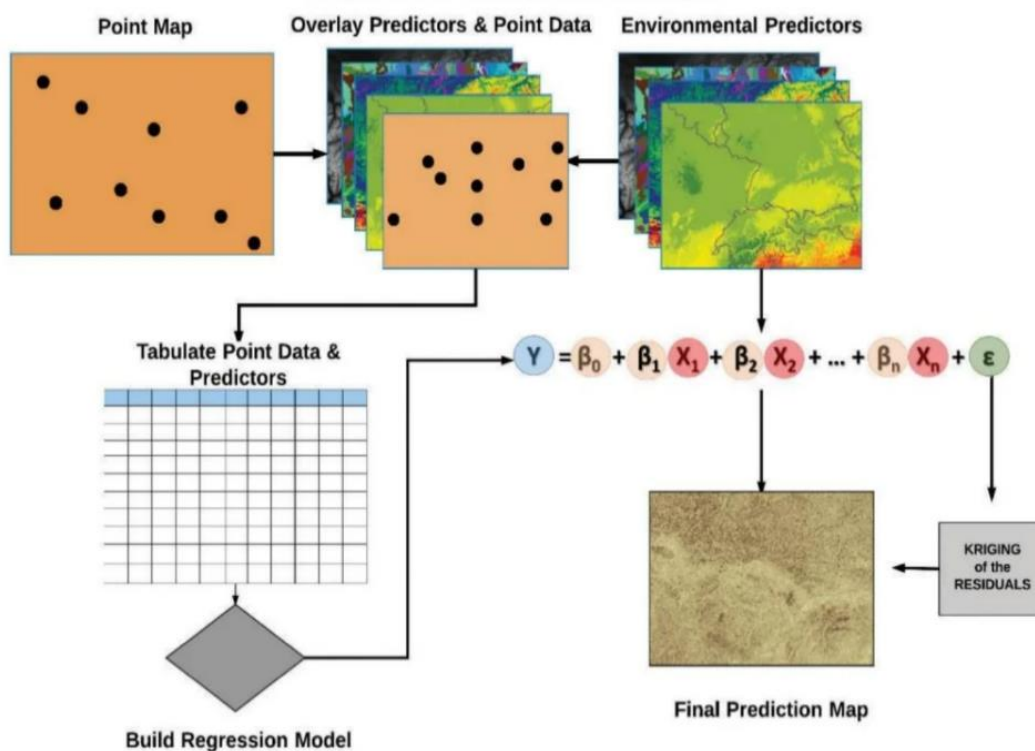


Figura 8. Pasos principales del Kriging de regresión. Fuente: (FAO, 2018).

3.5. Recogida de muestras

La recogida de muestras se llevó a cabo desde diciembre de 2009 a diciembre de 2010. A excepción de Castillo, todos los humedales estudiados estaban secos al comienzo del período de muestreo. Las variables físico-químicas y las muestras biológicas (zooplancton) se tomaron de forma mensual en cada uno de los humedales.

In-situ se midieron las siguientes variables: duración de hidroperíodo (DWI, días de inundación). La duración en días se midió desde que el humedal se reinundó por primera vez. El área del humedal se calculó midiendo el eje mayor y menor, ajustando su forma a un elipse o círculo. La profundidad del agua se midió con una regla en el punto más profundo del humedal. Datos de pH, O₂, temperatura y conductividad mediante una sonda multiparamétrica (YSI 556 MPS). La turbidez (NTU) se midió con una sonda Hanna HI93703. Para determinar la transparencia del agua se utilizó la profundidad del disco de Secchi. La concentración de clorofila (*Chl-a*) se determinó mediante fluorescencia con un fluorómetro de campo Aquafluor Turner Design Handheld. En cuanto al porcentaje de la superficie cubierta por macrófitos, carófitos y plantas vasculares (SM) se obtuvo en base a un mapeo visual del sitio.

En el laboratorio se utilizaron muestras integradas de agua sin filtrar para el análisis de fósforo total (TP) y nitrógeno total (TN). El fósforo total se obtuvo por digestión en persulfato de potasio y el nitrógeno por digestión en ácido sulfúrico. La concentración de ambos se cuantificó por técnicas espectrofotométricas, usando el azul de molibdeno para el fósforo (Murphy, 1962) y luz ultravioleta para el nitrógeno (APHA, 1995). La materia orgánica se estimó mediante la pérdida por ignición a 450 °C durante 3 h.

Para la toma de muestras biológicas se utilizaron dos transectos longitudinales, uno a lo largo de la línea de costa y otro desde la línea de la costa hasta aguas abiertas. Se tomaron muestras compuestas integradas de zooplancton con una red de 63 µm de luz de malla y un diámetro de boca de 27,5 cm. Posteriormente las muestras se fijaron *in situ* con formol al 4%. En cada medición, se recolectaron dos muestras de zooplancton, una para estimar abundancia de copépodos (calanoides y cyclopoides) y branquiópodos, y otra para cuantificar biomasa total de zooplancton. En el laboratorio los taxones de zooplancton se identificaron a nivel de especie mediante la utilización de claves taxonómicas (Dussart, 1969; Alonso, 1996) y se determinaron sus abundancias. Los valores de los parámetros de la comunidad se obtuvieron utilizando el programa estadístico PAST 4.03.

A partir de estos datos se calcularon los siguientes parámetros:

- (i) Parámetros de la comunidad: riqueza total de especies (R), índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), índice de equitatividad de Pielou (J), índice de dominancia de Simpson (D);
- (ii) Ratio de la abundancia de copépodos calanoides (Cal) versus copépodos cyclopoides (Cycl) más abundancia de cladóceros (Cla); Cal:Cycl+Cla
- (iii) ratio de la abundancia entre grandes cladóceros (GranCla: Géneros *Daphnia* y *Simocephalus*) versus la abundancia total de cladóceros; GranCla:TotCla).
- (iv) biomasa total del zooplancton, obtenida a partir de los valores de peso seco (105 °C).

3.6. Análisis datos

La comunidad de zooplancton se analizó en base a dos enfoques diferentes:

(i) Análisis de correlación de Spearman, entre los parámetros de zooplancton (parámetros comunitarios, proporciones entre grupos de zooplancton y biomasa) y las variables ambientales. El análisis de correlación de Spearman se realizó utilizando el software Statistica 7.

(ii) Análisis de correspondencia canónica (CCA), es un análisis que ha sido ampliamente utilizado en datos de sistemas acuáticos permitiendo comprobar estadísticamente la relación de las especies entre las diferentes variables ambientales, de tal forma que nos permita explicar la distribución de las especies en función de la importancia relativa, ya que sus ejes de ordenación están restringidos a una combinación lineal de las variables ambientales, asumiendo una relación especie-ambiente (Iturrondobeitia *et al.*, 2004). Entre los principales resultados obtenidos por un CCA tenemos un diagrama de ordenación triplot que incluye los puntos de las especies, los sitios de muestreo y las variables ambientales que se encuentran sobre un sistema de ejes de ordenación. En el CCA la variabilidad está explicada por los ejes de ordenación, por lo tanto, es interesante ver qué proporción de dicha variabilidad queda explicada por cada uno de los ejes del CCA, vale recalcar que la mayor parte de la variabilidad va a quedar resumida en los 2 o 3 primeros ejes (Zuur *et al.*, 2007). Para la realización del CCA se utilizó el programa PC-ORD 4.01. Las variables ambientales y la abundancia de las especies fueron transformadas $x = \log(x+1)$, para reducir el efecto de la escala medida. La significación estadística se comprobó mediante el test de permutación de Monte Carlo (999 permutaciones), con una significancia de ($P \leq 0,05$) indicando que la relación especies-variables ambientales es consistente y no debida a la aleatoriedad.

4. RESULTADOS

4.1. Datos climáticos

Los resultados de los modelos climáticos se muestran en la figura 8. Se consideraron valores medios anuales de precipitación (Figura 8-A1) y temperatura (Figura 8-A2). La precipitación media anual en el área de estudio es de 480 mm, se registraron valores similares de precipitación en las demás estaciones, siendo el valor máximo 495 mm registrado en la estación Chiclana de Segura y el valor mínimo fue de 459 mm registrado en la estación de Sabiote.

En los patrones espaciales de las precipitaciones se observa que, en la parte noreste de la provincia existe una mayor cantidad de precipitación debido a la influencia de las sierras, a diferencia de la parte central y suroeste, donde los valores medios de precipitación no llegan a los 400 mm (Figura 8-A1). En los resultados que se obtuvieron realizando una reducción simplista (75, 50 y 25%) de las precipitaciones (Figura 8-B1, C1, D1) se observa que la precipitación total anual podría reducirse significativamente en áreas del sureste y noreste, provocando escases en estas áreas, lo cual reduciría considerablemente la disponibilidad del agua en el suelo. Evidentemente los cambios extremos en la variabilidad climática afectarían a todos los humedales en estudio, principalmente a los humedales de Castillo y Orcera en caso de que se reduzcan las precipitaciones en un 25%.

En la figura 8-A2 se muestra el patrón espacial de la temperatura media anual y sus cambios previstos si se da un incremento porcentual del 75, 50 y 25% (Figura 8-B2, C2, D2). Probablemente las zonas donde ocurre una mayor disminución de las precipitaciones, son aquellas donde se calentarían más que en las otras partes de la provincia, siendo más evidente en la figura 8-D2. La temperatura media para el período seleccionado fue de 23 °C, con valores máximos de 26°C, siendo la parte suroeste comprendida por los humedales de Quinta, Hituelo y Casillas, y la parte noreste comprendida por Castillo y Orcera los humedales más afectados por los cambios en la variabilidad climática.

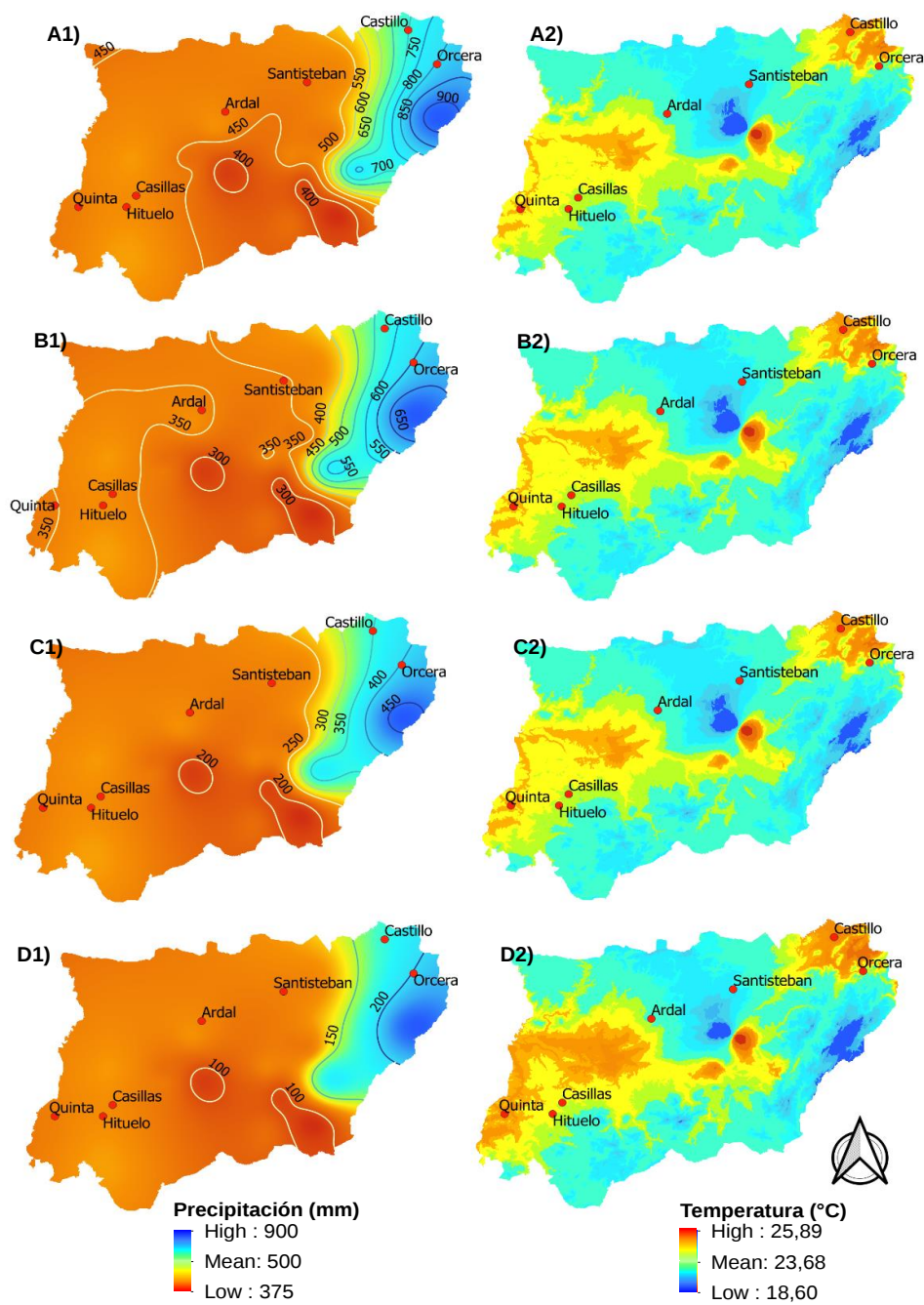


Figura 9. Los mapas de la parte derecha representan la precipitación inicial (A1), simulando una reducción al 75% (B1), 50% (C1) y 25% (D1). Los mapas ubicados en la parte izquierda representan la temperatura inicial (A2), simulando un incremento del 75% (B2), 50% (C2) y 25% (D2). Ambos mapas se realizaron con datos obtenidos de la Red de Información Agroclimática de Andalucía (RIA), durante el período 2009-2021.

4.2. Variables limnológicas medidas en los humedales

Los humedales estudiados mostraron variabilidad en las condiciones ambientales (Tabla 8), durante el período de estudio los valores indican que los humedales presentaron aguas dulces en períodos en los que mantiene altos niveles de inundación ($<850 \mu\text{S cm}^{-1}$), incrementando su grado de mineralización en los períodos de estiaje hasta concentraciones subsalinas ($850\text{-}5500 \mu\text{S cm}^{-1}$). Presentaron un rango mínimo de $57,7 \mu\text{S cm}^{-1}$ en Ardal y máximo de $955 \mu\text{S cm}^{-1}$ en Quinta, ambos registrados en noviembre del 2010.

Se registraron valores Chl-a extremadamente bajos ($<10 \mu\text{g L}^{-1}$) para todos los estanques estudiados, los valores de pH registrados presentan aguas alcalinas con valores que experimentan pocas variaciones, en torno a 8 y 8,5 unidades. Además, el agua presenta una alta transparencia lo cual promueve un alto porcentaje de SM en los estanques, así como porcentajes de O_2 elevados, lo que puede ser atribuidos a la actividad fotosintética de estos productores primarios.

Las concentraciones de TP fueron altas, entre un rango de $35,4 \mu\text{g L}^{-1}$ en Orcera y $206,7 \mu\text{g L}^{-1}$ en Casillas, en comparación con los bajos valores de biomasa registradas. Finalmente, el período de inundación difiere entre los humedales estudiados, evidenciando un menor tiempo de duración en los humedales de Ardal y Santisteban que son aquellos que se secan estacionalmente, mientras que el período más largo se registró en Castillo siendo el primer humedal en inundarse.

En comparación con los valores iniciales, se observan diferencias entre humedales, sin embargo, no se observa un patrón claro en los datos de las variables ambientales cuando se reducen las precipitaciones, no obstante, cabe destacar los días de inundación cuando la precipitación se reduce a un 75%, en Castillo se registró el período más largo con 204 días y el menor se registró en Ardal con 72 días. Si las precipitaciones se reducen a un 50%, los humedales más afectados serían Castillo, Ardal, Hituelo y Casillas, con 81, 52, 38 y 82 días respectivamente. Sin embargo, los cambios más extremos se observaron al 25%, registrando mayor tiempo de inundación en Orcera con 47 días y el menor tiempo registrado en Hituelo con 8 días.

Tabla 8. variables limnológicas medidas en los humedales estudiados, valores medio y desviación estándar, resultados iniciales (100%), se muestran también resultados al (75, 50 y 25%) para cada una de las variables estudiadas en los humedales seleccionados, en un supuesto de que ocurran reducción de las precipitaciones.

100%	Castillo	Orcera	Ardal	Santisteban	Hituelo	Quinta	Casillas
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	144 $\pm$ 55	444 $\pm$ 126	116 $\pm$ 52	454 $\pm$ 128	343 $\pm$ 74	561 $\pm$ 199	236 $\pm$ 44
pH	8,3 $\pm$ 0,6	8,1 $\pm$ 0,5	8,1 $\pm$ 0,8	7,8 $\pm$ 0,2	8,1 $\pm$ 0,4	8,5 $\pm$ 0,7	8,5 $\pm$ 0,6
Turbidez (NTU)	28 $\pm$ 67	6 $\pm$ 4	31 $\pm$ 25	71 $\pm$ 96	20 $\pm$ 24	11 $\pm$ 6	32 $\pm$ 44
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	8,91 $\pm$ 7,46	7,64 $\pm$ 4,57	7,23 $\pm$ 3,55	8,55 $\pm$ 2,97	7,76 $\pm$ 10,08	8,82 $\pm$ 8,56	6,98 $\pm$ 5,06
SM (%)	80 $\pm$ 19	88 $\pm$ 14	65 $\pm$ 17	56 $\pm$ 27	54 $\pm$ 14	66 $\pm$ 23	64 $\pm$ 28
Área (ha)	1,94 $\pm$ 1,24	1,68 $\pm$ 1,24	0,14 $\pm$ 0,09	5,10 $\pm$ 5,20	16,82 $\pm$ 4,82	22,81 $\pm$ 3,45	3,62 $\pm$ 1,14
Profundidad (cm)	148 $\pm$ 61	172 $\pm$ 78	29 $\pm$ 9	27 $\pm$ 17	179 $\pm$ 52	20,0 $\pm$ 51	242 $\pm$ 87
Profundidad Secchi (cm)	94 $\pm$ 54	172 $\pm$ 78	29 $\pm$ 9	15 $\pm$ 6	111 $\pm$ 65	146 $\pm$ 69	113 $\pm$ 76
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	17,07 $\pm$ 8,17	14,43 $\pm$ 7,63	16,28 $\pm$ 6,51	14,68 $\pm$ 5,93	20,50 $\pm$ 7,85	20,37 $\pm$ 7,01	17,81 $\pm$ 7,10
O ₂ (%)	87,8 $\pm$ 17,94	77,6 $\pm$ 17,1	116,4 $\pm$ 32,8	74,5 $\pm$ 14,4	92,0 $\pm$ 10,0	82,7 $\pm$ 15,6	82,6 $\pm$ 21,7
MO (mg L ⁻¹)	3,9 $\pm$ 2,8	3,5 $\pm$ 2,5	8,2 $\pm$ 5,4	8,5 $\pm$ 3,7	4,2 $\pm$ 2,0	6,1 $\pm$ 4,9	3,8 $\pm$ 3,9
TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	57,8 $\pm$ 44,1	35,4 $\pm$ 23,5	150,9 $\pm$ 87,0	122,3 $\pm$ 80,4	55,5 $\pm$ 33,6	49,1 $\pm$ 22,1	206,7 $\pm$ 155,3
TN (mg L ⁻¹)	1,1 $\pm$ 0,3	1,1 $\pm$ 0,8	2,0 $\pm$ 1,0	1,6 $\pm$ 0,7	0,7 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 0,6	1,0 $\pm$ 0,3
DWI (días)	414	353	192	171	343	340	343
75%							
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	144 $\pm$ 57	448 $\pm$ 184	122 $\pm$ 54	474 $\pm$ 125	339 $\pm$ 78	567 $\pm$ 209	239 $\pm$ 44
pH	8,3 $\pm$ 0,6	8,2 $\pm$ 0,5	8,2 $\pm$ 0,9	7,8 $\pm$ 0,2	8,1 $\pm$ 0,5	8,6 $\pm$ 0,7	8,6 $\pm$ 0,6
Turbidez (NTU)	9 $\pm$ 8	6 $\pm$ 4	27 $\pm$ 24	43 $\pm$ 60	17 $\pm$ 24	11 $\pm$ 6	24 $\pm$ 35
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	7,13 $\pm$ 3,82	8,16 $\pm$ 4,86	6,32 $\pm$ 2,86	8,33 $\pm$ 3,14	6,67 $\pm$ 9,76	9,44 $\pm$ 8,76	7,09 $\pm$ 5,30
SM (%)	81 $\pm$ 20	91 $\pm$ 11	68 $\pm$ 17	59 $\pm$ 27	56 $\pm$ 15	70 $\pm$ 20	67 $\pm$ 28
Área (ha)	0,50 $\pm$ 0,31	0,43 $\pm$ 0,32	0,03 $\pm$ 0,02	1,01 $\pm$ 1,15	4,17 $\pm$ 1,17	5,77 $\pm$ 0,87	0,90 $\pm$ 0,30
Profundidad (cm)	153 $\pm$ 60	169 $\pm$ 81	27 $\pm$ 9	24 $\pm$ 16	177 $\pm$ 40	190 $\pm$ 40	229 $\pm$ 79
Disco Secchi (cm)	104 $\pm$ 52	169 $\pm$ 81	27 $\pm$ 9	16 $\pm$ 7	120 $\pm$ 66	152 $\pm$ 69	121 $\pm$ 74
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	18,70 $\pm$ 7,79	16,19 $\pm$ 7,08	17,11 $\pm$ 6,72	15,39 $\pm$ 6,03	22,03 $\pm$ 7,71	21,30 $\pm$ 6,64	18,79 $\pm$ 6,54
O ₂ (%)	88,2 $\pm$ 19,6	77,2 $\pm$ 18,6	121,3 $\pm$ 33,0	75,5 $\pm$ 15,2	93,2 $\pm$ 44,1	83,3 $\pm$ 16,3	86,9 $\pm$ 22,6
MO (mg L ⁻¹)	3,32 $\pm$ 2,5	2,53 $\pm$ 2,7	3,42 $\pm$ 5,3	2,71 $\pm$ 4,0	9,13 $\pm$ 2,0	5,32 $\pm$ 5,1	8,60 $\pm$ 4,1
TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	44,9 $\pm$ 14,5	37,8 $\pm$ 24,9	163,3 $\pm$ 91,1	108,1 $\pm$ 75,2	50,1 $\pm$ 34,1	48,0 $\pm$ 23,0	195,4 $\pm$ 157,7
TN (mg L ⁻¹)	1,1 $\pm$ 0,1	1,2 $\pm$ 0,9	2,1 $\pm$ 1,1	1,6 $\pm$ 0,7	0,7 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 0,6	1,0 $\pm$ 0,3
DWI (días)	204	161	72	86	140	164	156
50%							
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	107 $\pm$ 47	381 $\pm$ 148	115 $\pm$ 44	397 $\pm$ 53	295 $\pm$ 16	524 $\pm$ 168	230 $\pm$ 36
pH	8,3 $\pm$ 1,1	8,2 $\pm$ 0,3	8,8 $\pm$ 0,7	7,8 $\pm$ 0,2	8,0 $\pm$ 0,3	8,6 $\pm$ 0,7	8,5 $\pm$ 0,6
Turbidez (NTU)	20 $\pm$ 20	20 $\pm$ 20	20 $\pm$ 20	20 $\pm$ 20	20 $\pm$ 20	20 $\pm$ 20	20 $\pm$ 20
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	7,24 $\pm$ 2,43	7,74 $\pm$ 5,32	6,51 $\pm$ 2,59	8,78 $\pm$ 3,14	4,14 $\pm$ 1,47	8,80 $\pm$ 9,05	3,96 $\pm$ 1,86
SM (%)	65 $\pm$ 26	93 $\pm$ 3	68 $\pm$ 18	33 $\pm$ 6	50 $\pm$ -	74 $\pm$ 16	50 $\pm$ 23
Área (ha)	0,63 $\pm$ 0,47	0,65 $\pm$ 0,22	0,03 $\pm$ 0,02	1,74 $\pm$ 1,51	4,82 $\pm$ 1,56	5,84 $\pm$ 0,89	1,14 $\pm$ 0,12
Profundidad (cm)	162 $\pm$ 102	220 $\pm$ 60	27 $\pm$ 12	31 $\pm$ 22	210 $\pm$ 12	195 $\pm$ 39	285 $\pm$ 56
Disco Secchi (cm)	46 $\pm$ 7	220 $\pm$ 60	27 $\pm$ 12	12 $\pm$ 5	34 $\pm$ 27	154 $\pm$ 73	110 $\pm$ 81
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	12,37 $\pm$ 0,94	18,59 $\pm$ 7,06	12,29 $\pm$ 1,05	10,16 $\pm$ 0,79	13,00 $\pm$ 2,13	26,93 $\pm$ 8,51	20,61 $\pm$ 7,00
O ₂ (%)	110,8 $\pm$ 16,5	86,8 $\pm$ 5,3	141,2 $\pm$ 34,8	87,3 $\pm$ 1,2	123,9 $\pm$ 55,6	83,2 $\pm$ 17,3	91,2 $\pm$ 19,4
MO (mg L ⁻¹)	3,6 $\pm$ 0,5	2,3 $\pm$ 2,5	9,9 $\pm$ 7,3	9,2 $\pm$ 5,9	4,9 $\pm$ 1,4	6,1 $\pm$ 5,4	3,9 $\pm$ 3,3
TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	42,9 $\pm$ 12,5	29,4 $\pm$ 14,5	197,1 $\pm$ 147,3	144,3 $\pm$ 90,6	90,1 $\pm$ 29,3	44,3 $\pm$ 20,9	294,0 $\pm$ 154,1
TN (mg L ⁻¹)	1,1 $\pm$ 0,02	0,7 $\pm$ 0,2	2,4 $\pm$ 1,1	2,1 $\pm$ 0,8	0,8 $\pm$ 0,3	0,8 $\pm$ 0,5	0,8 $\pm$ 0,2
DWI (días)	81	104	52	52	38	148	82
25%							
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	161 $\pm$ -	352 $\pm$ 205	69 $\pm$ -	421 $\pm$ -	304 $\pm$ -	457 $\pm$ 47	199 $\pm$ 8
pH	9,5 $\pm$ -	7,8 $\pm$ -	9,5 $\pm$ -	7,7 $\pm$ -	7,7 $\pm$ -	8,1 $\pm$ 0,1	8,0 $\pm$ 0,3
Turbidez (NTU)	13 $\pm$ -	8 $\pm$ 7	63 $\pm$ -	45 $\pm$ -	20 $\pm$ 5	87 $\pm$ 43	87 $\pm$ 43
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	4,56 $\pm$ -	7,48 $\pm$ 1,69	5,71 $\pm$ -	12,35 $\pm$ -	5,50 $\pm$ -	4,62 $\pm$ 1,53	5,87 $\pm$ 1,13
SM (%)	95 $\pm$ -	90 $\pm$ -	50 $\pm$ -	30 $\pm$ -	50 $\pm$ -	70 $\pm$ -	30 $\pm$ -
Área (ha)	0,09 $\pm$ -	0,58 $\pm$ 0,02	0,003 $\pm$ -	0,04 $\pm$ -	3,02 $\pm$ -	5,93 $\pm$ 0,31	1,24 $\pm$ 0,02
Profundidad (cm)	45 $\pm$ -	261 $\pm$ 13	13 $\pm$ -	7 $\pm$ -	200 $\pm$ -	220 $\pm$ 28	334 $\pm$ 9
Disco Secchi (cm)	45 $\pm$ -	261 $\pm$ 13	13 $\pm$ -	7 $\pm$ -	20 $\pm$ -	82 $\pm$ 81	15 $\pm$ 1
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	13,04 $\pm$ -	12,37 $\pm$ 0,94	12,80 $\pm$ -	10,76 $\pm$ -	11,15 $\pm$ -	15,39 $\pm$ 3,15	13,31 $\pm$ 1,16
O ₂ (%)	123,6 $\pm$ -	81,5 $\pm$ 4,5	175,0 $\pm$ -	85,9 $\pm$ -	184,7 $\pm$ -	95,5 $\pm$ 11,2	80,9 $\pm$ 0,4
MO (mg L ⁻¹)	3,8 $\pm$ -	5,0 $\pm$ 2,8	15,5 $\pm$ -	5,6 $\pm$ -	5,5 $\pm$ -	1,8 $\pm$ 1,4	6,6 $\pm$ 2,7
TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	30,4 $\pm$ -	34,6 $\pm$ 5,9	301,3 $\pm$ -	109,6 $\pm$ -	92,9 $\pm$ -	40,8 $\pm$ 14,7	455,4 $\pm$ 11,8
TN (mg L ⁻¹)	1,1 $\pm$ -	0,6 $\pm$ -	3,2 $\pm$ -	1,8 $\pm$ -	1,0 $\pm$ -	0,7 $\pm$ 0,2	0,9 $\pm$ 0,1
DWI (días)	26	47	11	11	8	33	24

4.3. Especies estudiadas

La presencia de taxones encontrados en los humedales estudiados, se representan en la tabla 9. En total se registraron 36 especies, de las cuales 20 especies corresponden a branquiópodos y 16 especies a copépodos. Los taxones más frecuentes de branquiópodos en términos de presencia fueron *Simicephalus expinosus*, *Moina brachiata*, *Macrothrix hirsuticornis*, *Dunhevedia crassa* y *Ceriodaphnia quadrangula*.

Las especies de branquiópodos registradas en Ardal, Santisteban e Hituelo presentaron una reducción en su número a partir del 50 y 25%, las especies que desaparecieron a un 50% en Ardal fueron *Simocephalus vetulus* y *Macrothrix hirsuticornis*, mientras que Hituelo y Santisteban son los que registraron una mayor reducción de las especies en comparación de las que se encontraban originalmente, apareciendo solo *Ceriodaphnia dubia* en el caso de Hituelo y *Pleuroxus letourneuxi* y *Chirocephalus diaphanus* en el caso de Santisteban a una reducción del 25%. En los demás humedales Castillo, Orcera, Quinta y Casillas las diferencias se dan generalmente a nivel del 25%,

En cuanto a las especies de copépodos se observa una reducción a partir del 50 y 25%. En Castillo las especies que desaparecen a partir del 50% son *Macrocyclops albidus*; al 25% de reducción desaparece *Diaptomus cyaneus* y *Canthocamptus microstaphylinus*. En el caso de Orcera solo desapareció *Canthocamptus staphylinus* en la reducción porcentual del 25%, Ardal no presentó pérdida de especies en ninguno de los niveles, mientras que la especie *Metacyclops minutus*, desapareció en Santisteban a partir de una reducción del 50%, lo que indica que existe un hidroperíodo más corto en Santisteban por tal motivo *Metacyclops minutus* desaparece en este humedal, pero no desaparece en Hituelo, Quinta ni Casillas. En Hituelo desaparecieron *Neolovenula alluaudi* y *Acanthocyclops kieferi* a partir del 50% y *Tropocyclops prasinus* a una reducción porcentual del 25%, *Neolovenula alluaudi* desaparece muy rápido en Hituelo y en Quinta, mientras que en Casillas no desapareció en ninguno de los niveles porcentuales. En Quinta *Neolovenula alluaudi* aparece a mayores días de inundación por tal motivo desapareció al 75% de reducción, y en Casillas *Cyclops strenuus* desaparece a partir del 50%.

Tabla 9. Diversidad de zooplancton observados en este estudio, con las respectivas reducciones porcentuales de precipitación (75,50 y 25%), *taxones frecuentes; **taxones más abundantes.

BRANQUIÓPODOS	CASTILLO								COPÉPODOS
	100%	75%	50%	25%	100%	75%	50%	25%	
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	<i>Acanthocyclops vernalis</i>
<i>Chydorus sphaericus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	* <i>Metacyclops minutus</i>
* <i>Simicephalus exspinosus</i>	X	X	X	X	X	X	X		<i>Diaptomus cyaneus</i>
<i>Daphnia hispanica</i>	X	X	X		X	X			<i>Macrocyclus albidus</i>
<i>Daphnia curvirostris</i>	X	X	X		X	X	X		<i>Canthocamptus microstaphylinus</i>
ORCERA									
<i>Chydorus sphaericus</i>	X	X	X		X	X	X	X	<i>Acanthocyclops vernalis</i>
<i>Daphnia hispanica</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	<i>Diaptomus cyaneus</i>
** <i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	X	X	X	X	X	X	X		<i>Canthocamptus staphylinus</i>
<i>Simocephalus vetulus</i>	X	X	X		X	X	X	X	<i>Canthocamptus microstaphylinus</i>
<i>Chirocephalus diaphanus</i>	X	X	X	X					
ARDAL									
<i>C. quadrangula</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	<i>Metacyclops minutus</i>
<i>Simocephalus vetulus</i>	X	X			X	X	X	X	** <i>Cyclops insignis</i>
* <i>Moina brachiata</i>	X	X	X		X	X	X	X	<i>Calanoida</i>
* <i>Macrothrix hirsuticornis</i>	X	X							
<i>Branchipus schaefferi</i>	X	X	X	X					
SANTISTEBAN									
<i>Daphnia hispanica</i>	X	X	X		X	X			<i>Metacyclops minutus</i>
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	X	X	X		X	X	X	X	<i>Cyclops insignis</i>
<i>Simocephalus vetulus</i>	X	X	X						
<i>Moina brachiata</i>	X	X	X						
<i>Macrothrix hirsuticornis</i>	X	X	X						
<i>Pleuroxus letourneuxi</i>	X	X	X	X					
<i>Alona azorica</i>	X	X							
<i>Dunhevedia crassa</i>	X	X							
<i>Chirocephalus diaphanus</i>	X	X	X	X					
HITUELO									
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	X				X	X	X	X	<i>Metacyclops minutus</i>
<i>Simicephalus exspinosus</i>	X	X	X		X	X			<i>Neolovenula alluaudi</i>
<i>Moina brachiata</i>	X	X			X	X			<i>Acanthocyclops kieferi</i>
<i>Macrothrix hirsuticornis</i>	X	X			X	X	X	X	<i>Arctodiaptomus wierzejskii</i>
<i>Dunhevedia crassa</i>	X	X			X	X	X		<i>Tropocyclops prasinus</i>
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	X	X	X	X					
<i>Daphnia magna</i>	X	X	X						
<i>Alona quadrangularis</i>	X	X							
<i>Tretocephala ambigua</i>	X	X							
QUINTA									
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	X	X	X		X	X	X	X	<i>Metacyclops minutus</i>
<i>Simicephalus exspinosus</i>	X	X	X	X	X				<i>Neolovenula alluaudi</i>
<i>Moina brachiata</i>	X	X	X	X	X	X	X		<i>Cyclops vicinus</i>
<i>Macrothrix hirsuticornis</i>	X	X	X	X	X	X	X		<i>Acanthocyclops venustus</i>
<i>Dunhevedia crassa</i>	X	X	X		X	X	X	X	<i>Arctodiaptomus wierzejskii</i>
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	<i>Arctodiaptomus salinus</i>
<i>Daphnia magna</i>	X	X	X	X					
<i>Pleuroxus aduncus</i>	X	X	X	X					
<i>Leydigia acanthocercoides</i>	X								
CASILLAS									
<i>Simicephalus exspinosus</i>	X	X	X		X	X	X	X	<i>Metacyclops minutus</i>
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	<i>Cyclops insignis</i>
<i>Moina brachiata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	<i>Neolovenula alluaudi</i>
<i>Macrothrix hirsuticornis</i>	X	X	X	X	X	X			<i>Cyclops strenuus</i>
<i>Dunhevedia crassa</i>	X	X	X		X	X	X	X	<i>Arctodiaptomus wierzejskii</i>
<i>Daphnia magna</i>	X	X	X	X					
<i>Alona quadrangularis</i>	X	X	X						
<i>Chirocephalus diaphanus</i>	X	X	X	X					

4.4. Parámetros anuales de la comunidad de zooplancton

La riqueza acumulada total de especies, oscila entre un mínimo de 8 especies en Ardal y un máximo de 15 especies en Quinta, la mayor variación entre la aparición de especies verano-invierno se registró en Casillas con 10 y 3 especies respectivamente, también se puede observar que la riqueza total de especie es proporcional a la reducción porcentual, evidenciando un menor número de especies a una reducción del 25%. Los humedales en estudio muestran diferencias significativas (Tabla 10) destacando una mayor abundancia de copépodos sobre branquiópodos, no se observa un patrón claro en cuanto a los demás valores de las reducciones porcentuales debido que a un menor porcentaje se han registrado incluso valores más altos que los iniciales, también se destacan bajos valores de diversidad y equidad como valores iniciales, pero tampoco se observa un patrón claro en las reducciones de los demás porcentajes. En cuanto a las relaciones Cal:Cycl+Cla, GranCla:TotCla, también se registraron en la mayoría de los humedales bajos valores, lo cual se corresponde con bajos valores de biomasa total, esta tendencia se observa en los demás resultados.

Tabla 10. Media anual y desviación estándar de los parámetros de biodiversidad y equidad de la comunidad de zooplancton en los estanques estudiados

Humedales	Riqueza de especies (R)	Abundancia de copépodos	Branquiópodos Abundancia	Índice de diversidad Shannon-Winer (H)	Índice de Equitability de Pielou (J)	Índice de dominancia a Simpson (D)	Cal:Cycl+Cla	GranCla:TotCla	Total Biomasa
Castillo	10	49,60±130,19	1,67±4,35	0,71±0,29	0,49±0,20	0,39±0,16	0,0042±0,0094	0,534±0,403	0,36±0,64
Orcera	9	65,73±148,89	19,39±63,57	0,6±0,35	0,39±0,22	0,33±0,20	0,4706±0,7265	0,287±0,235	0,50±0,94
Ardal	8	393,35±656,58	42,59±84,55	0,61±0,24	0,51±0,28	0,37±0,19	0,0995±0,0547	0,002± -	0,0017±0,0015
Santisteban	11	890,8±967,15	18,36±34,63	0,3±0,33	0,20±0,19	0,15±0,20	-	0,087±0,082	1,74±3,12
Hituelo	14	38,35±98,84	0,89±2,58	0,46±0,43	0,28±0,27	0,26±0,27	19,4278±26,6473	0,101±0,104	0,24±0,46
Quinta	15	271,59±909,66	11,21±31,80	0,56±0,43	0,40±0,33	0,30±0,25	0,0014±0,0014	0,334±0,250	0,04±0,03
Casillas	13	19,84±50,05	1,85±3,91	0,56±0,30	0,37±0,24	0,30±0,17	19,8767±28,1798	0,134±0,170	0,10±0,13
75%									
Castillo	10	52,18±139,15	1,70±4,43	0,71±0,31	0,47±0,21	0,39±0,18	0,0042±0,0094	0,534±0,403	0,18±0,26
Orcera	9	81,26±166,19	23,17±63,57	5,40±0,37	3,70±0,25	3,03±0,23	0,6322±0,8802	0,196±0,193	0,33±0,83
Ardal	8	458,59±697,67	48,65±89,67	0,61±0,26	0,52±0,30	0,38±0,21	0,0995±0,0547	0,002± -	0,0019±0,0015
Santisteban	11	1107,45±966,58	19,03±35,10	0,32±0,35	0,21±0,20	0,16±0,21	-	0,087±0,082	1,98±3,29
Hituelo	13	38,77±107,30	1,12±2,92	0,51±0,46	0,32±0,29	0,30±0,28	22,2027±27,5057	0,093±0,124	0,28±0,50
Quinta	13	309,29±970,84	11,85±33,73	0,53±0,44	0,39±0,35	0,27±0,25	0,0018±0,0015	0,385±0,230	0,03±0,03
Casillas	13	21,67±53,63	2,09±4,10	0,61±0,27	0,41±0,22	0,33±0,15	13,4699±24,6601	0,144±0,184	0,11±0,13
50%									
Castillo	9	27,74±43,71	3,53±6,79	0,50±0,05	0,50±0,06	0,93±0,07	0,0003±0,0002	0,451±0,498	0,24±0,40
Orcera	9	3,16±4,59	0,84±2,73	0,34±0,18	0,39±0,06	0,59±0,28	0,8377±0,9532	0,194±0,266	0,03±0,03
Ardal	6	229,03±268,88	27,10±52,16	0,50±0,03	0,71±0,06	0,74±0,11	0,0608± -	-	0,0022±0,0022
Santisteban	8	957,98±771,14	10,07±30,18	0,08±0,09	0,14±0,06	0,18±0,16	-	0,123±0,124	3,58±5,03
Hituelo	6	136,87±192,97	1,28±1,48	0,56±0,06	0,65±0,06	0,93±0,23	1,1781±0,0325	0,225±0,059	0,73±0,810
Quinta	13	331,59±1006,75	11,26±34,83	0,26±0,26	0,39±0,06	0,51±0,47	0,0018±0,0015	0,461±0,151	0,03±0,03
Casillas	12	30,94±64,18	2,18±4,46	0,37±0,15	0,35±0,06	0,73±0,28	3,4507±2,6967	0,144±0,222	0,20±0,11
25%									
Castillo	5	76,22±58,92	7,63±11,83	0,89± -	0,55± -	0,49± -	-	0,014± -	0,0006± -
Orcera	6	1,30±0,92	0,009±0,015	0,69± 0,11	0,44± 0,01	0,45± 0,04	1,1716±1,0716	0,500± -	0,05±0,06
Ardal	5	395,00±304,42	1,40±1,01	0,87± -	0,54± -	0,54± -	0,0608± -	-	0,005± -
Santisteban	3	-	57,20±75,24	0,35± -	0,32± -	0,19± -	-	-	9,38± -
Hituelo	3	384,25±48,44	-	0,69± -	0,63± -	0,50± -	1,1943± -	-	0,30± -
Quinta	9	989,41±1790,86	27,23±52,55	0,24± 0,11	0,13± 0,06	0,10± 0,05	0,0011±0,0012	0,603±0,054	0,04±0,05
Casillas	9	69,79±107,44	3,53±7,46	0,78± -	0,36± -	0,42± -	0,1209± -	0,004± -	0,28±0,07

4.5. Coeficiente de correlación de Spearman

Los resultados significativos del análisis de correlación se muestran en la (Tabla 11), entre los parámetros de zooplancton y las variables ambientales, se puede observar que la clorofila (Chl-a), cobertura por macrófitos (SM), área del humedal, profundidad, materia orgánica (MO) y la concentración de nitrógeno total (TN), son los datos que contribuyen en mayor medida en la explicación de los parámetros de la comunidad.

Existe una correlación negativa entre la riqueza total (copépodos y branquiópodos) con la Chl-a, y su vez con NT y SM, por otra parte, se correlacionó positivamente con los parámetros morfométricos tales como el área y la profundidad. La correlación negativa entre SM, DWI, con la riqueza de copépodos, indican que se simplifica la comunidad en cuanto el número de especies; también se registró una correlación negativa con la temperatura y el pH, en cambio con la turbidez se correlacionó positivamente. Por otra parte, tanto la riqueza de copépodos y branquiópodos presentan una correlación negativa con el área, la profundidad y la profundidad de Secchi; en cambio presentó una correlación positiva con la materia orgánica y con la concentración total de fósforo y nitrógeno.

El índice de diversidad Shannon y el índice de dominancia de Simpson presentaron una correlación negativa con la clorofila (indicativo de un mayor nivel de eutrofia), en cambio, el índice de equitatividad mostró una correlación positiva con la cobertura de macrófitos y negativa con el área. Por otra parte la relación Cal:Cycl+Cla mostró una correlación negativa con la concentración total de nitrógeno; mientras que la relación GranCla:TotCla presentó una relación negativa con la materia orgánica. No se obtuvo correlación significativa de la biomasa total con ninguno de los parámetros del zooplancton.

En las correlaciones basadas en los en los diferentes porcentajes, cabe destacar el de una reducción del 25%, las correlaciones más significativas se observan en el índice de biodiversidad de Shannon, índice de dominancia de Simpson y el índice de equitatividad, los mismos que se correlacionan negativamente con la conductividad. Por otra parte, la riqueza de copépodos y la riqueza de branquiópodos presentaron una correlación positiva con la temperatura.

Tabla 11. Correlación de Spearman entre parámetros de zooplancton y variables ambientales. *p<0,05: **p<0,01; ***p<0,001

	Conductividad	pH	Turbidez (NTU)	Chl-a	SM	Área	Profundidad	Disco Secchi	Temperatura (°C)	%O2	MO	TP	TN	DWI (días)
Riqueza total copépodos		-0,337**	0,355**	-0,299**	-0,340**	0,278*	0,386***	-0,658***	-0,326**		0,528***	0,315**	-0,310*	-0,230*
Branquiópodos					-0,260*	-0,283*	-0,474***	-0,398***			0,338**	0,265*	0,334**	
Shannon				-0,275*		-0,281*	-0,301*						0,276*	
Equitability (J)					0,270*	-0,237*								
Simpson (D)				-0,253*										
Cal:Cycl+Cla													-0,376*	
GranCla:TotCla											-0,326*			
Biomasa total														
75%														
Riqueza total copépodos		-0,346*	0,442***	-0,291*	-0,339*	0,278*	0,332*	-0,718***	-0,356**		0,530***	0,364**	-0,346*	-0,269*
Branquiópodos			0,341*		-0,298*	-0,267*	-0,479***	-0,517***	-0,275*		0,383**	0,403**	0,353**	-0,312*
Shannon				-0,274*		-0,267*	-0,335*						0,304*	
Equitability (J)														
Simpson (D)														
Cal:Cycl+cla													-0,429*	
GranCla:TotCla														
Biomasa total					-0,274*									
50%														
Riqueza total copépodos			0,704***		-0,510**		0,462*	-0,727***			0,360*	0,468*	0,558**	-0,490**
Branquiópodos			0,480*		-0,414*			-0,525**				0,395*		
Shannon	-0,556**			-0,362*			0,365*							
Equitability (J)	-0,398*													
Simpson (D)	-0,529**													
Cal:Cycl+cla														
GranCla:TotCla														
Biomasa total			0,384*		-0,621***							0,419*		
25%														
Riqueza total copépodos									0,770*					
Branquiópodos									0,667*					
Shannon	-0,967***										0,667*			
Equitability (J)	-0,783													
Simpson (D)	-0,917***										0,667*			
Cal:Cycl+cla														
GranCla:TotCla														
Biomasa total		-0,657*			-0,725*							-0,900*		

4.6. Análisis CCA

Los resultados iniciales (100%) del análisis de correspondencia canónica (CCA), indican que los tres primeros ejes explican un 22,8% de la varianza total de la relación especie-ambiente. El primer eje con 8,9% presentó una correlación positiva con la turbidez y TP, mientras que se correlacionó negativamente con DWI. El segundo eje con 8,3% estuvo correlacionado positivamente con TN y negativamente con el pH, área, profundidad, profundidad de Secchi y la temperatura. Finalmente, el tercer eje con 5,6% se correlacionó negativamente con la conductividad, Chl-a y MO, mientras que con la cobertura de macrófitos sumergidos y O₂ se correlacionó positivamente. Los ejes considerados presentaron un resultado significativo ($p < 0,001$, Tabla 12).

En los resultados del CCA al 75%, los tres primeros ejes explican un 24,5% de la varianza total. El primer eje con 9,1 está correlacionado positivamente con el pH, la profundidad, la profundidad de Secchi, la temperatura y el DWI, y negativamente con la MO, TP y TN, las especies que están correlacionadas significativamente con este eje fueron los copépodos *Cyclops insignis* y *Calanoida*, seguido del branquiópodo *Chirocephalus diaphanus*. El segundo eje con 8,6% se correlacionó negativamente con la turbidez y el área del humedal y positivamente el SM, las especies relacionadas significativamente con este eje fueron los copépodos *Acanthocyclops vernalis* y *Arctodiaptomus wierzejskii*. El tercer eje con 6,8 se correlacionó negativamente con la conductividad, Chl-a y positivamente se correlacionó con el O₂.

Los resultados del CCA (50%), los tres primeros ejes explican una varianza de 36,6%, el primer eje con 13,2% esta correlacionado positivamente con la clorofila y DWI, negativamente se correlacionó con el O₂. El segundo eje con 12,6 presento una correlación negativa con el pH, SM, profundidad, profundidad de Secchi, y una correlación positiva con la turbidez, MO y TN. Mientras que el tercer eje con el 10,8% se correlaciono negativamente con la conductividad, el área y la temperatura.

Tabla 12. Resumen del análisis CCA entre ensamblaje de zooplankton y variables ambientales, los valores en negrita reflejan relación significativa para cada eje.

100%	Axis 1	Axis 2	Axis 3
<i>Axis summary statistics</i>			
Eigenvalue	0,659	0,611	0,410
P-value	0,001	0,001	0,001
% of variance explained	8,9	8,3	5,6
Cumulative % explained	8,9	17,2	22,8
Pearson Correlation Spp-Evento*	0,918	0,893	0,857
p-value	0,001	0,001	0,001
<i>Correlations of environmental variables and canonical axes (Intrasect correlation of terBraak, 1986)</i>			
Conductividad (micro S)	-0,030	-0,277	-0,563
pH	-0,038	-0,258	0,201
Turbidez (FTU)	0,502	0,060	0,197
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	-0,106	0,221	-0,366
SM	-0,514	0,143	0,177
Área (ha)	0,496	-0,819	-0,079
Profundidad (cm)	-0,273	-0,875	0,237
Profundidad Secchi (cm)	-0,535	-0,647	-0,088
Temperatura (C°)	0,187	-0,036	-0,126
% O ₂	0,392	-0,046	0,429
MO (g/L)	0,269	0,394	-0,389
TP (micro g/l)	0,317	0,226	-0,077
TN (mg/l)	0,016	0,482	-0,263
DWI	-0,642	-0,264	-0,475
75%	Axis 1	Axis 2	Axis 3
<i>Axis summary statistics</i>			
Eigenvalue	0,660	0,623	0,489
P-value	0,001	0,001	0,001
% of variance explained	9,1	8,6	6,8
Cumulative % explained	9,1	17,7	24,5
Pearson Correlation Spp-Evento*	0,935	0,886	0,900
p-value	0,001	0,001	0,001
<i>Correlations of environmental variables and canonical axes (Intrasect correlation of terBraak, 1986)</i>			
Conductividad (micro S)	0,117	-0,234	-0,472
pH	0,261	-0,122	0,144
Turbidez (FTU)	-0,437	-0,27	0,215
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	-0,039	0,146	-0,58
SM	0,372	0,403	0,025
Área (ha)	0,131	-0,942	0,052
Profundidad (cm)	0,744	-0,5	0,295
Profundidad Secchi (cm)	0,83	-0,214	-0,05
Temperatura (C°)	0,123	0,027	-0,239
% O ₂	-0,285	-0,291	0,415
MO (g/L)	-0,467	0,082	-0,476
TP (micro g/l)	-0,358	0,019	-0,116
TN (mg/l)	-0,275	0,374	-0,337
DWI	0,607	0,192	-0,482
50%	Axis 1	Axis 2	Axis 3
<i>Axis summary statistics</i>			
Eigenvalue	0,760	0,725	0,619
P-value	0,008	0,001	0,001
% of variance explained	13,2	12,6	10,8
Cumulative % explained	13,2	25,9	36,6
Pearson Correlation Spp-Evento*	0,964	0,980	0,922
p-value	0,023	0,001	0,003
<i>Correlations of environmental variables and canonical axes (Intrasect correlation of terBraak, 1986)</i>			
Conductividad (micro S)	0,294	-0,035	-0,486
pH	0,043	-0,147	0,192
Turbidez (FTU)	-0,365	0,529	-0,282
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0,641	0,498	-0,184
SM	0,230	-0,493	0,152
Área (ha)	0,011	-0,424	-0,742
Profundidad (cm)	0,045	-0,847	-0,045
Profundidad Secchi (cm)	0,302	-0,646	0,132
Temperatura (C°)	0,040	-0,145	-0,191
% O ₂	-0,359	0,015	0,038
MO (g/L)	0,250	0,581	-0,189
TP (micro g/l)	-0,148	0,244	0,010
TN (mg/l)	0,083	0,681	-0,023
DWI	0,482	-0,149	0,124

Resultado del CCA 100%

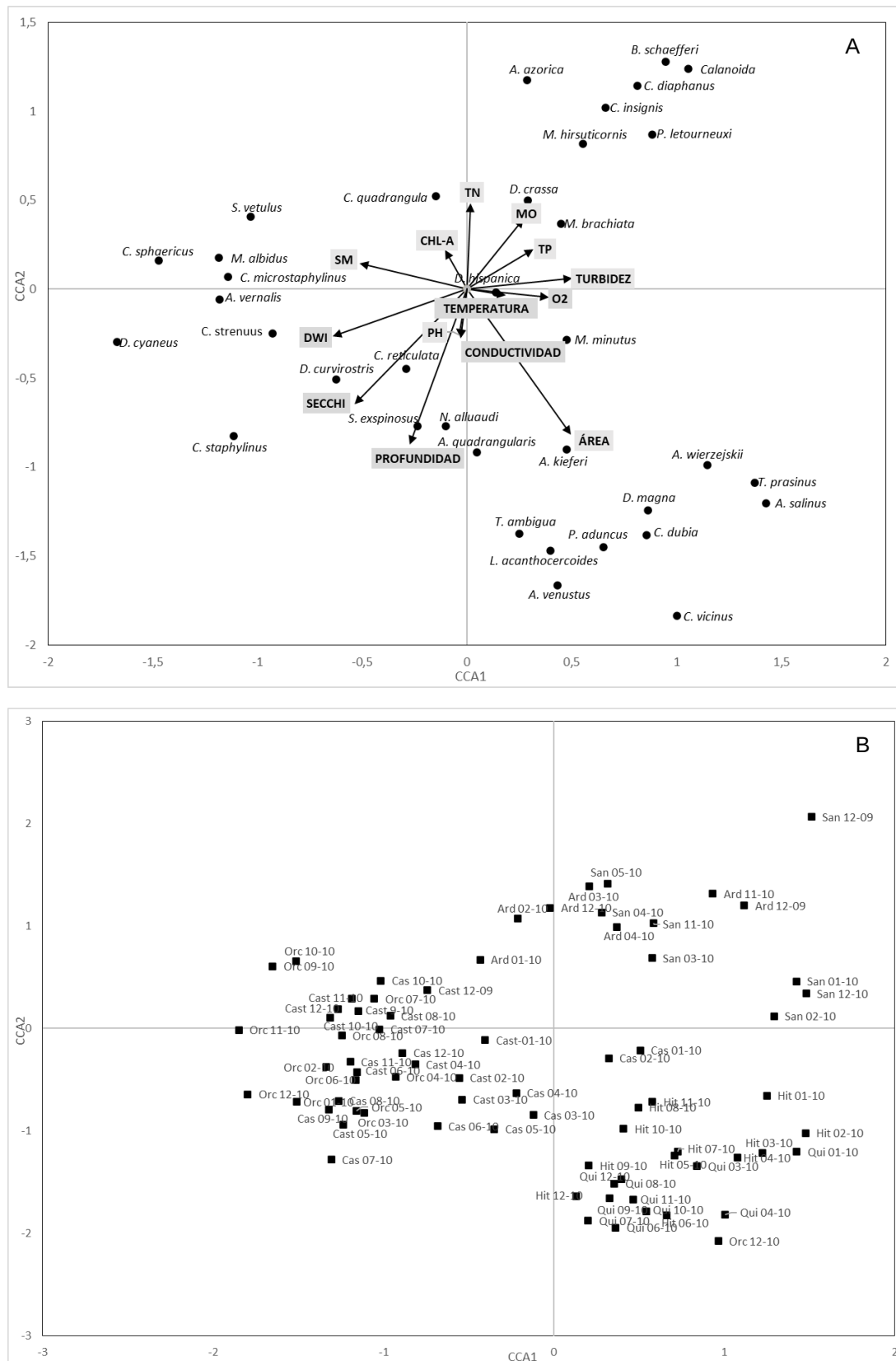


Figura 10. Resultados del CCA (100%) obtenidos para el conjunto de los siete humedales estudiados. (A) Representación de los puntos de muestreo (cuadrados); taxones de zooplankton (círculos grises) y variables ambientales (flechas). (B) representación de los puntos de muestreo (humedal y fecha: mes y año en números). Obtenido de (Gilbert *et al.*, 2021).

Resultados del CCA 75%

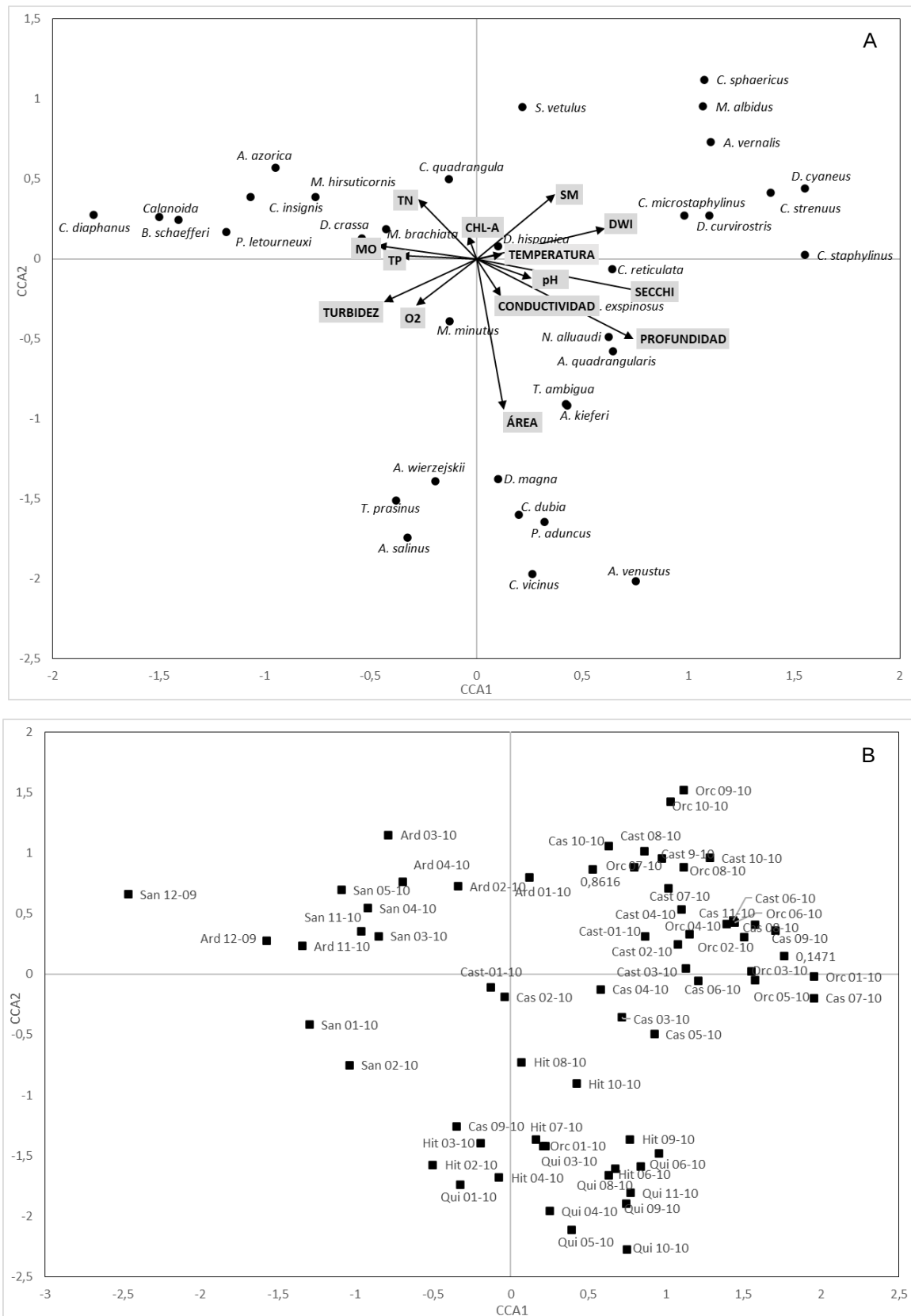


Figura 11. Resultados del CCA (75%) obtenidos para el conjunto de los siete humedales estudiados. (A) Representación de los taxones de zooplancton (círculos grises) y variables ambientales (flechas). (B) representación de los puntos de muestreo (humedal y fecha: mes y año en números).

CCA2

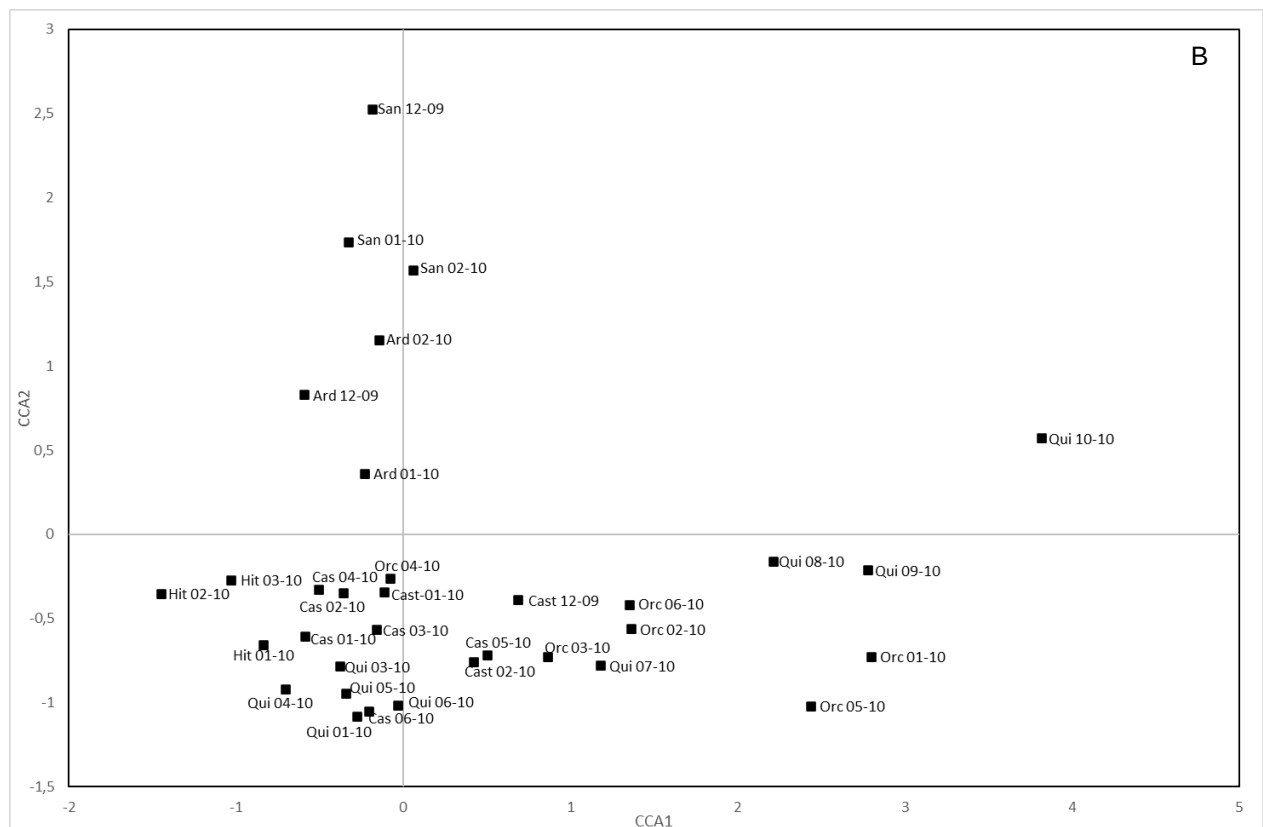
CCA1

Environmental variables (arrows):

- TURBIDEZ
- TP
- O2
- TEMPERATURA
- AREA
- PROFUNDIDAD
- TN
- MO
- CHL-A
- CONDUCTIVIDAD
- DWI
- SM
- SECC...

Species (dots):

- C. diaphanus*
- P. letourneuxi*
- C. insignis*
- B. schaefferi*
- S. vetulus*
- C. quadrangula*
- M. hirsuticornis*
- T. prasinus*
- A. wierzejskii*
- C. dubia*
- N. alluaui*
- A. quadrangularis*
- M. brachiata*
- D. magna*
- D. crassa*
- C. vicinus*
- A. salinus*
- S. eximiosus*
- D. microstaphylinus*
- C. sphaericus*
- A. vernalis*
- P. aduncus*
- C. staphylinus*
- D. curvirostris*
- A. venustus*
- C. reticulata*
- D. cyaneus*



34

5. DISCUSIÓN

Al tratarse de un territorio con grandes contrastes litológicos y climáticos, los humedales de la zona estudiada presentan una alta diversidad, configurando una limnología de aguas de pequeños volúmenes particularmente rica y variada (Shipman y Rajkovic, 2019), que van desde agua dulce a hipersalina y comprende un gradiente de sistemas temporales (Gilbert *et al.*, 2021). Estos sistemas acuáticos son propensos a fluctuaciones estacionales en los niveles de agua (variación intraanual), lo que provoca variaciones en los parámetros abióticos como el pH, el oxígeno, nutrientes, temperatura, conductividad, entre otros (Van den Broeck *et al.*, 2015). Variaciones de un año a otro (variación interanual) dependiendo de las condiciones climáticas (Waterkeyn *et al.*, 2008). Bajo este contexto es fundamental el uso de bioindicadores para monitorear cambios en estos ecosistemas, siendo el zooplancton un grupo modelo (Gilbert *et al.*, 2021), ya que son muy sensibles a cambios en las variables como salinidad, hidrología, contaminación y modificación del hábitat (Van den Broeck *et al.*, 2015) entre otros.

En cuanto a los resultados de los mapas temáticos, en un escenario climático de reducción de las precipitaciones y aumento de temperaturas, algunos humedales podrían cambiar sus características y con ello, su funcionamiento ecosistémico. Puesto que, la reducción de la cantidad de agua disponible reduce la calidad de ésta, aumenta la salinización, aumenta los períodos de sequía y, con ello, la disminución de la disponibilidad de hábitats (Sánchez *et al.*, 2018).

Los modelos han evidenciado que los humedales potencialmente afectados son lo que se encuentra en la parte noreste de la provincia (Castillo y Orcera), en el supuesto caso de que se reduzca un 25% de las precipitaciones, en esta área es donde también se incrementaría más la temperatura al igual que en la parte suroeste, esto sumaría a los humedales de Quinta, Hituelo y Casillas, siendo los más afectados por la variabilidad climática. Así, la región geográfica perdería la singularidad de espacios y especies, esto provoca una merma de su biodiversidad (Sánchez *et al.*, 2018).

Según la mayoría de los modelos regionales de cambio climático en Europa, es probable que las temperaturas medias anuales aumenten más que el incremento medio global. En invierno es probable que el mayor calentamiento se produzca en el norte de Europa. En verano se espera que las temperaturas máximas aumenten más en el sur de Europa. Por lo consiguiente, se espera que la precipitación anual aumente en el norte de Europa, pero disminuya en la mayor parte del sur de Europa (Junk *et al.*, 2013).

Evidentemente si se producen cambios en los niveles de precipitación, podrían causar modificaciones en las variables ambientales y limnológicas, ya sea provocando cambios en el

hidroperíodo, variaciones de salinidad o en general cambiando la composición de las aguas, todos estos cambios son un factor clave para la existencia o ausencia de las especies de zooplancton.

Los resultados obtenidos en este estudio muestran las diferencias que presentan los humedales tanto en las variables ambientales, así como también en las comunidades bióticas (comunidad de zooplancton). Los resultados obtenidos en nuestro estudio muestran una misma tendencia que los estudios realizados por (Gilbert *et al.*, 2015; 2017), no se encontraron diferencias evidentes en las condiciones ambientales en humedales con menor hidroperíodo (Ardal y Santisteban), que se pueden englobar como estacionales-habituales. Mientras que, en los humedales Hituelo, Quinta y Casillas, Castillo y Orcera, las diferencias fueron más notables, todos ellos son estacionales-anales y con un mayor hidroperíodo, por lo que su reducción provocará el cambio a la tipología estacional-habitual y con los consecuentes cambios en las variables bióticas y abióticas anteriormente mencionadas.

Se observa una alta variabilidad intra de los humedales mediterráneos estudiados, entre las diferencias más notables están los cambios en la salinidad, cambios que se manifiestan en las distintas comunidades de zooplancton, los mismos que se encuentran adaptadas a hábitats acuáticos impredecibles (Gilbert *et al.*, 2021). En nuestro estudio también se observaron diferencia en la salinidad, sobre todo se evidenció que la abundancia de copépodos aumenta cuando las condiciones del medio se vuelven más salinas, un claro ejemplo es la especie *Arctodiaptomus wierzejskii*. Asimismo, se observaron diferencias en la composición de los conjuntos de zooplancton por causa del hidroperíodo, se registró una mayor abundancia de copépodos en humedales que experimenta un menor tiempo de inundación entre ellos Santisteban, seguido de Ardal con 171 y 192 días respectivamente, mientras que en Ardal se registró una mayor abundancia de branquiópodos. Estudios realizados en otros humedales presentaron una misma tendencia, pero relacionados con la riqueza de especies (Frisch *et al.*, 2006; Boix *et al.*, 2008), se evidenció que el número de especies que pueden coexistir aumenta directamente con el aumento de la variación ambiental, además, las diferencias interanuales en las condiciones ambientales pueden dar lugar a diferentes comunidades.

Los resultados encontrados en este estudio mostraron una alta variabilidad estacional en las poblaciones de zooplancton en los humedales, al igual que el estudio realizado por Sahuquillo y Miracle (2010), sin embargo, difieren en las fases de composición de fauna de un año a otro, la fase de llenado (otoño-invierno) está dominada por anostráceos y copépodos diaptomidos, la fase intermedia (primavera) dominada por cladóceros, coincidiendo con una fase de aguas claras, y en la fase de secado (verano) algunos cyclopoides y pequeños

cladóceros. En nuestro caso este patrón no es tan evidente debido a que no hay una fase de secado excepto en dos humedales, y al igual que un estudio realizado por Gilbert *et al.*, (2021), los copépodos fueron el grupo más abundantes en todos los humedales, vale mencionar que para poder evidenciar diferencias que no se han manifestado en algunos humedales estudiados, se requiere una serie de datos a largo plazo, puesto que, muchos taxones y especies están adaptadas a la disponibilidad y a largos períodos de escasez de agua (Perennou, 2018).

En los humedales temporales son característicos las especies de grandes branquiópodos, siendo especies faunísticas características los grandes branquiópodos (anostráceos) (Alonso, 1985; Miracle *et al.*, 2007), puesto que, son organismos adaptados a aguas temporales o ambientes extremos, su éxito se basa en colonizar aguas efímeras de duración imprevisible ya sea en las etapas iniciales de la sucesión ecológica (Borja *et al.*, 2009).

En nuestro estudio, la riqueza de especies y los valores de diversidad de Shannon-Wiener (H') presentaron mayores valores, a menor período de inundación, relacionado con valores bajos de dominancia (D) y altos valores de equitatividad (J). Esto indica que la comunidad está formada por especies más generalistas. A medida que aumenta el tiempo de confinamiento se produce una inversa en los valores, puesto que la comunidad está formada por un reducido número de especies dominantes mejor adaptadas. Por otra parte, el sedimento de las lagunas estudiadas presenta bajos valores de materia orgánica como consecuencia de un aumento de la mineralización (James *et al.*, 2001).

Un estudio realizado por Brucet, (2003), sobre la estructura de la comunidad zooplanctónica, pone de manifiesto que la diversidad de especies (índice de Shannon), suele ser mayor en situaciones de inundación y tiende a disminuir con la estabilidad, por el contrario, durante el confinamiento las interacciones entre especies son más intensas, lo que lleva a la dominancia de una única especie, generalmente los calanoides. La vida de un calanoide es relativamente larga, siendo más longevos que lo cyclopoides y harpacticoides (Romero, 2010). Es evidente que los copépodos calanoides necesitan más tiempo para desarrollarse, por tal motivo son lo que se verían más afectados por las variaciones del hidroperíodo.

Alonso (1998), realizó un estudio en varios humedales de España Peninsular, donde indica que las etapas iniciales de colonización de los humedales caracterizada por una mayor turbidez y menor salinidad, está dominada por el desarrollo de *Brachinecto-Daphnietum atkinsoni*, con *Daphnia atkinsoni*, *Macrothrix hirsuticornis*, *Mixodiaptomus incrassatus* y *Chirocephalus diaphanus*. En aguas más saladas y estables aparece el *Simocephalo-Daphnietum magna*, con *Simocephalus expinosus*, *Daphnia magna*, *Pleuroxus letourneuxi* y

Arctodiaptomus wierzejskii, como especies más frecuentes. En nuestro estudio la especie *Chirocephalus diaphanus* en los humedales registrados no desaparece en ninguna de las reducciones porcentuales, debido a que es una especie que está presente al inicio de la inundación.

Los resultados obtenidos del análisis de correlación reflejan una relación negativa entre la riqueza del zooplancton y las condiciones eutróficas, resultado que también se observa en estudios realizados en humedales costeros mediterráneos (Pinto-Coelho *et al.*, 2005; Kane *et al.*, 2009). Así como también la relación negativa entre la concentración de nitrógeno total con la riqueza de zooplancton se encontraron resultados similares proporcionados por otros estudios realizados en otros humedales españoles (Badosa *et al.*, 2008). La correlación positiva en los parámetros morfométricos (área y profundidad), puede ser explicada por un mayor número de nichos disponibles. Un estudio demostró que la riqueza promedio de especies en los sistemas lenticos tendió a aumentar de sistemas pequeños y temporales a sistemas grandes y permanentes. Según la literatura (Collinson *et al.*, 1995) no siempre está claro si el grado de permanencia o el tamaño del hábitat contribuyen más al aumento de la riqueza de especies (Bilton *et al.*, 2001).

La abundancia de Branquiópodos y la abundancia de copépodos aumentaron cuando se incrementan las concentraciones de nutrientes (NT, NP) y materia orgánica en el agua, sin embargo, la carga de nutrientes en estos sistemas afecta a nivel de riqueza total; es decir, descensos de los niveles de eutrofización coinciden con aumento en términos de abundancia de zooplancton. Además, se registró una prevalencia de copépodos calanoides en aguas menos eutrofizadas, al mostrarse una correlación negativa entre la relación Cal:Cycl+Cla y NT, mientras que la relación GranCla:TotCla presento una relación negativa con la materia orgánica; esto nos indica que a pesar de que había una menor disponibilidad de alimento, no descendieron los valores de abundancia de los grandes cladóceros (branquiópodos)

Estudios previos en humedales mediterráneos han demostrado la influencia de la hidrología en la dinámica de los nutrientes y en la calidad del agua (Ortega *et al.*, 2000; Badosa *et al.*, 2006), principalmente durante los meses estivales, conduciendo a una serie de cambios que afecta el funcionamiento de los componentes bióticos (Beklioglu *et al.*, 2007; Badosa *et al.*, 2006), estos cambios se pueden manifestar en un aumento de la cobertura de macrófitos, por una bajada del nivel del agua (Beklioglu *et al.*, 2006). En este estudio ocurrió un incremento de abundancia de copépodos cuando se produjo una disminución de la cobertura de macrófitos por una bajada del nivel del agua, lo cual es consistente con una menor área y menor profundidad, en cambio, la concentración de nutrientes, mayor turbidez del agua y la

materia orgánica influyeron de manera positiva. Esto significa que se simplifica la riqueza de especies a aguas con altas concentraciones de nutrientes.

En cuanto a la abundancia de branquiópodos los descensos en el nivel del hidroperíodo no presentaron una correlación, sin embargo, se observó que la escasa profundidad del humedal y el incremento de la concentración de nutrientes (NT y NP) y de materia orgánica, favoreció la abundancia proporcional de branquiópodos.

Finalmente, se debe destacar los valores obtenidos de las condiciones extremas simuladas a un 25%, las correlaciones más significativas nos indica que un menor grado de mineralización se corresponde con incrementos en la diversidad biológica.

La ordenación CCA, para los datos iniciales (100%, figura 9) muestra que, la parte izquierda (negativa), representa las etapas iniciales después de la inundación y está dominada por especies de copépodo *Diaptomus cyaneus*, *Macrocyclus albidus*, *Acanthocyclops vernalis*, *Canthocamptus microstaphylinus* y de branquiópodos *Chydorus sphaericus*, *Simocephalus vetulus*, mientras que en la parte derecha se correlacionó negativamente con el DWI, y está dominada por los copépodos *Tropocyclops prasinus* y *Arctodiaptomus wierzejskii*, estas especies aparecen en sitios con altos valores de SM y mayor DWI, por lo tanto, aparecen en las etapas finales de la inundación. El segundo eje está representado por la morfometría y la concentración de nutrientes, las especies situadas en la parte superior del eje, entre ellas los branquiópodos *Branchipus schaefferi*, *Alona azorica*, *Chirocephalus diaphanus*, *Macrothrix hirsuticornis* y copépodos están los *Calanoida*, *Cyclops insignis*, están presentes en humedales de mayor área y profundidad, también con altos valores de pH, temperatura y turbidez, en la parte inferior aparecen ejemplares de copépodos como *Cyclops vicinus*, y de branquiópodos como *Ceriodaphnia dubia* y *Pleuroxus aduncus*, que se encuentran en aguas con bajas concentraciones de nutrientes (TN).

La ordenación CCA para los datos del 75% (figura 10) nos indica que la parte negativa (izquierda) del primer eje, presenta las etapas iniciales antes del evento de inundación, está dominado por las especies de branquiópodos *Chirocephalus diaphanus*, *Branchipus schaefferi*, *Pleuroxus letourneuxi* y *Ceriodaphnia quadrangula*, seguido de los copépodos *Calanoida* y *Cyclops insignis*, estas especies aparecen en humedales que presenten bajas concentraciones de nutrientes (TP, TN y MO). Mientras que los ejemplares presentes en la parte positiva (derecha), fueron los copépodos *Diaptomus cyaneus*, *Canthocamptus staphylinus* y *Cyclops strenuus*, estas especies aparecen después del evento de inundación, a mayor profundidad, aguas claras y con alto pH, estas especies aparecen en agua con altas concentraciones de nutrientes. En el segundo eje los ejemplares que aparece en la parte superior es el branquiópodo *Chydorus sphaericus*, y los copépodos *Macrocyclus albidus* y

Acanthocyclops vernalis, estas especies están presentes en humedales que tiene aguas poco transparentes y de mayor área. En la parte inferior se encuentran los ensamblajes de copépodos *Arctodiaptomus salinus*, *Tropocyclops prasinus*, *Arctodiaptomus wierzejskii*, *Metacyclops minutus*, seguidos de los branquiópodos *Daphnia magna* y *Ceriodaphnia dubia*, estas especies están presentes en humedales pequeños con aguas transparentes y con menor cobertura de macrófitos sumergidos.

La ordenación CCA al 50% (figura 11) nos indica que la parte derecha del primer eje, está dominada por las especies de copépodos *Diaptomus cyaneus* y *Acanthocyclops venustus*, estas especies necesitan de un mayor DWI y aparecen en humedales que contienen altos valores de Chl-a, y altos valores de O₂. En la coordenada negativa están presentes los ensamblajes de copépodos *Tropocyclops Prasinus*, *Arctodiaptomus wierzejskii* y *Metacyclops minutus*, estas especies están presentes en humedales que tienen bajos valores de Chl-a, bajas concentraciones de nutrientes y menor DWI. El segundo eje las especies que se encuentran en la parte superior los branquiópodos *Chirocephalus diaphanus*, *Pleuroxus letourneuxi*, y *Simocephalus vetulus* seguido del copépodo *Cyclops insignis*, estas especies necesitan de un mayor IDWI, mayor profundidad y aparecen sobre todo en sitios con altos contenidos de nutrientes y altos valores de turbidez. Entre las especies que se encuentran en la parte inferior tenemos a los copépodos *Arctodiaptomus salinus*, *Cyclops vicinus* y al branquiópodo *Dunhevedia crassa*, estas especies están presentes en sitios con bajos valores de turbidez, clorofila y de nutrientes (TN), alto porcentaje en macrófitos, mayor profundidad y necesitan de un menor tiempo de inundación.

6. CONCLUSIONES

Los efectos del cambio climático, provocarán una presión adicional en los humedales mediterráneos, manifestándose en alteraciones de sus condiciones originales. De acuerdo con la idea de Steffen *et al.*, (2015) y Rockström *et al.*, (2009), donde se indican los límites planetarios y su interrelación (Figura 13). Podemos observar que las variaciones asociadas al cambio climático, tendrán una repercusión sobre otros aspectos como la diversidad. Este proceso se ha sugerido en el presente estudio, donde se ha demostrado que el cambio climático asociado con una reducción en las precipitaciones y un aumento en las temperaturas, tiene un efecto sobre las comunidades acuáticas. A su vez el cambio climático, influirá en otros límites planetarios y sus procesos asociados como los ciclos de nutrientes (nitrógeno y fósforo), usos del suelo, uso del agua, etc. Todos ellos con una repercusión importante en el funcionamiento de estos humedales mediterráneos.

Estudiando el funcionamiento de los humedales y sus comunidades, nos proporcionará una herramienta adecuada para la evaluación del cambio climático

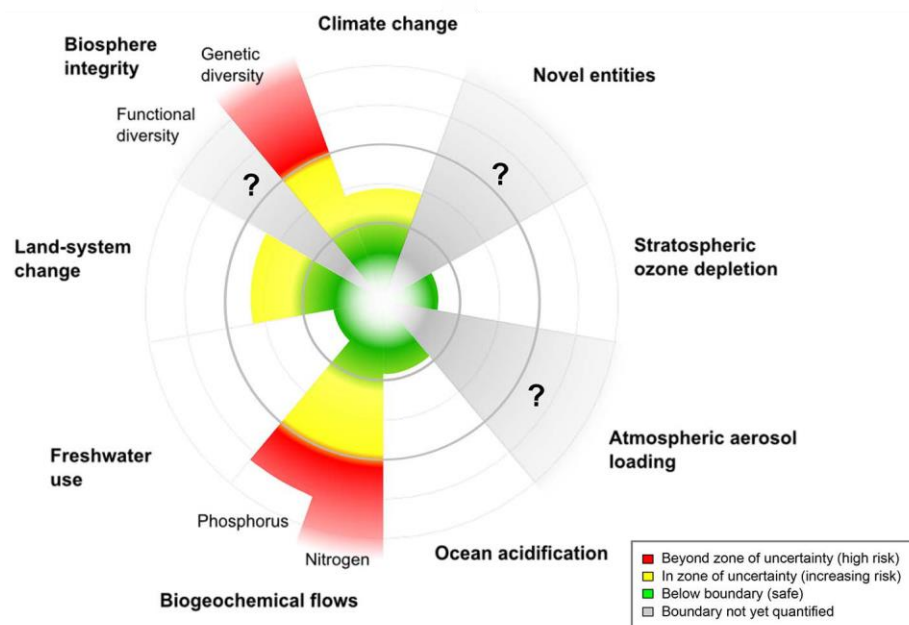


Figura 13. Límites planetarios propuestos por Steffen *et al.*, 2015.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alonso, M. 1985. Las lagunas de la España peninsular: taxonomía, ecología y distribución de los cladóceros. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- Alonso, M. 1996. [Fauna Ibérica. Crustacea, Branchiopoda].[Book in Spanish]. Museo Nacional de Ciencias Naturales: 488 p.
- Alonso, M. 1996. Crustacea, Branchiopoda. Fauna Ibérica; Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC: Madrid, Spain,
- Alonso, M. 1998. Las lagunas de la España peninsular. *Limnetica*, 15(1), 176 p.
- Álvarez-Cobelas, M; Rojo, C; Angeler, DG. (2005). Mediterranean limnology: current status, gaps and the future.
- Amezaga, JM; Santamaría, L; Green, AJ. 2002. Biotic wetland connectivity supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica* 23: 213–222 p.
- APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; American Public Health Association Inc.: New York, NY, USA.
- Badosa, A; Boix, D; Brucet, S; López-Flores, R; Quintana, XD. 2006. Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 513-522.
- Badosa, A; Boix, D; Brucet, S; López-Flores, R; Quintana, XD. 2008. Short-term variation in the ecological status of a Mediterranean coastal lagoon (NE Iberian Peninsula) after a man-made change of hydrological regime. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 1078–1090.
- Bécares, E; Conty, A; Rodríguez-Villafañe, C; Blanco, S. 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos: *Ecosistemas*, 13(2). Recuperado a partir de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/208>
- Beja, P; Alcazar, R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biol. Conserv.* 114, 317–326 p.
- Beklioglu, M. 2014. Adaptive strategies to mitigate the impacts of climate change on European freshwater ecosystems (REFRESH).

- Beklioglu, M; Altinayar, G; Tan, CO. 2006. Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey. *Archive für Hydrobiologie*, 166: 535-556 p.
- Beklioglu, M; Romo, S; Kagalou, I; Quintana, X; Bécares, E. 2007. State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lake: workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 584: 317-326 p.
- Bernués, M; Torán, T; Viñals Blasco, MJ; Custodio, E. 2001. (Comité de Humedales). Plan Estratégico Español para la Conservación y el Uso Racional de los Humedales, en el marco de los ecosistemas acuáticos de que dependen. España. Fundación Marcelino Botín. MAPAMA.
- Bilton, DT; Foggo, A; Rundle, SD. 2001. Size, permanence and the proportion of predators in ponds. *Archiv für Hydrobiologie* 151:451–458p.
- Boix, D; Batzer, D. 2016. Invertebrate assemblages and their ecological controls across the world's freshwater wetlands. In: Batzer, D., Boix, D. (Eds.), *Invertebrates in Freshwater Wetlands*. Springer, New York, pp. 601–639 p.
- Boix, D; Gascón, S; Sala, J; Badosa, A; Brucet, S; López-Flores, R; Martinoy, M; Gifre, J; Quintana, XD. 2008. Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean water bodies. *Hydrobiologia*. 597: 53–69 p.
- Boix, D; Gascón, S; Sala, J; Martinoy, M; Gifre, J; Quintana, XD. 2005. A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: the case of Catalunya (NE Iberian Peninsula). *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 15(6), 635-651 p.
- Boix, D; Sala, J; Moreno-Amich, R. 2001. The faunal composition of Espolla Pond (NE Iberian Peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands* 21: 577–592 p.
- Bolle, HJ. (Ed.). 2003. *Mediterranean Climate. Variability and Trends*. Springer Verlag, Berlin: 320 p.
- Borja, C; Florin Beltran, M; Camacho, A. 2012. Lagos y humedales en la evaluación de los ecosistemas del milenio en España, 84 p.
- Borja, C; Valero-Garcés, B; Sahuquillo, M; Cirujano, S; Soria, JM; Rico, E; De la Hera, A; Santamans, AC; García de Domingo, A; Chicote, A; Gosálvez, RU. 2009. 31 Aguas continentales retenidas. Ecosistemas leníticos de interior. En: VV.AA., *Bases ecológicas*

- preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 412 p.
- Britton, RH; Crivelli, AJ. 1993. Wetlands of southern Europe and North Africa: Mediterranean wetlands. In: Whigham, D.F., Dykyjová, D., Hejný, S. (eds) *Wetlands of the world: Inventory, ecology and management Volume I. Handbook of vegetation science*, vol 15-2. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-015-8212-4_6
- Brucet, S. 2003. Zooplankton structure and dynamics in Mediterranean marshes (Empordà Wetlands): a size-based approach. *Doct Thesis, Univ Girona, Spain*.
- Calhoun, AJ; Mushet, DM; Bell, KP; Boix, D; Fitzsimons, JA; Isselin-Nondedeu, F. 2017. Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a disappearing ecosystem. *Biological conservation*, 211, 3-11 p.
- Caramujo, MJ; Boavida, J. 2000. The crustacean communities of river Tagus reservoirs: Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator. *Limnetica*, 18: 37-56 p.
- Caroni, R; Irvine, K. 2010. The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight?. In *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. Royal Irish Academy. Vol. 110(1), 35-53 p.
- Carpena, R; Tovar-Pescador, J; Sánchez-Gómez, M; Calero, J; Mellado, I; Moya, F; Fernández, T. 2021. Rainfall-Induced Landslides and Erosion Processes in the Road Network of the Jaén Province (Southern Spain). *Hydrology*, 8(3), 100 p.
- Casado, S; y Montes, C. 1995. Guía de los Lagos y Humedales de España. J. M. Reyero Editor. Madrid.
- Castro, MD; Martín-Vide, J; Alonso, S. 2005. El clima de España: pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI.
- Ceirans, Andris. 2007. Zooplankton indicators of trophy in Latvian lakes. *Acta Universitatis Latviensis*. 723. 61-69 p.
- Chica, JA; Pérez, ML; Barragán, JM. 2012. La evaluación de los ecosistemas del milenio en el litoral español y andaluz. *Evaluación de los ecosistemas del milenio en España*, 92 pp.
- Chicote, JG. 2015. *El zooplancton como indicador de la calidad del agua en embalses: un estudio en el ámbito de actuación de la Confederación Hidrográfica del Júcar* (Doctoral dissertation, Universitat de València).

- Cirujano S. 1996. Las Tablas de Daimiel, Spain. Morillo C. & Gonzalez J.L. (eds), Management of Mediterranean Wetlands. Vol. II. Madrid, MedWet/Ministerio de Medio Ambiente: 295-310 p.
- Cirujano, S; Medina, L. 2002. *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*. Liber Factory.
- Collins, SD; Heintzman, LJ; Starr, SM; Wright, CK; Henebry, GM; McIntyre, NE. 2014. Hydrological dynamics of temporary wetlands in the southern Great Plains as a function of surrounding land use. *J. Arid Environ.* 109, 6-4 p.
- Collinson, NH; Biggs, J; Corfield, A; Hodson, MJ; Walker, D; Whitfield, M; Williams, PJ. 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74:125-133 p.
- Conde-Porcuna, JM; Ramos-Rodríguez, E; Morales-Baquero, R. 2004. El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas*, 13(2).
- Darwall, W; Carrizo, S; Numa, C; Barrios, V; Freyhof, J; Smith, K. 2014. Freshwater Key Biodiversity Areas in the Mediterranean Basin Hotspot: Informing Species Conservation and Development Planning in Ecosistemas de agua dulce. Cambridge, Reino Unido y Málaga, España, UICN. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/SSC-OP-052.pdf>
- Dodson, SI; Arnott, SE; Cottingham, KL. 2000. La relación en las comunidades lacustres entre la productividad primaria y la riqueza de especies. *Ecología*, 81 (10), 2662-2679 p.
- Dussart, B. 1969. Cyclopoïdes et Biologie. Les Copépodes de eaux Continentales d'Europe Occidentale; Tome II; Boubée, N. & Cie: Paris, France.
- FAO, 2018. Global Soil Partnership training on Digital Soil Organic Carbon Mapping by Mr. Yusuf Yigini, 20 - 24 January 2018, Tehran, Iran. (Day 4, 2).
- Frisch, D; Moreno-Ostos, E; Green, AJ. 2006. Species richness and distribution of copepods and cladocerans and their relation to hydroperiods and other environmental variables in Doñana, south-west Spain. *Hydrobiologia*. 556, 327-340 p.
- Gallego-Fernandez, JB; Garcia-Mora, MR; Garcia-Novo, F. 1999. Pequeños humedales perdidos: un peligro para la conservación biológica en los paisajes mediterráneos. *Conservación ambiental* 26(3): 190-199 p.

- García-Fuentes, A; Lendínez, ML; Salazar, C. 2005. Pérdida de diversidad vegetal en los olivares del Alto Guadalquivir: alternativas agroecológicas. In: Anta JL, Palacios J, Guerrero F (eds.) La cultura del olivo: ecología, economía, sociedad. Universidad de Jaén, Jaén.
- Gilbert, JD; de Vicente, I; Ortega, F; García-Muñoz, E; Jiménez-Melero, R; Parra, G; Guerrero, F. 2017. Linking watershed land uses and crustacean assemblages in Mediterranean wetlands. *Hydrobiologia*. 799, 181-191 p.
- Gilbert, JD; Guerrero, F; Jiménez-Melero, R; de Vicente, I. 2015. Is the bioproduction number a good index of the trophic state in Mediterranean wetlands? *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 416, 5.
- Gilbert, JD; de Vicente, I; Ortega, F; Guerrero, F. 2021. Dinámica de la comunidad de zooplankton en humedales mediterráneos temporales: ¿qué impulsores controlan el reemplazo estacional de especies?. *13*, 1447. <https://doi.org/10.3390/w13111447>
- Gómez-Zotano, J; Alcántara-Manzanares, J; Olmedo-Cobo, JA; y Martínez-Ibarra, E. 2015. La sistematización del clima mediterráneo: identificación, clasificación y caracterización climática de Andalucía (España). *Revista de Geografía Norte Grande*, (61), 161-180 p.
- Grillas, P; Gauthier, P; Yavercovski, N; Perennou, C. 2004. Mediterranean Temporary Pools, Vol. 1. *Issues relating to conservation, functioning and management. Station Biologique de la Tour du Valat, Arles.*
- Grillas, P; Waterkeyn, A; Rhazi, L; Brendonck, L. 2010. Mediterranean temporary ponds around the world. *Bassès temporales méditerranéennes. Life Basses: Gestió i Conservació A Menorca. Recerca*, 14. Maó, Menorca.
- Groff, L; Loftin, CS; Calhoun, AJ. 2016. Predictors of breeding site occupancy by pool breeding amphibians in Maine's wetland-limited, Montane landscapes. *J. Wildl. Manag.* (In press).
- Guerrero, F; Parra, G; Jiménez-Gómez, F; Castro, MC; Jiménez-Melero, R; Galotti, A; Ortega, F. 2005. Los ecosistemas acuáticos en el contexto de los agroecosistemas: el caso de la Comarca del Alto Guadalquivir. In: Anta JL, Palacios J, Guerrero F (eds.) La cultura del olivo: ecología, economía, sociedad. Universidad de Jaén, Jaén.
- Guerrero, Francisco. 2009. Humedales continentales andaluces. Proyecto Andalucía. Ecología. Grupos Hércules. Editors: Francisco Xavier Niell Castanera. Tomo XXXII 357-400 p.

- Guevara, M; Olmedo, GF; Stell, E; Yigini, Y; Aguilar Duarte, Y; Arellano Hernández, C; Vargas, R. 2018. No silver bullet for digital soil mapping: country-specific soil organic carbon estimates across Latin America. *Soil*, 4(3), 173-193 p.
- Iturrondobeitia, J; Caballero, A; Arroyo, J. 2004. Avances en la utilización de los ácaros oribátidos como indicadores de las condiciones edáficas. *Munibe*, 21, 70-91 p.
- Jeppesen, E; Nøges, P; Davidson, TA; Haberman, J; Nøges, T; Blank, K; Lauridsen, TL; Søndergaard, M; Sayer, C; Laugaste, R; Johansson, LS; Bjerring, R; Amsinck, SL. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia* 676, 279-297 p. doi:10.1007/S10750-011-0831-0.
- Junk, WJ; An, S; Finlayson, CM; Gopal, B; Květ, J; Mitchell, SA; Mitsch, WJ; Robarts, RD. 2013. Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquat. Sci.* 75, 151-167 p. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- Junk, WJ; Piedade, MTF; Schöngart, J. 2011. Una clasificación de los principales humedales naturales de las tierras bajas amazónicas. *Humedales* 31, 623-640 p. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- Jürgens, K; y Jeppesen, E. 2000. The impact of metazooplankton on the structure of the microbial food web in a shallow, hypertrophic lake. *Journal of Plankton Research*, 22: 1047-1070 p.
- Kane, DD; Gordon, SI; Munawar, M; Charlton, MN; Culver, DA. 2009. The planktonic index of biotic integrity (P-IBI): An approach for assessing lake ecosystem health. *Ecol. Indic.* 9, 1234-1247 p.
- Kottek, M; Grieser, J; Beck, C; Rudolf, B; Rubel, F. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated.
- Lee, S; Wolberg, G; Shin, SY. 1997. *Scattered data interpolation with multilevel B-splines*. 3(3), 0-244 p. doi:10.1109/2945.620490.
- Margalef, R. 1987. Teoría y modelado de los sistemas fluctuantes. En: Bases científicas para la protección de los Humedales en España. Real academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 31-42 p.
- Martín-Vide, J; Olcina, J. 2001. *Climas y Tiempos de España* ; Alianza Editorial: Madrid, España; 258 p.

- Miracle, MR; Sahuquillo, M; Morata, S; Vicente, E. 2007. Physico-Chemical Typology and Large freshwater Branchiopoda Distribution in West Mediterranean Temporary Ponds. www.lifeanfibios.com/val/noticias/noticia_9.pdf
- Molina, F; Montes, C; González-Capitel, E; Rubio, JC. 2002. El plan andaluz de humedales. Una estrategia para la conservación de los humedales en el siglo XXI (The Andalusian wetland plan. A strategy for the conservation of wetlands in the 21st century). *Medio Ambiente* 39: 14-19 p.
- Montes, C; González-Capitel, E; Molina, F; Moreira, J; Rubio, JC; Lomas, P; Borja, F; Manzano, M; Florín Beltrán, M. 2004. Plan Andaluz de Humedales. 10.13140/2.1.4839.5521.
- Murphy, J; Riley, JP. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta*, 27, 31-36 p.
- MWO, 2012. Mediterranean wetlands outlook 2012. Mediterranean Wetlands Observatory Technical Report. Tour du Valat, France.
- Oertli, B; Biggs, J; Céréghino, R; Grillas, P; Joly P; Lachavanne, JB. 2005. Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 535-540 p.
- Ortega, F; Parra, G; Guerrero, F. 2003. Los humedales del Alto Guadalquivir: inventario, tipologías y estado de conservación.
- Ortega, M; Casas, JJ; Aguilera, PA; Castro, H. 2000. Hydrochemical characterization of wetlands in a semi-arid región of Eastern Andalucía (Almería, Spain): a preliminary study. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27: 372-377p.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 637-669 p.
- Peel, MC; Finlayson, BL; McMahon, TA. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, 11(5), 1633-1644 p.
- Perennou, C; Guelmami, A; Paganini, M; Philipson, P; Poulin, A; Strauch, A; Tottrup, C; Truckenbrodt, J; Geijzendorffer, IR. 2018. Mapping Mediterranean wetlands with remote sensing: a good-looking map is not always a good map. *Advances in Ecological Research*, Vol. 58, Academic Press, 243-277 p. Doi:10.1016/bs.aecr.2017.12.002.

- Pinto-Coelho, R; Pinel-Alloul, B; Méthot, G; Havens, KE. 2005. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: Variation with trophic status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62, 348-361 p.
- Ramos, E; Morales Baquero, R; y Conde Porcuna, JM. 2004. El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas*, XIII(2). ISSN: 1132-6344 p. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54013203>
- Ramsar Convention Secretariat, 2013. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6th ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Ramsar Convention Secretariat, 2015. Regional overview of the implementation of the Convention and its Strategic Plan in Europe. Report to the 12th Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Wetlands, Punta del Este, Uruguay, 1-9 June 2015-Ramsar COP12 Doc.11.http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/cop12_doc11_summary_europe_e.pdf.
- Rhazi, L; Grillas, P; Saber, ER. 2012. Vegetación de charcas temporales mediterráneas: ¿una joya que se desvanece?. *Hidrobiología* **689**, 23-36p. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0679-3>
- Rockström, J; Steffen, W; Noone, K; Persson, Å; Chapin III, FS; Lambin, E; ... & Foley, J. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and society*, 14(2).
- Rodríguez-Rodríguez, M. 2007. Hydrogeology of ponds, pools, and playa-lakes of southern Spain. *Wetlands* **27**, 819-830 p. Disponibles en: [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2007\)27\[819:HOPPAP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2007)27[819:HOPPAP]2.0.CO;2)
- Romero, MD. 2010. *Atlas de organismos planctónicos en los humedales de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Saber, E. 2006. Approche de la dynamique spatio-temporelle des geosystèmes forêt et mares temporaires de la province de Benslimane (Maroc Occidental). Thèse de l'Université de Provence (Aix Marseille I): 188 p.
- Sahuquillo, M; Miracle, MR. 2010. Crustacean and rotifer seasonality in a Mediterranean temporary pond with high biodiversity (Lavajo de Abajo de Sinarcas, Eastern Spain). *Limnetica*, 29, 75-92 p.

- Sahuquillo, M; Miracle, MR. 2013. The role of historic and climatic factors in the distribution of crustacean communities in Iberian Mediterranean ponds. *Freshwater Biology* 58: 1251-1266 p.
- Sánchez, G; Gosálvez, R; Sanchez-Ramos, D; Díaz, A; Florín, M. 2018. Cambio climático en los humedales. Ocurrencia de supercélula en Salicor.
- Serrano, GD. 2012. Los humedales Ramsar en España: reflexiones a propósito de su trigésimo aniversario. *Investigaciones Geográficas*. 57. 129-148 p. 10.14198/INGEO2012.57.06.
- Shipman y Rajkovic. 2019. La Gobernanza de los Humedales en las Costas Mediterráneas – Un Manual. B. Shipman y Ž. Rajković. Split, Croacia. Obtenido de: [file:///C:/Users/josel/Downloads/kmae140112%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/josel/Downloads/kmae140112%20(1).pdf)
- Steffen, W; Richardson, K; Rockström, J; Cornell, SE; Fetzer, I; Bennett, EM; y Sörlin, S; Biggs, R; Stephen RC; Wim de Vries, C; Folke, C; Gerten, D; Heinke, J; Mace, G; Persson L; Veerabhadran, R; Reyers, B; Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *science*, 347(6223), 1259855.
- Tanasijevic, L; Todorovic, M; Pereira, LS; Pizzigalli, C; Lionello, P. 2014. Impacts of climate change on olive crop evapotranspiration and irrigation requirements in the Mediterranean region. *Agricultural Water Management*, 144, 54-68 p.
- Tavernini, S. 2008. Seasonal and inter-annual zooplankton dynamics in temporary pools with different hydroperiods. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters* 38: 63-75 p.
- Vagaggini, D; Ulisse, G; Seminara, M; Margaritora, FG. 2002. Zooplankton communities in two astatic basins in the natural reserve of Castelporziano (Central Italy): composition and temporal succession. *Journal of Freshwater Ecology* 17: 27-36 p.
- Van den Broeck, M; Waterkeyn, A; Rhazi, L; Grillas, P; Brendonck, L. 2015. Assessing the ecological integrity of endorheic wetlands, with focus on Mediterranean temporary ponds. *Ecological Indicators* 54: 1-11 p.
- VV.AA., 2005. Evaluación preliminar de los efectos del cambio climático en España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, 822 p.
- VV.AA., 2009. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

- Waide, RB; Willig, MR; Steiner, CF; Mittelbach, G; Gough, L; Dodson, SI; y Parmenter, R. 1999. The relationship between productivity and species richness. *Annual review of Ecology and Systematics*, 257-300 p.
- Waterkeyn, A; Grillas, P; Vanschoenwinkel, B; Brendonck, LUC. 2008. Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. *Freshwater Biology*, 53(9), 1808-1822 p.
- Wetzel, RG. 2001. Limnology: lake and river ecosystems. gulf professional publishing.
- Williams, WD. 1999. Conservation of wetlands in drylands: a key global issue. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9(6), 517-522 p.
- Zacharias, I; Zamparas, M. 2010. Mediterranean temporary ponds. A disappearing ecosystem. *Biodiversity and conservation*, 19(14), 3827-3834 p.
- Zedler, PH. 2003. Vernal pools and the concept of "isolated Wetlands". *Wetlands* 23(3): 597-607 p.
- Zuur, AF; Ieno, EN; Smith, GM. 2007. Analysing ecological data. Springer, New York.

8. ANEXOS

Tabla 1. Tratados y/o Convenios Internacionales y nacionales de importancia para la conservación directa o indirecta de los humedales (Montes *et al.*, 2004).

Internacional		
	-Convención para la protección del patrimonio mundial, cultural y natural (convención de París)	1972
	-Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestre (CITES)	1973
	-Convenio de Bonn	1979
	-Convenio de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica	1992
	-Programa Hombres y Biosfera (Programa MaB)	1971
	-Convenio relativo a humedales de importancia internacional, especialmente como hábitats de especies acuáticas (Convenio de Ramsar)	1971
	-Programa sobre humedales y Recursos Hídricos de la UICN	1984
Europeo y Mediterráneo		
	-Convenio de Berna	1979
	-Directiva 79/409/CEE , de 2/04/1979, relativa la conservación de Aves Silvestres	1979
	-Directiva 92/43/CEE , de 21/05/1992, relativa a la conservación de los Hábitats naturales y de la Flora y Fauna Silvestre	1992
	-Comunicación al Consejo y al Parlamento Europeo sobre « Una estrategia de la Comunidad Europea en Materia de Biodiversidad »	1998
	-Directiva Marco del Agua, 2000/60/CEE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23/10/2000, por las que se establece un marco comunitario en el ámbito de la política de aguas	2000
	-Estrategia Pan-Europea para la Diversidad Bilógica y Paisajística	1995
	-Convenio para la Protección del Mar Mediterráneo contra la Contaminación de Barcelona	1976
	-Comunicación al Parlamento Europeo y al Consejo sobre « el uso prudente y la conservación de los humedales »	1995
	-Iniciativa Humedales Mediterráneos MedWet	1991
Estatul		
	-Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20/07/2001, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas	2001
	-Ley 10/2001, de 5/07/2001 , del Plan Hidrológico Nacional	2001
	-Ley 22/1988, de 28/07/1988 , de Costas	1988
	-Real Decreto 329/2002 , de 5/04/2002, por el que se aprueba el Plan Nacional de Regadíos	2002
	-Ley 4/1989, de 27/03/1998 , de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna silvestre	1989
	-Real Decreto 1997/1995, de 7/12/1995 , por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres	1995
	-Real Decreto 581/2001, de 1/06/2001 , por el que determinadas zonas húmedas se prohíbe la tenencia y el uso de municiones que contenga plomo para el ejercicio de la caza y el tiro deportivo	2001
	-Estrategia Nacional de Conservación y Usos Sostenible de Diversidad Biológica	

-Plan Estratégico Español para la Conservación y el Uso Racional de los Humedales

Autonómico

-Ley 2/1989, de 18/07/1989 , por la que se aprueba el inventario de Espacios naturales Protegidos de Andalucía, y se establecen medidas adicionales para su protección	1989
-Decreto 104/1994, de 10 de mayo , por el que se establece el catálogo andaluz de especies de Flora Silvestre Amenazada	1994
-Decreto 4/1986, de 22 de enero , por el que se amplía la lista de especies protegidas y se dictan normas para su protección en el territorio de la Comunidad Autónoma de Andalucía	1986
-Ley 2/1992, de 15 de junio , forestal del Andalucía	1992
-Decreto 230/2001, de 16 de octubre , por el que se aprueba el Reglamento de Ordenación de la Caza	2001
-Orden de la Consejería de Medio Ambiente de 28 de mayo de 1997 , por la que se fijan limitaciones y excepciones de carácter provincial y permanente para el ejercicio de la caza en Andalucía.	1997
-Ley 1/1994, de 11 de enero , de Ordenación del Territorio de la Comunidad Autónoma de Andalucía	1994
-Ley 7/1994, de 18/05/1994 , de Protección Ambiental	1994
-Plan de Medio Ambiente de Andalucía Horizonte 2017 (PAMA)	2017
Resolución de 4/11/2002, de la Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales. Plan Andaluz de Humedales (PAH)	2002

9. Resumen de las asignaturas del Máster

Técnicas geomáticas aplicadas al medio natural (GIS, teledetección y cartografía geoambiental)

La asignatura permitió explorar el potencial que nos ofrecen los Sistema de Información Geográfica, SIG (QGIS, ArcGis y SNAP). En la actualidad es un medio importante para poder desarrollar análisis eficientes, relacionados con la gestión de los recursos naturales. La combinación tanto de la teoría con la práctica en campo nos permitieron obtener resultados que van desde la elaboración de mapas de visibilidad, tratamiento digital y análisis de imagen, desarrollo de modelos digitales del terreno y de superficies; además, del análisis de incendios y erosión, que son problemas con los que debemos estar preparados como profesionales en el ámbito ambiental.

Métodos avanzados de análisis de datos ambientales

La asignatura, permitió afianzar temas estadísticos, relacionado con las diversas técnicas que se deben aplicar a datos ambientales, hidrología e hidrogeoquímica, además del uso de herramientas útiles para el diseño de muestreos y experimentos. Se revisó contenido orientado al análisis exploratorio de datos, técnicas geoestadísticas y técnicas de minería de datos. Los conocimientos obtenidos nos permitirán elaborar diseños de muestreos y de experimentación en el área de la ecología, de modo que nos ayuden a enfrentarnos a situaciones reales que requieran el uso de herramientas estadísticas.

Recursos hídricos y ecosistemas acuático

La asignatura permitió la capacidad de planificar estudios hidrológicos en acuíferos kársticos, detríticos y humedales, así como resolver los problemas relacionados con su gestión, restauración y recuperación de los mismos. Nos dio una visión general sobre los recursos acuáticos continentales, sus principios de sostenibilidad, normativa y regulación, y cuáles son los principales impactos ambientales.

Caracterización de los componentes físicos del hábitat

La asignatura brindó conocimientos sobre las diversas técnicas, metodología, e instrumentos que son utilizados en la caracterización y análisis geoquímica y geofísica de los materiales procedentes de la superficie terrestre. Los contenidos desarrollados estaban orientados a diversas técnicas: técnicas espectroscópicas, de análisis geoquímicos, caracterización de la materia orgánica y técnicas microanalíticas de microscopía electrónica.

Conservación y restauración de sistemas terrestres

Desde el punto de vista teórico la asignatura aportó conocimientos sobre la dinámica terrestre, conceptos sobre la restauración, las fases de los proyectos de restauración ecológica desde la parte diagnóstica hasta la experimental, conservación y restauración de laderas y la lucha contra la erosión, biodiversidad y cubiertas vegetales. Todos estos conceptos fueron puestos en práctica en campo, lo cual nos permitió aplicar las técnicas de restauración al momento de realizar la evaluación de taludes y cárcavas.

Caracterización de elementos bióticos del hábitat

La asignatura brindó conocimientos sobre el estudio de los hábitats acuáticos, desde las tipologías, funcionamiento y estructuras, los métodos y protocolos de muestreos, el reconocimiento y el estado de conservación. En cuanto a la parte vegetal se obtuvieron conocimientos sobre técnicas de muestreos de vegetación, situación actual de la red Natura 2000, y los modelos de gestión de tipos de hábitats. En fauna se explicaron las técnicas de captura, muestreo y estimación de abundancia de animales.

Explotación sostenible de suelos y agroecosistemas

La asignatura permitió obtener conocimientos acerca de los problemas de desertificación y pérdida del suelo, además de las técnicas de restauración y rehabilitación. Se utilizaron métodos de evaluación de la calidad del suelo mediante la práctica en campo y laboratorio, esto permitió tener una visión más completa sobre la calidad y como se puede lograr un equilibrio para la reducción de las emisiones de CO₂ de los sistemas agrícolas, pensando desde lo global, actuando desde lo local.

Modelización de la distribución potencial de especies y hábitats

Esta unidad de aprendizaje aportó conocimientos teóricos y prácticos sobre los modelos de distribución espacial de las especies de fauna y flora a nivel mundial, usando repositorios de datos como el GBIF, y software como R Studio y QGIS que son en la actualidad herramientas de gran importancia al momento de modelar el nicho de una especie, o predecir la idoneidad del hábitat.

Restauración de impactos asociados a la explotación de recursos geológicos

La asignatura aportó conocimientos teóricos y prácticos sobre los recursos geológicos de los yacimientos minerales subterráneos y superficiales de menas metálicas, su distribución, morfología, geoquímica y características ambientales, así como también, sobre las técnicas de explotación, impacto ambiental y la restauración de las zonas mineras, toda esta información fue complementada y puesta en práctica en campo, durante la visita al Distrito minero de Linares - La Carolina.

Técnicas de conservación de fauna amenazada

En esta asignatura se abordaron aspectos sobre el manejo de la fauna silvestre, su biodiversidad, el declive de las poblaciones, las especies que se encuentran en peligro de extinción, nos dio una visión más completa sobre la situación actual de la conservación de especies animales *ex-situ* e *in-situ*, también se analizaron ejemplo de planes y técnicas de conservación de vertebrados e invertebrados.

Geomorfología fluvial y análisis de inundaciones

Mediante esta asignatura desarrollamos los conocimientos necesarios para realizar una simulación numérica de inundaciones, usando el programa Iber el mismo que permite la simulación de flujos de ríos, canales y causes naturales, permitiendo el cálculo de avenida e inundaciones, análisis de transporte de fondo y sedimento en suspensión y la delimitación de las zonas inundables. Es una herramienta muy útil en nuestro ámbito profesional.

Técnicas de conservación de flora amenazada

En la asignatura se abordaron temas sobre la conservación de la flora *ex-situ* e *in-situ*, destacando plantas endémicas, raras y amenazadas, también se profundizó en las técnicas y métodos para la conservación de la flora, el diseño de los planes de recuperación y se revisó el marco legal. Se obtuvo conocimiento sobre flora amenazada, cuáles son las mejores formas de conservación, su utilidad potencial y las recetas para producir aquellas especies que requieren de fortalecimiento de sus poblaciones, de modo que, se pueda asegurar la supervivencia o disminuir el grado de amenaza.

Prácticas externas

Las prácticas externas son de vital importancia como complemento a la formación académica, es un buen medio para desarrollar competencias y responsabilidad profesional. Además, permitió aplicar metodologías y herramientas educativas para la divulgación, comunicación y sensibilización en torno a distintas temáticas ambientales, sobre todo haciendo hincapié en la sensibilidad ambiental en cada uno de los talleres realizados, siendo esta última una competencia relevante que adquirimos durante la formación universitaria y que es de gran importancia en nuestro ámbito profesional.

Trabajo Fin de Máster

El trabajo fin de máster permite ampliar y desarrollar conocimientos específicos, abordar, analizar y resolver problemas reales, utilizando herramientas metodológicas y analíticas orientados a la investigación científica de forma autónoma, y es ahí donde se aplican y se combinan los conocimientos adquiridos en las asignaturas abordadas durante el curso.

10. Curriculum Vitae

Dirección: Ecuador, Manabí, Crucita-Las Vegas
Email: joselyn9725@hotmail.com / jkcc0001@red.ujaen.es
Teléfono: +593-096-849-2114

JOSELYN KARINA CASTRO CASTRO *ING. EN RECURSOS NATURALES Y AMBIENTALES*

1. FORMACIÓN ACADÉMICA

EDUCACIÓN PRIMARIA	ESCUELA FISCAL MIXTA “ELOY ALFARO” Lugar: Crucita, Manabí – Ecuador
EDUCACIÓN SECUNDARIA	UNIDAD EDUCATIVA “25 DE MAYO” Bachiller en Ciencias del Comercio Lugar: Crucita, Manabí – Ecuador
EDUCACIÓN SUPERIOR	UNIVERSIDAD LAICA “ELOY ALFARO DE MANABÍ” Título profesional: Ingeniera en Recursos Naturales y Ambientales. Proyecto de investigación: “Caracterización de poblaciones de especies vegetales endémicas en el Parque Nacional Machalilla, Manabí, Ecuador”
POST GRADO	UNIVERSIDAD DE JAÉN, ESPAÑA Máster en Análisis, Conservación, Restauración de componentes físicos y bóticos del hábitat

2. CAPACITACIONES

- 2.1.** Jornada de conferencias sobre: Impacto de los desechos plásticos en el ecosistema Marino Costero. 6 horas, Manta, diciembre de 2018.
- 2.2.** Curso: “Análisis Geoespacial en ENVI para Aplicaciones en Planificación y Gestión del Territorio”. 40 horas, Manta, octubre de 2018.
- 2.3.** Curso de aeronaves no tripuladas UAV: Aerodinámica, control de aeronaves, seguridad de vuelo, planificación de misiones, regulación y mantenimiento nivel 1. 40 horas. Manta, abril de 2018.
- 2.4.** Seminario “Análisis de combustión, nuevas tecnologías de analizadores portátiles”. Quito, marzo 2019.
- 2.5.** I Congreso Nacional de Ciencias Ambientales. 40 horas, Manta, septiembre 2015.
- 2.6.** III Seminario Nacional de avances tecnológicos, agroindustriales y comerciales del cacao fino de aroma. 40 horas, Montecristi, noviembre de 2016.
- 2.7.** Congreso Internacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales “un nuevo reto para la conservación. 40 horas, Latacunga, febrero de 2017.
- 2.8.** I congreso Internacional de Ingeniería Ambiental y Forestal “Derecho ambiental y aprovechamiento sostenible de los Recursos Naturales”. 40 horas, Esmeraldas, enero de 2018.

3. TRABAJO DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA	
3.1.	V Congreso Iberoamericano sobre Ambiente y Sustentabilidad participación 40 horas. Presentación de ponencia modalidad póster científico: Caracterización de poblaciones de especies vegetales endémicas en el Parque Nacional Machalilla, Manabí, Ecuador. Jipijapa, junio de 2019.
3.2.	VI Congreso Iberoamericano sobre Ambiente y Sustentabilidad participación 40 horas. Presentación de ponencia: Caracterización de poblaciones de especies vegetales endémicas en el Parque Nacional Machalilla, Manabí, Ecuador. Modo virtual, junio de 2020.
4. COMPETENCIAS	
4.1.	Manejo de programas GIS: (ArcGis, QGIS, SNAP), IBER, SLIDE, programas estadísticos: (SPSS, Past, R Studio).
4.2.	Responsabilidad, adaptabilidad, capacidad de resolución de problemas, organización, decisión de trabajo en equipo, proactividad, flexibilidad.
5. EXPERIENCIA LABORAL	
5.1.	Pasantías en el departamento de Secretaría de Servicios de Rentas Internas del Ecuador (SRI).
5.2.	Vinculación con la ciudadanía. Proyecto “Manta se levanta hoy es por ti”. Saneamiento, desratización y Adecentamiento del cauce del Río Burro, Río Muerto y Manta.
5.3.	Prácticas Académicas. Departamento de Gestión Ambiental de la Universidad Laica “Eloy Alfaro de Manabí”.
5.4.	Prácticas Pre – profesionales, Secretaría del Ambiente del Distrito Metropolitano de Quito. Área de investigación.
5.5.	Trabajo de titulación: “Caracterización de poblaciones de especies vegetales endémicas en el Parque Nacional Machalilla, Manabí, Ecuador”. Artículo científico (por publicar).
5.6.	Estudiante investigador del proyecto un Manejo Integral de un paisaje antropogénico para la conservación de biodiversidad, el bioconocimiento y la restauración forestal en Manabí.
6. RECONOCIMIENTOS	
6.1.	Abandera del pabellón nacional del Ecuador.
6.2.	Premio en el Concurso de fotografías sobre la “Revalorización del Bosque Tropical”.