

UNIVERSIDAD POLITECNICA DE VALENCIA

ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE GANDIA

Grado en Ciencias Ambientales

---



UNIVERSIDAD  
POLITECNICA  
DE VALENCIA



ESCUELA POLITECNICA  
SUPERIOR DE GANDIA

# “Modelizado ecológico en Ecopath al ecosistema de l'Albufera de València invadido por *Callinectes sapidus*”

**TRABAJO FINAL DE GRADO**

Autor/a:  
**Joan Molió Contero**

Tutor/a:  
**Alberto Gil Fernández**  
**Silvia Laura Falcó Giaccaglia**

**GANDIA, 2020**

# ÍNDICE

<b>Introducción.....</b>	<b>1</b>
<b>Materiales y métodos.....</b>	<b>3</b>
<b>Área de estudio .....</b>	<b>3</b>
<b>Procedimiento .....</b>	<b>4</b>
<b>Grupos funcionales .....</b>	<b>4</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>9</b>
<b>Pedigree .....</b>	<b>9</b>
<b>PREBAL.....</b>	<b>10</b>
<b>Red trófica.....</b>	<b>11</b>
<b>Discusión y conclusiones.....</b>	<b>13</b>
<b>Bibliografía.....</b>	<b>15</b>
<b>Anexos .....</b>	<b>22</b>
<b>Dietas.....</b>	<b>22</b>
<b>Grupos funcionales .....</b>	<b>22</b>

## Resumen

La laguna de l'Albufera de València es un ecosistema altamente degradado y excesivamente condicionado por los aportes de nutrientes antropogénicos. Con el fin de evaluar los impactos y relaciones tróficas de las diferentes especies, se ha desarrollado un modelo de balance de masas estático mediante Ecopath. Este modelo muestra cuantitativamente la dependencia del ecosistema en los detritos como fuente principal, directa o indirecta, de alimento de las especies de la laguna. El ecosistema se ve amenazado a su vez por la presión ejercida por las numerosas especies invasoras que componen la fauna de la laguna, entre las cuales se incluye recientemente el cangrejo azul *Callinectes sapidus*, especie caracterizada por su gran voracidad. Sin embargo, la falta de datos específicos cuantitativos l'Albufera de València hace imprescindible futuros estudios de campo que traten de medir la composición e interacciones de este ecosistema.

*Palabras clave: Laguna costera, Ecopath, Albufera, Cadena trófica, Detritos.*

## Abstract

The Albufera de València lagoon is a highly degraded ecosystem, excessively conditioned by its high amounts of nutrient input of anthropogenic origin. With the purpose of evaluating the impacts and trophic relationships of the different species, a steady-state mass balance model has been developed through Ecopath. This model shows quantitatively the dependence of the ecosystem on detritus as the main source of food of the different species of the lagoon, both directly and indirectly, through the detritivorous species. The ecosystem is threatened as well by the pressure that the many invasive species exert on the local biodiversity. The most recent is the blue crab *Callinectes sapidus*, which is known for its high voracity. Nonetheless, the lack of specific quantitative data about the lagoon's biodiversity makes necessary future field studies about the composition and interactions of this ecosystem.

*Key words: Coastal lagoon, Ecopath, Albufera, Trophic networks, Detritus.*

## Agradecimientos

A mis tutores Silvia y Alberto por su dedicación y comprensión a lo largo de la elaboración de este proyecto.

A Miguel Rodilla por estar siempre dispuesto a ofrecer una cuarta opinión.

Y, sobre todo, a mi novia Eva por apoyarme y cuidarme en este año tan raro. Te quiero mucho.

## Introducción

Los lagos costeros y estuarios se encuentran entre los ecosistemas más productivos del planeta, sólo por detrás de arrecifes y marjales (Valiela, 1995). La alta productividad se suele presentar acompañada de una baja biodiversidad, siendo ésta compuesta por especies de alta resiliencia ante cambios ambientales frecuentes en este tipo de hábitats, como puede ser la fluctuación en la salinidad o el contenido en nutrientes disueltos (Dauer, 1984; Watson *et al.*, 2019).

Una de las principales amenazas que sufren los lagos costeros es la eutrofización, definida por Nixon (1995) como el incremento en la producción de materia orgánica como respuesta a un aumento de los nutrientes disponibles. Entre sus efectos están el desarrollo de condiciones hipóxicas, el deterioro o desaparición de comunidades de hidrófitos, el incremento en turbidez y biomasa de algas y la sustitución de los peces piscívoros por bentívoros y zooplanctívoros (Blanco, 2007). Los peces bentívoros pueden a su vez favorecer la recirculación de nutrientes del sedimento (Scheffer *et al.*, 2003) y depredar o remover los hidrófitos, con su consiguiente refuerzo de la sucesión ecológica del lago hasta un estado eutrofizado con comunidad fitoplanctónica dominante como productora primaria (Jeppesen *et al.*, 2012).

L'Albufera de Valencia es uno de los lagos costeros más importantes de la Península Ibérica, único en su combinación de gran tamaño y baja concentración salina. Se trata de un lago altamente degradado y eutrofizado (Sanchis-Ibor *et al.*, 2016), y su estado precario se debe a múltiples causas de origen antrópico, como la regulación del régimen hídrico para la producción de arroz (Jégou & Sanchis-Ibor, 2019), el vertido de aguas fecales (Mondría García, 2010), la introducción de especies invasoras y la sobrepesca durante el siglo XX (Blanco & Romo, 2006).

Asimismo, la biodiversidad de la Albufera actualmente es muy baja y se encuentra en constante amenaza. De acuerdo a Blanco y Romo (2006), la pérdida de biodiversidad coincide con la eutrofización progresiva que sucede en la Albufera desde los años 50. Este fenómeno fue progresivamente desplazando a las especies que viven y toman refugio en los macrófitos, siendo éstas sustituidas por ciprínidos y mugílidos, que aceleraron el proceso de sucesión de los hidrófitos por fitoplancton. Según la revisión bibliográfica de estos autores, de las 25 especies de ictiofauna que se encontraban en el lago a principios de siglo XX, sólo 14 sobreviven a día de hoy, siendo 5 de estas especies testimoniales. Por otro lado, en los muestreos realizados durante el presente siglo, la comunidad íctica del lago se componía en un 70% de especies invasoras en términos cualitativos, y en términos de biomasa de un 32% (Ecohydros, 2007).

De entre las especies invasoras, una de las últimas en introducirse en la laguna fue el cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) que puede representar tanto una amenaza como una oportunidad para la industria pesquera local (Mancinelli *et al.*, 2017). En l'Albufera de Valencia La Comunidad de Pescadores del Palmar es una organización con importancia histórica reconocida desde el año 1250, fecha desde la que se ha dedicado a explotar comercialmente la gran riqueza piscícola de l'Albufera de Valencia (Fernández, 2001). En la actualidad cuenta con aproximadamente 100 socios en activo, de los cuales la mayoría son pescadores únicamente a tiempo parcial, pues el rendimiento de la actividad pesquera ha descendido mucho debido al mal estado de conservación del lago. La hipereutrofización de l'Albufera favorece a especies de bajo valor comercial como la lisa y la carpa y perjudica a las más valiosas como la lubina y la anguila (Blanco & Romo, 2006).

Durante los últimos años, han existido notables esfuerzos para comprender y restaurar el ecosistema del Parque Natural, tanto la laguna como los arrozales, marjales y dunas adyacentes. Entre estos destacan la instalación de numerosas depuradoras, la regeneración de los *ullales* de Baldoví, Senillera y la Font del Forner, de la playa de la Punta, la creación de áreas de reserva como el Tancat de la Pipa, entre otros (Mondría, 2010; Soria, 1997). A día de hoy continúa una ligera tendencia a la baja en la eutrofización de la laguna, de acuerdo (GVA, 2020). Pese a esto, existen evidencias importantes de que aunque se reduzca al mínimo la cantidad de nutrientes de entrada, el contenido en materia orgánica y metales pesados del lecho de la laguna seguirá siendo el mayor condicionante del ecosistema durante mucho tiempo, y requerirá medidas específicas (Jégou & Sanchis-Ibor, 2019).

En términos de gestión pesquera, la corriente actual en los organismos de gestión alrededor del mundo está cada día más inclinada hacia el manejo de los ecosistemas en su totalidad, el llamado *Ecosystem-based management*, o gestión basada en los ecosistemas. De acuerdo al Consejo Nacional de Investigación de Estados Unidos (1999), se define como “*el método que incorpora la mayor cantidad de componentes y servicios posibles del ecosistema a la hora de gestionar las pesquerías. (...) Su objetivo es reconstruir y mantener las poblaciones, especies, comunidades y ecosistemas en altos niveles de productividad y diversidad para que no se pierdan los servicios y bienes derivados de los ecosistemas.*”

Uno de los métodos más comunes para la gestión integral de ecosistemas acuáticos es el modelado trófico (Plagányi, 2007). Este tipo de modelos requieren datos cuantitativos y temporales sobre las especies que componen el ecosistema, los cuáles pueden ser muy costosos de obtener dependiendo de la precisión buscada o la complejidad del entorno. Concretamente, Ecopath es el más ampliamente usado en la evaluación de ecosistemas acuáticos y por lo tanto facilita la comparación entre modelos, en gran medida por su capacidad de trabajar con ecosistemas pobres en datos (Christensen *et al.*, 2008). Permite observar una fotografía del ecosistema en un momento concreto a partir de datos relativamente sencillos de obtener, al mismo tiempo que conseguimos resultados de interés para la evaluación del estado del ecosistema y sus posibilidades de gestión (Brando, 2004; Bueno-Pardo *et al.*, 2018; Christensen & Pauly, 1993; Gamito & Erzini, 2005; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020).

Pese a que existen multitud de estudios sobre la ecología y biología de l'Albufera (Balaguer, 2016; Blanco & Romo, 2006; Blanco *et al.*, 2003; Ecohydros, 2007; Mocholí, 2017; Romo *et al.*, 2008; Sahuquillo *et al.*, 2007), pocos de ellos han desarrollado muestreos cuantitativos y no se ha encontrado ninguno que cuente con series temporales significativas. Existen, por ejemplo, comparaciones entre la biomasa según la estación en mugílidos, y diversos estudios sobre el fitoplancton del período anterior al 2007; no obstante, no se dispone de modelos matemáticos que describan el estado ecológico de l'Albufera. Por otro lado, sí existen datos y modelos físico-químicos basados en la laguna de l'Albufera como Mondría (2010), Soria (1997) y del Barrio *et al.* (2012), que describen el régimen hídrico y la eutrofización del lago.

El principal objetivo de esta investigación es analizar mediante un modelo de balance de masas la estructura de la cadena trófica de la laguna de l'Albufera. Por otro lado, los objetivos secundarios serían evaluar el impacto del *Callinectes sapidus* en el lago y servir como herramienta para futuras vías de investigación.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

La laguna de l'Albufera es una laguna costera de clima mediterráneo, oligohalina y hipereutrófica, que consta de aproximadamente 23,2 km<sup>2</sup> (Blanco & Romo, 2006) de lámina de agua, rodeada de halófitos y tras ellos arrozales en todas direcciones excepto al Este, donde se encuentra el cordón dunar y los canales que vierten al mar. El agua dulce proviene de las acequias desde los arrozales y *ullales* circundantes, donde se mezcla con el agua de riego y los emisarios de las depuradoras arrastrando consigo pesticidas y fertilizantes. La laguna tiene salida al mar a través de 3 *golas* por las que se mezcla el agua de la laguna con el Mediterráneo cuando eventualmente las compuertas son abiertas. Tiene una profundidad de 0,9 m de media (Ecohydros, 2007) y tanto el lecho como el agua son muy ricos en materia orgánica y nutrientes. De acuerdo a Hernández-Crespo (2013) tanto el contenido en materia orgánica como en metales pesados del lecho son muy altos, es decir, existe un excedente muy importante de detritos que condicionan el estado del lago.

Este modelo pretende simular el estado del lago en 2017, año en el que el *C. sapidus* alcanza una biomasa suficiente y pasa a ser pescado de forma comercial y no anecdótica. Los parámetros físico-químicos que forman la base del modelo fueron extraídos del Programa de Seguimiento de Zonas Húmedas de la Generalitat Valenciana del año 2017. La temperatura de la lámina de agua ronda los 18,7 Cº y la concentración media de clorofila *a* (Chl-*a*) es de 3,63 mg/L.



Ilustración 1. Puntos de muestreo del Programa de vigilancia de zonas húmedas de la GVA.

## Procedimiento

Se ha utilizado el software Ecopath 6.6.16 para analizar la red trófica de la laguna de l'Albufera. Se trata de una herramienta que calcula el balance de masas total de un momento concreto, es decir, un modelo estacionario. Para este fin, Ecopath utiliza la ecuación fundamental desarrollada por (Polovina, 1984) adaptada por (Christensen & Pauly, 1993) (Ecuación 1):

$$B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i = \sum_{j=1}^n (Q/B)_j \cdot DC_{ij} \cdot B_j + C_i$$

Siendo  $i$  la presa y  $j$  su consumidor:

- $B$  las respectivas biomásas (en toneladas de peso fresco·km<sup>-2</sup>) de la presa  $i$  y su depredador  $j$
- $P/B_i$  el ratio productividad/biomasa de la presa  $i$ , en año<sup>-1</sup>. En Ecopath, este ratio es equivalente a la mortalidad total instantánea  $Z$  de la biología pesquera, el cual se compone de la suma de la mortalidad natural  $M$  y una mortalidad  $F$  proveniente de la pesca ( $Z = M + F$ ).
- $EE_i$  es la eficiencia ecotrófica, que es la fracción (adimensional) de la producción que es usada por el sistema, es decir, que sube por la red trófica. La  $EE$  es calculada a partir de la diferencia entre el valor 1 y la mortalidad por causas no contempladas *per se* en el modelo como enfermedades o hambrunas.
- $Q/B_j$  es el ratio de consumo/biomasa, en año<sup>-1</sup>. Explica, igual que la producción/biomasa, un ratio instantáneo, en este caso de consumo de biomasa total en función de la biomasa de  $j$ .
- $DC_{ij}$  expresa la fracción de la dieta de  $j$  que contribuye  $i$  en términos de biomasa.
- $C_i$  expresa las capturas de  $i$  en toneladas de peso fresco·km<sup>-2</sup>·año<sup>-1</sup>.

## Grupos funcionales

El sistema en Ecopath se define mediante los llamados grupos funcionales (Blondel, 2003). De acuerdo a (Christensen *et al.*, 2008), los grupos funcionales deben corresponder a especies que compartan nicho ecológico, taxón y/o estructura de clases de edad, y el modelo a su vez debe contener al menos 12 grupos funcionales. Este modelo se compone de 15 grupos formados y parametrizados según el método descrito a continuación.

### *Aves (Grupos 1 a 3)*

Las aves fueron agrupadas de acuerdo al método de (Bueno-Pardo *et al.*, 2018) en anátidas, zancudas y piscívoras. El total de individuos de cada grupo se extrajo del censo de aves nidificantes invernantes del 2017 de la (Dirección General de Medio Natural y de Evaluación Ambiental, 2017). La biomasa se calculó multiplicando la abundancia media de las especies por el peso medio individual de las especies más abundantes. En el caso de l'Albufera, las especies más representativas fueron *Anas platyrhynchos* para las anátidas, *Plegadis falcinellus*, *Himantopus himantopus* y *Porphyrio porphyrio* para las aves zancudas, y *Egretta garzetta* y

*Seterna nilotica* para los pájaros piscívoros. La biomasa se corrige mediante un factor de 70%, 50% y 60% para cada respectivo grupo según el tiempo medio que pasa en el lago. La productividad y el consumo se extrajeron de la base de datos de Jorgensen *et al.* (1991), y la dieta se aproximó a partir del modelo de la Ría de Aveiro de Bueno-Pardo.

#### *Peces (Grupos 4 a 9)*

Los peces fueron agrupados en los siguientes grupos: ciprínidos (*Cyprinus carpio*, *Alburnus alburnus* y *Carassius auratus*, o carpa, alburno y carpín), mugílidos (*Liza aurata*, *Mugil cephalus*, o lisa y mule), *Gambusia holbrooki* (gambusia), *Lepomis gibbosus* (percasol), *Anguilla anguilla* (anguila), *Dicentrarchus labrax* (lubina). Otras especies aparecen ocasionalmente en estudios recientes sobre el lago, pero son poco representativas a nivel de biomasa y por lo tanto no se tuvieron en cuenta en el modelo (Blanco *et al.*, 2003).

En este modelo, debido a la baja biodiversidad ictiológica de la laguna, los grupos funcionales de los peces corresponden muchas veces a una única especie. Para la estimación de su biomasa, se utilizó principalmente la proporción entre especies que encontraron en los diferentes estudios realizados entre 2005 y 2007 (Ecohydros, 2007) sobre la comunidad ictiológica de l'Albufera encargados por el Servicio Devesa-Albufera del Ayuntamiento de Valencia. En estos estudios se calculó por un lado la biomasa y abundancia mediante censos ecoacústicos, y por otro lado se estudió las proporciones de especies, tallas y pesos mediante la pesca con red.

En principio, consideramos que las proporciones entre especies son aceptables, debido a que la red científica es un método de pesca poco selectivo, y la composición es similar a otros estudios como (Blanco *et al.*, 2003). Sin embargo, es notorio destacar la ausencia de peces como la *G. holbrooki* o la anguila. En el caso de la gambusia, la ausencia de especímenes podría explicarse por un lado por su pequeño tamaño que les permitiría escapar de las redes, y de su preferencia por las zonas de vegetación más densa, donde la embarcación no puede acceder por el bajo calado. La anguila por su parte no fue el objeto de estudio de acuerdo al informe de Ecohydros 2007 por no ser una especie pelágica, por lo que solo es mencionada para decir que queda fuera del estudio.

A partir de estas proporciones, el dato de biomasa total de un ecosistema similar (Cardona *et al.*, 2001), y los datos de pesca de la Comunidad de Pescadores del Palmar, pudimos estimar la masa de los mugílidos primero y, posteriormente, del resto de peces del estudio. Esta estimación nos otorgó valores similares a la composición de los estudios de (Blanco & Romo, 2006), si bien existen diferencias en las capturas de carpas, las cuáles podrían verse parcialmente explicadas por una ligera disminución en la eutrofización del lago en el periodo del 2000 al 2007 (GVA, 2020).

La biomasa de las dos especies que quedaron fuera del estudio de Ecohydros, *G. holbrooki* y *A. anguilla*, fueron aproximadas a partir de datos bibliográficos. La biomasa de la anguila fue calculada a partir de la EE observada en el lago de Orbetello (Brando, 2004), y la de la gambusia a partir de la abundancia y el peso medio de estudios en ecosistemas similares, multiplicada por la fracción de la laguna de l'Albufera que está a menos de 5 metros de distancia de las matas, de acuerdo a la ortofoto de 2017 del ICV y el SIOSE.

Por otro lado, la productividad y el consumo fueron calculados a partir de datos de relaciones longitud-peso y clases de edad extraídos de la investigación (Blanco *et al.*, 2003) y ecosistemas similares de extraídos de Fishbase (Froese & Pauly, 2019).

Las ecuaciones de cálculo de P/B y Q/B fueron las de Pauly (1980) y Palomares y Pauly (1989; 1998) que se exponen a continuación:

Ecuación 2 para el cálculo de la productividad:

$$M = K^{0.65} \cdot L_{\infty}^{-0.279} \cdot T_C^{0.463}$$

Siendo M la mortalidad natural, K el ratio de crecimiento de la ecuación VBGF (la ecuación de crecimiento de Von Bertalanffy),  $L_{\infty}$  la longitud asintótica extraída a su vez de VBGF y  $T_c$  la temperatura en la lámina de agua. El valor M es asimilable a Z (P/B), o mortalidad total (Ecuación 1) en aquellas especies que no sufren explotación comercial. En los casos en los que existe presión pesquera, se dividieron las capturas anuales C entre la biomasa aproximada B para calcular el ratio de mortalidad por pesca F y se obtuvo el valor de Z (P/B), de acuerdo a la ecuación 3:

$$\frac{C}{B} + M = Z$$

Ecuación 4 para el cálculo del consumo:

$$\log(Q/B) = 7.964 - 0.204 \log W_{\infty} - 1.965 \cdot T' + 0.083 \cdot A + 0.532 \cdot h + 0.398 \cdot d$$

Siendo  $W_{\infty}$  el peso asintótico de la ecuación VBGF, la  $T'$  la temperatura media del agua, A el factor de superficie de la aleta caudal, y h y d variables ficticias derivadas de datos empíricos que toman un valor de 0 o 1 dependiendo de su dieta. Cuando el grupo en cuestión es herbívoro, el valor de h es 1, y carnívoros y detritívoros toman el valor de 0. Por su parte, la d toma un valor de 1 cuando se trata de detritívoros, y un valor de 0 para el resto (Palomares & Pauly, 1998).

En el caso de la anguila, dado su complejo ciclo vital y su estilo de locomoción no basado en la aleta caudal (Tesch, 2003), los datos de tanto P/B como Q/B son bibliográficos del estudio de Brando (2004) y estos a su vez de Christensen & Pauly (1993).

Por otro lado, mugílidos y ciprínidos se agruparon en dos conjuntos taxonómicos debido a sus nichos similares, y se calculó la media de sus diferentes parámetros a partir de sus proporciones de biomasa.

Por último, las dietas fueron extraídas en su mayoría del estudio de Blanco *et al.* (2003) y, para la lubina en concreto, de datos del Mar Menor de (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2014).

### *Macroinvertebrados (Grupos 10 a 12)*

Debido al interés específico de los decápodos para este estudio, fueron considerados grupos separados con el fin de valorar posteriormente su interacción. La biomasa del *Procambarus clarkii* fue obtenida a partir de datos bibliográficos de ecosistemas similares (Pérez-Bote, 2004). El ratio de productividad P/B del *C. sapidus* fue calculado a partir de los datos de peso medio individual de Mocholí (2017) convertidos a julios y posteriormente a mortalidad natural y total, estimada mediante la base de datos de Brey (2015). A partir de estos datos de mortalidad y los datos de capturas de la Comunidad de Pescadores, mediante la ecuación 3 se estimó la biomasa de *C. sapidus*. Finalmente, debido a que los decápodos de l'Albufera son principalmente detritívoros (Gil-Fernández, 2018; Pérez-Bote, 2004), el consumo Q/B de cada cangrejo pudo ser estimado mediante la ecuación de Cammen (1979).

Por otro lado, en el grupo de zoobentos se incluye al resto de macroinvertebrados del lecho de la laguna, debido a la escasez de datos cuantitativos contrastados. La composición de este grupo se extrajo de los estudios de Balaguer-Segarra (2016) y Sahuquillo *et al.*, 2007. En concreto, en el caso del estudio en el Tancat de la Pipa, se dieron por equivalentes a la laguna de l'Albufera aquellos estanques del estudio con la profundidad y condiciones más similares. La biomasa se calculó a partir del peso medio de las especies o taxones más representativos, y mediante los trabajos de Brey (2015) y Prat y Rieradevall (2006) se calculó la productividad. El consumo y la dieta se extrajeron de un ecosistema comparable como es el de Prado *et al.* (2013).

### *Zooplankton (Grupo 13)*

Datos cuantitativos sobre el zooplankton de la laguna de l'Albufera son difíciles de encontrar. De acuerdo a Rodríguez Martínez (2013) y Vicente & Miracle (1992) un valor esperable de biomasa de zooplankton relativo a la biomasa de fitoplancton sería de un 3%, es decir alrededor de 1500 kg·km<sup>-2</sup> de zooplankton en l'Albufera. Mediante los datos de productividad y consumo del modelo del Mar Menor de Pérez-Ruzafa *et al.* (2020) y un valor de EE de 0.95 conseguimos un valor aproximado de 4213 kg/km<sup>2</sup> (Tabla 2) de biomasa. La composición del zooplankton y las condiciones del Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020) y las de l'Albufera son comparables de acuerdo a la composición encontrada en Balaguer-Segarra (2016) y su estudio sobre las comunidades del Tancat de la Pipa.

### *Fitoplancton (Grupo 14)*

El valor de biomasa del fitoplancton fue calculado a partir de los datos de clorofila del Programa de Seguimiento de Zonas Húmedas de la Generalitat Valenciana, con datos de 2017. Debido a que la composición, de acuerdo a Romo *et al.* (2008), es de un 90% de cianofíceas, se transformó el peso de carbono de la clorofila a peso fresco de cianofíceas mediante los factores de conversión de Faugeras *et al.* (2004) y Brey (2015). Los datos de productividad se extrajeron de un ecosistema comparable (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020).

### *Detritos (Grupo 15)*

Los datos de contenido orgánico de la investigación de Hernández-Crespo (2013) del fondo de la laguna de l'Albufera fueron convertidos a detritos mediante el método de Brando (2004), asumiendo que los primeros 10 cm son los que quedan fácilmente disponibles dentro de la cadena trófica. Además, en este grupo consideramos incluida la materia orgánica en suspensión y el aporte de materia vegetal, debido a la asumida alta recirculación de nutrientes por parte de ciprínidos y otros detritívoros por un lado y por la imposibilidad de conseguir datos bibliográficos de la entrada de materia vegetal por el otro. Esto sería un problema de no ser por el alto excedente de materia orgánica que hay en el lecho, que hace prescindible definir más grupos en nuestro modelo para el actual nivel de precisión. En todo caso, este valor sería una aproximación a la baja del valor real de detritos en la laguna.

### *Pesca*

Los datos de pesca del estudio fueron proporcionados por la Comunidad de Pescadores del Palmar. Las especies explotadas de forma comercial incluyen *C. sapidus*, *D. labrax*, *A. anguilla* y los diferentes mugílidos. A destacar es el incremento lineal de las capturas de *C. sapidus* a lo largo del periodo 2017 – 2019 (de  $0,25 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$  a  $0,74 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ ), coincidente en el tiempo con la progresiva desaparición del *P. clarkii* (Directora Conservadora del Parque Natural de l'Albufera Paloma Mateache, comunicación personal, 2019).

## Resultados

### Pedigree

El índice de Pedigree es generado por Ecopath de acuerdo al tipo de fuente de los datos de entrada al modelo, con la finalidad de valorar los intervalos de confianza de los diferentes parámetros para su posterior ajuste y/o cálculo de probabilidades de los diferentes escenarios en Ecosim. Este modelo, de acuerdo a los valores de referencia de (Christensen et al., 2008), tiene un índice de Pedigree de 0,310. Esto indica una fiabilidad media de acuerdo a la tesis de Morissette (2007). Es un valor adecuado teniendo en cuenta las limitaciones de este estudio, llevado a cabo únicamente a través de la revisión bibliográfica.

	Estudios cuantitativos, baja precisión
	Aproximación o cálculo indirecto
	De otro modelo
	Estimación a partir de Ecopath

Grupo funcional	B	P/B	Q/B	Dieta	Capturas
Aves zancudas	50	60	60	60	-
Aves piscívoras	50	60	60	60	-
Anátidas	50	60	60	60	-
<i>Gambusia holbrooki</i>	50	50	50	30	-
<i>Lepomis gibbosus</i>	50	50	50	30	-
<i>Dicentrarchus labrax</i>	50	50	50	50	30
<i>Anguilla anguilla</i>	80	60	60	30	30
Ciprínidos	50	50	50	30	-
Mugílidos	50	50	50	30	30
<i>Callinectes sapidus</i>	50	50	50	30	30
<i>Procambarus clarkii</i>	50	50	50	60	-
Zoobentos	30	50	50	60	-
Zooplancton	80	60	60	60	-
Fitoplancton	50	60	-	-	-
Detritus	50	-	-	-	-

Tabla 1. Intervalos de confianza, expresados en % sobre el total.

## PREBAL

El método de diagnóstico de equilibrio del modelo PREBAL incorporado en Ecopath, no fue utilizado como guía en la evaluación de la calidad del modelo ya que la base de la alimentación en la laguna son los detritos y sus consumidores bentívoros. Esto provoca un desequilibrio en la gráfica (Gráfico 1. Regresión de biomasa frente al nivel trófico.), la cual está hecha para representar ecosistemas donde los autótrofos ocupan el lugar predominante en el ecosistema y los detritos quedan fuera. Sin embargo, debido a que la masa de detritívoros bentónicos (grupo 12) duplica el valor de la biomasa de fitoplancton (grupo 14), no se considera aprovechable en este caso.

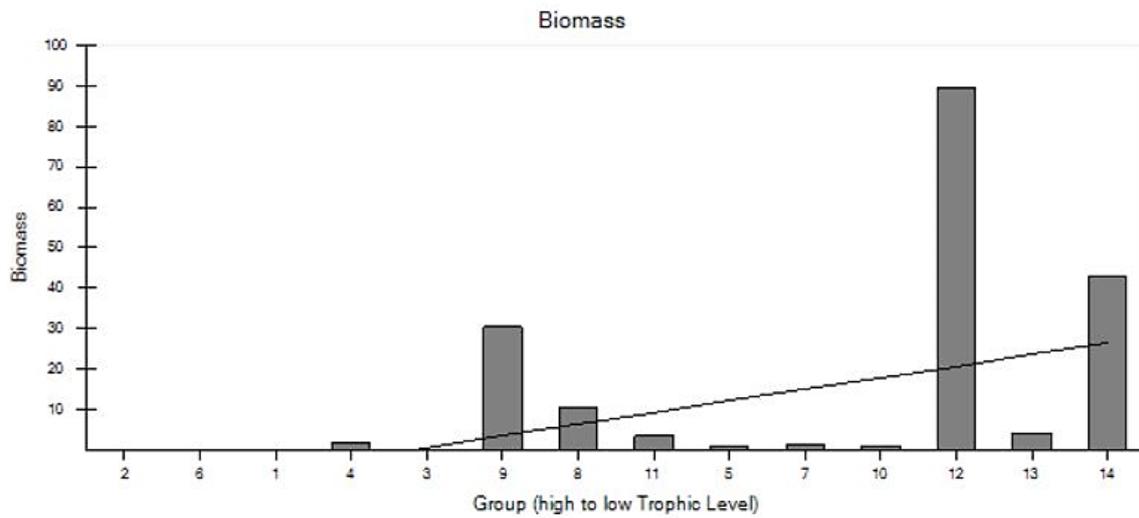


Gráfico 1. Regresión de biomasa frente al nivel trófico.

## Red trófica

En la Tabla 2, se aprecia que la eficiencia ecotrófica calculada tiene unos valores bajos en todas aquellas especies que no sufren explotación pesquera, rondando valores entre 0,11 y 0,62. De acuerdo al manual de usuario de Ecopath, un valor de 0,5 indicaría un suceso comparable a una proliferación de algas, en la que la mitad de la biomasa pasaría directamente a los detritos sin sufrir depredación alguna. Por otro lado, las especies que sufren explotación pesquera están alrededor del 0,8 de EE, indicando comparativamente un alto grado de depredación. Es destacable que los grupos con más alta depredación incluyan aquellos con niveles tróficos más altos, a excepción de las aves que no tienen depredación dentro del sistema y por lo tanto tienen una eficiencia de 0.

Grupo funcional	B	P/B	Q/B	EE	TL	F	F/Z
Aves zancudas	0,02	0,61	15,65	<b>0</b>	<b>3,088</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Aves piscívoras	0,10	0,63	37,1	<b>0</b>	<b>3,370</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Anátidas	0,17	0,61	15,65	<b>0</b>	<b>2,911</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Gambusia holbrooki</i>	1,94	0,93	16,86	<b>0,18</b>	<b>2,992</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Lepomis gibbosus</i>	0,81	0,61	21,60	<b>0,28</b>	<b>2,290</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,07	0,49	6,66	<b>0,84</b>	<b>3,156</b>	<b>0,34</b>	<b>0,71</b>
<i>Anguilla anguilla</i>	<b>1,3</b>	0,39	4	0,84	<b>2,209</b>	<b>0,29</b>	<b>0,73</b>
Ciprínidos	10,65	0,42	12,22	<b>0,39</b>	<b>2,379</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Mugílidos	30,47	0,67	16,37	<b>0,71</b>	<b>2,501</b>	<b>0,41</b>	<b>0,61</b>
<i>Callinectes sapidus</i>	0,92	0,54	66,23	<b>0,91</b>	<b>2,140</b>	<b>0,27</b>	<b>0,51</b>
<i>Procambarus clarkii</i>	3,65	0,74	9,7	<b>0,62</b>	<b>2,330</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Zoobentos	89,3	5,95	24,7	<b>0,26</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Zooplancton	<b>4,21</b>	55	155	0,94	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Fitoplancton	42,91	230		<b>0,11</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Detritus	4236				<b>1</b>		

Tabla 2. B: biomasa en  $t \cdot km^{-2}$ , P/B: ratio de productividad en  $año^{-1}$ , y Q/B ratio de consumo en  $año^{-1}$ , EE fracción de mortalidad por depredación (adimensional), TL nivel trófico, F mortalidad por pesca en  $año^{-1}$ , F/Z proporción de mortalidad pesquera sobre mortalidad total (adimensional).

*En negrita: calculado por Ecopath.*

El nivel trófico medio de la fauna es de 2,16, un valor muy bajo que implica que la alimentación principal de la fauna local está basada en detritos. Es también muy destacable el valor del ratio de consumo Q/B de *C. sapidus*, entre 3 y 7 veces mayor que el del resto de macroinvertebrados detritívoros. Además, la presión pesquera F/Z constituye más de la mitad de la mortalidad de las especies explotadas actualmente.

En la ilustración 2 se puede observar la importancia de los detritos dentro de la red trófica de la laguna de l'Albufera. En la parte superior, todos los grupos quedan eclipsados ante el valor altísimo de biomasa de detritos presente en el ecosistema, lo cual hace difícil la comparación del resto de grupos entre sí mediante el tamaño. En la parte inferior se añade una versión sin el tamaño proporcional, donde se puede apreciar un importante flujo de detritos hacia todos los grupos de nivel trófico  $\approx 2$  excepto el zooplancton, a diferencia del fitoplancton que tiene muchos flujos también de consumo pero de unos valores mucho más modestos.

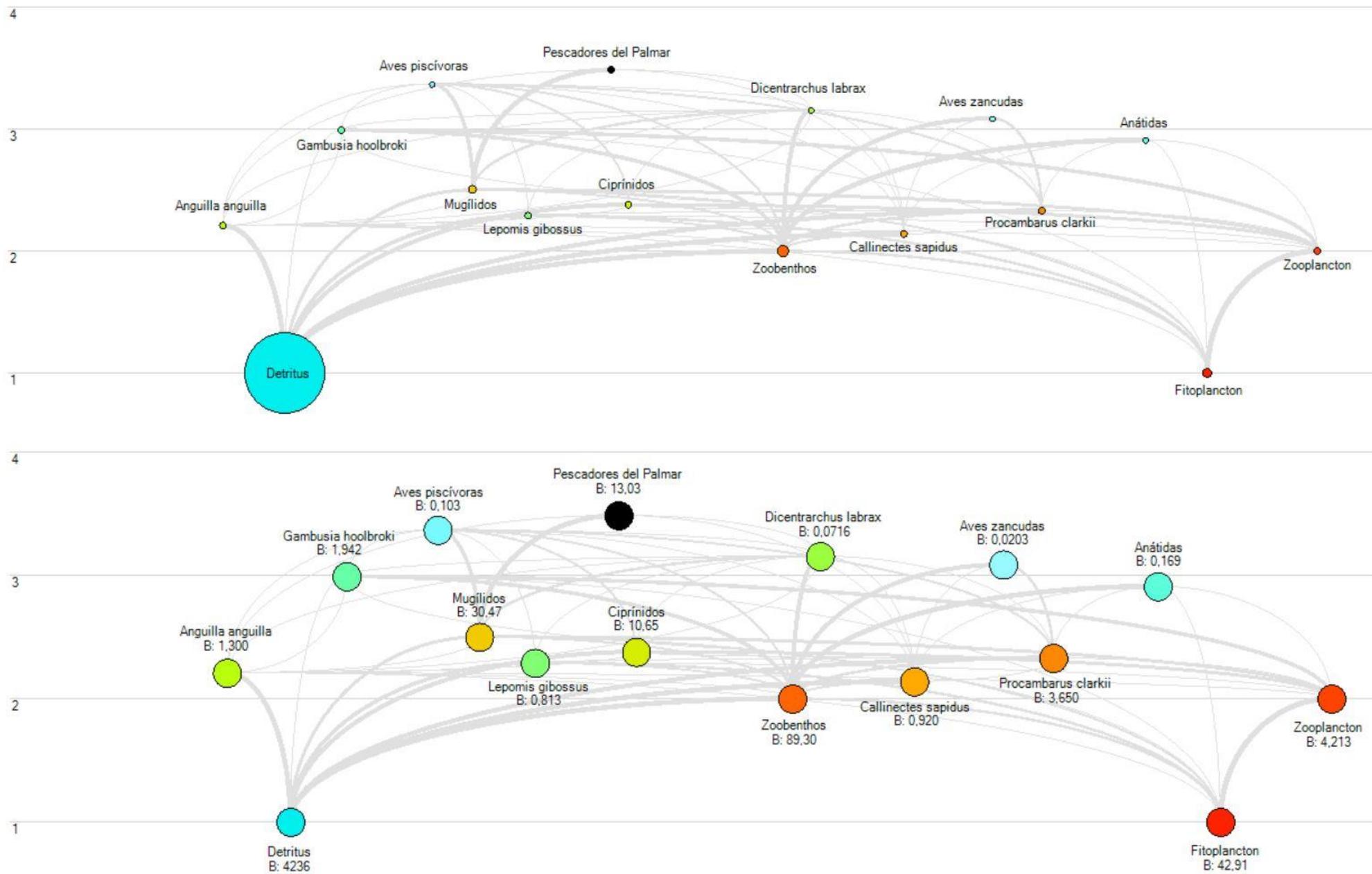


Ilustración 2. Diagramas de flujo trófico en la laguna de l'Albufera

## Discusión y conclusiones

### Interacción entre *P. clarkii* y *C. sapidus*.

Si bien este modelo ha sido calibrado para ser una imagen estática del 2017, se pueden realizar estimaciones de los datos que éste proporciona. Por ejemplo, como hemos mencionado anteriormente, de acuerdo a Mateache (Directora Conservadora del Parque Natural de l'Albufera Paloma Mateache, 2019, comunicación personal), la población de *P. clarkii* está actualmente en los niveles más bajos desde su introducción al ecosistema, encontrándose sólo de forma anecdótica en la laguna. Por el contrario, las capturas de *C. sapidus* han crecido de 6 a 17 toneladas en el periodo 2017 - 2019. Asumiendo un esfuerzo pesquero y condiciones ambientales constantes a lo largo de estos 3 años, de acuerdo a la ecuación 3 y los datos de este trabajo derivados de Brey (2015) y Mocholí (2017), esto indicaría que el cambio en las capturas de *C. sapidus* es consecuencia de que se ha triplicado su biomasa en el lago. Por otra parte, sabemos que de acuerdo al modelo, en las mismas condiciones ambientales y de esfuerzo pesquero, a partir de  $2,6 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$  de biomasa de *C. sapidus* la EE del *P. clarkii* llegaría a 1, es decir, la mortalidad por depredación sería igual a la total.

Esto muestra como el alto ratio de consumo del cangrejo *C. sapidus* puede alterar un ecosistema en un breve período de tiempo, en este caso, acabando con la población local de *P. clarkii* aproximadamente 5 años después de su introducción. Este hecho tiene implicaciones aún mayores dado que el *P. clarkii* sólo constituye aproximadamente un 3% de la dieta del cangrejo azul en términos de biomasa en la laguna de l'Albufera. Aun teniendo en cuenta los sesgos del modelo, como la baja especificidad de los datos o la valoración indirecta de las biomásas, éste nos corrobora las observaciones hechas en el medio. Sería interesante analizar las dietas del *C. sapidus* in situ de aquí en adelante para monitorizar sobre qué especies incide su depredación, debido al peligro que supone para el débil estado del ecosistema la voracidad del cangrejo azul.

### Revisión bibliográfica y sesgos del modelo

Este trabajo se ha basado ampliamente en la recopilación e interpretación de multitud de artículos y referencias que han hecho posible la construcción de un modelo que describe las interacciones de la red trófica de la laguna. Esta revisión incluye la comprobación y comparación de los métodos de muestreo y cálculo de las diferentes fuentes para conseguir la máxima coherencia posible. El sesgo que pudieran tener las diferentes investigaciones se intenta tener en cuenta siempre que es posible a la hora de calibrar el modelo. Además, esta misma falta de datos específicos, especialmente series temporales más allá de datos de capturas y contenido en nutrientes, hace complicada la creación de un modelo de balance de masas dinámico sobre l'Albufera de València. Al ser un modelo estático, no tiene la sensibilidad necesaria para realizar estudios más exhaustivos sobre los diferentes escenarios de gestión posibles, más allá de aproximaciones de evolución a corto plazo. Por tanto, sería interesante en el futuro seguir construyendo el modelo tanto en su versión estática de Ecopath como crear una continuación dinámica en Ecosim para su posible uso como herramienta de gestión de los recursos biológicos.

## Papel de los detritos

El presente estudio refleja como el ecosistema de la laguna de l'Albufera gira alrededor de los detritos y sus consumidores. Los detritos son la fuente principal de alimentación y energía del ecosistema, en lugar de la depredación directa de fitoplancton, como cabría esperar en un lago en buen estado trófico. En cambio, cumple un papel indirecto en el ecosistema sirviendo de fuente a los detritívoros solo a partir de su muerte y descomposición por parte de las bacterias.

Los organismos consumidores de fitoplancton se ven representados por varios grupos funcionales en el modelo, tantos grupos como detritívoros, pero su consumo términos relativos de biomasa tiende a ser pequeño, y alrededor del 80% de su productividad pasa directamente a formar parte de los detritos.

En cuanto a la comunidad detritívora bentónica, no existen estudios suficientes para evaluar su composición, sobre todo teniendo en cuenta su importancia dentro de la cadena trófica y su posible papel clave como depuradora natural del lago. Un análisis de las capacidades de consumo de detritos por un lado, y del aporte real de materia orgánica a la laguna por otro, permitiría plantear escenarios de gestión y restauración del estado trófico del ecosistema.

En conclusión, esta investigación demuestra el papel clave de los detritos y la comunidad bentónica detritívora en la laguna de l'Albufera, y la necesidad de ampliar el conocimiento existente mediante estudios de campo.

## Bibliografía

- Balaguer Segarra, A. (2016). Estudi de la comunitat de macroinvertebrats a l'aiguamoll artificial del Tancat de la Pipa durant l'hivern, i la seua relació amb la qualitat de l'aigua.  
<https://riunet.upv.es/handle/10251/63420>
- Blanco Lanza, S. (2007). Ecología trófica de los peces en lagunas someras y su efecto sobre el epifiton de las plantas [Tesis Doctoral, Universidad de León].  
[https://www.researchgate.net/publication/45236322\\_Ecologia\\_trofica\\_de\\_los\\_peces\\_en\\_lagunas\\_someras\\_y\\_su\\_efecto\\_sobre\\_el\\_epifiton\\_de\\_las\\_plantas](https://www.researchgate.net/publication/45236322_Ecologia_trofica_de_los_peces_en_lagunas_someras_y_su_efecto_sobre_el_epifiton_de_las_plantas)
- Blanco Lanza, S., & Romo Pérez, S. (2006). Ictiofauna del Lago de la Albufera de Valencia: Evolución histórica y situación actual. *Boletín de La Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica)*, 101(1–4), 45–56.
- Blanco, S., Romo, S., Villena, M.-J., & Martínez, S. (2003). Fish communities and food web interactions in some shallow Mediterranean lakes. *Hydrobiologia*, 506–509(1–3), 473–480. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008583.05327.da>
- Blondel, J. (2003). Guilds or functional groups: Does it matter? *Oikos*, 100(2), 223–231.  
<https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12152.x>
- Brando, V. E. (2004). Assessment of environmental management effects in a shallow water basin using mass-balance models. *Ecological Modelling*, 172(2), 213–232.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.008>
- Brey, T. (2015). The Virtual Handbook on Population Dynamics. *Population Dynamics in Benthic Invertebrates: A Virtual Handbook*. <http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/navlog/index.html>
- Bueno-Pardo, J., García-Seoane, E., Sousa, A., Coelho, J., Morgado, M., Frankenbach, S., Ezequiel, J., Vaz, N., Quintino, V., Rodrigues, A., Leandro, S., Luís, A., Serôdio, J., Cunha, M., Calado, A., Lillebø, A., Rebelo, J. E., & Queiroga, H. (2018). Trophic web structure

- and ecosystem attributes of a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal).  
*Ecological Modelling*, 378, 13–25. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2018.03.009>
- Cammen, L. M. (1980). Ingestion Rate: An empirical model for aquatic deposit feeders and detritivores. *Oecologia*, 44(3), 303–310. <https://doi.org/10.1007/BF00545232>
- Cardona, L., Royo, P., & Torras, X. (2001). Effects of leaping grey mullet *Liza saliens* (Osteichthyes, Mugilidae) in the macrophyte beds of oligohaline Mediterranean coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 462(1), 233–240.  
<https://doi.org/10.1023/A:1013106905602>
- Christensen, V., & Pauly, D. (1993). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM.  
<https://www.worldfishcenter.org/content/trophic-models-aquatic-ecosystems-0>
- Christensen, V., Walters, C. J., Pauly, D., & Forrest, R. (2008). *Ecopath with Ecosim: A User's Guide*. Lenfest Ocean Futures Project.  
[https://www.researchgate.net/publication/267193103\\_Ecopath\\_with\\_Ecosim\\_A\\_User's\\_Guide](https://www.researchgate.net/publication/267193103_Ecopath_with_Ecosim_A_User's_Guide)
- Chucholl, C. (2013). Feeding ecology and ecological impact of an alien 'warm-water' omnivore in cold lakes. *Limnologica*, 43, 219–229. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.10.001>
- CSIC. (2020). Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Vertebrados ibéricos.  
<http://www.vertebradosibericos.org/>
- Dauer, D. M. (1984). High Resilience to Disturbance of an Estuarine Polychaete Community. *Bulletin of Marine Science*, 34(1), 170–174.
- del Barrio Fernández, P., Gómez, A. G., Alba, J. G., Díaz, C. Á., & Revilla Cortezón, J. A. (2012). A model for describing the eutrophication in a heavily regulated coastal lagoon. Application to the Albufera of Valencia (Spain). *Journal of Environmental Management*, 112, 340–352. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.019>

- Dirección General de Medio Natural y de Evaluación Ambiental. (2017). Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana (p. 32). Generalitat Valenciana.
- DuBey, R., Caldwell, C., & Gould, W. R. (2005). Effects of Temperature, Photoperiod, and Myxobolus cerebralis Infection on Growth, Reproduction, and Survival of Tubifex tubifex Lineages. *Journal of Aquatic Animal Health*, 17(4), 338–344.  
<https://doi.org/10.1577/H04-061.1>
- Ecohydros. (2007). Asistencia Técnica para la ‘Evaluación de la Evolución Interanual de la Comunidad Piscícola del Lago de l’Albufera’ (p. 165). Generalitat Valenciana.
- Faugeras, B., Bernard, O., Sciandra, A., & Lévy, M. (2004). A mechanistic modelling and data assimilation approach to estimate the carbon/chlorophyll and carbon/nitrogen ratios in a coupled hydrodynamical-biological model. *Nonlinear Processes in Geophysics*, 11(4), 515–533. <https://doi.org/10.5194/npg-11-515-2004>
- Fernández, F. R. (2001). El ingreso en la Comunidad de Pescadores de El Palmar y la transmisión hereditaria del «redolí». Universitat de València.
- Froese, R., & Pauly, D. (2019, December). FishBase [World Wide Web electronic publication]. FishBase. <https://www.fishbase.de/>
- Gamito, S., & Erzini, K. (2005). Trophic food web and ecosystem attributes of a water reservoir of the Ria Formosa (south Portugal). *Ecological Modelling*, 181(4), 509–520.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.02.024>
- Gil-Fernández, A. (2018). Análisis de la dieta de *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) en ambientes recientemente invadidos del Golfo de Valencia [Trabajo Final de Máster, Universitat Politècnica de València].  
<http://polipapers.upv.es/index.php/IA/article/view/3293>

- GVA. (2020). Programa de seguimiento de zonas húmedas—Generalitat Valenciana.  
<http://www.agroambient.gva.es/es/web/espacios-naturales-protegidos/programa-de-seguimiento-de-zonas-humedas>
- Hernández Crespo, C. (2013). Evaluación del contenido de Sulfuros Ácidos Volátiles y Metales Extraídos Simultáneamente en los sedimentos de L'Albufera de Valencia. Modelación matemática de procesos biogeoquímicos en el perfil del sedimento [Tesis Doctoral, Universitat Politècnica de València]. <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/34787>
- Jégou, A., & Sanchis-Ibor, C. (2019). The opaque lagoon. Water management and governance in l'Albufera de València wetland (Spain). *Limnetica*, 38(1), 503–515.  
<https://doi.org/10.23818/limn.38.29>
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., & Christoffersen, K. (2012). The structuring role of submerged macrophytes in lakes (Vol. 131). Springer.  
[https://www.academia.edu/12937204/The\\_structuring\\_role\\_of\\_submerged\\_macrophytes\\_in\\_lakes](https://www.academia.edu/12937204/The_structuring_role_of_submerged_macrophytes_in_lakes)
- Jorgensen, S. E., Nielsen, S. N., & Jorgensen, L. A. (1991). Handbook of ecological parameters and ecotoxicology. Elsevier Editora. <https://vbn.aau.dk/en/publications/handbook-of-ecological-parameters-and-ecotoxicology>
- Mancinelli, G., Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kaporis, K., Katselis, G., & Ribeiro, F. (2017). On the Atlantic blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun 1896) in southern European coastal waters: Time to turn a threat into a resource? *Fisheries Research*, 194, 1–8.  
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.05.002>
- Miracle, M. R., & Sahuquillo, M. (2002). Changes of life-history traits and size in *Daphnia magna* during a clear-water phase in a hypertrophic lagoon (Albufera of Valencia, Spain). *SIL Proceedings, 1922-2010*, 28(3), 1203–1208.  
<https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11902644>

- Mocholí Soriano, V. (2017). Abundancia y estructura de tallas de la población de cangrejo atlántico azul (*Callinectes sapidus*) en la Albufera de Valencia [Trabajo Final de Grado, Universitat Politècnica de València].  
<http://polipapers.upv.es/index.php/IA/article/view/3293>
- Mondría García, M. (2010). Infraestructuras y eutrofización en L'Albufera de València, el modelo CABHAL [Tesis Doctoral]. Universitat Politècnica de València.
- Morissette, L. (2007). A comparative analysis, with emphasis on marine mammals and the Gulf of St. Lawrence [Tesis Doctoral]. The University of British Columbia.
- National Research Council. (1999). Sustaining Marine Fisheries. The National Academies Press.  
<https://doi.org/10.17226/6032>
- Nixon, S. W. (1995). Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41(1), 199–219. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>
- Palomares, M. L. D., & Pauly, D. (1998). Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and Freshwater Research*, 49(5), 447–453. <https://doi.org/10.1071/MF98015>
- Pérez-Bote, J. (2004). Feeding Ecology of the Exotic Red Swamp Crayfish, *Procambarus Clarkii* (Girard, 1852) in the Guadiana River (Sw Iberian Peninsula). *Crustaceana*, 77(11), 1375–1387. <https://doi.org/10.1163/1568540043166001>
- Pérez-Ruzafa, Á., & Marcos, C. (2014). Ecology and Distribution of *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus 1758). In *Biology of European Sea Bass* (pp. 3–33). Taylor & Francis Group.  
<https://doi.org/10.1201/b16043-3>
- Pérez-Ruzafa, A., Morkune, R., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, I. M., & Razinkovas-Baziukas, A. (2020). Can an oligotrophic coastal lagoon support high biological productivity? Sources and pathways of primary production. *Marine Environmental Research*, 153, 104824. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104824>

- Phillipson, J., Abel, R., Steel, J., & Woodell, S. R. J. (1977). Nematode numbers, biomass and respiratory metabolism in a beech woodland—Wytham Woods, Oxford. *Oecologia*, 27(2), 141–155. <https://doi.org/10.1007/BF00345819>
- Plagányi, É. E. (2007). Models for an ecosystem approach to fisheries (FAO Fisheries Technical Paper No. 477; p. 108). Food and Agriculture Organization.  
<http://www.fao.org/3/a1149e/a1149e00.htm>
- Polovina, J. J. (1984). An overview of the ecopath model. *Fishbyte*, 2(2), 5–7.
- Prado, P., Ibáñez, C., Caiola, N., & Reyes, E. (2013). Evaluation of seasonal variability in the food-web properties of coastal lagoons subjected to contrasting salinity gradients using network analyses. *Ecological Modelling*, 265, 180–193.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.05.021>
- Prat, N., & Rieradevall, M. (2006). Life cycle and production of Chironomidae (Diptera) from Lake Banyoles (NE Spain). *Freshwater Biology*, 33(3), 511–524.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb00410.x>
- Programa de seguimiento de zonas húmedas—Generalitat Valenciana. (n.d.). Retrieved 22 April 2020, from <http://www.agroambient.gva.es/es/web/espacios-naturales-prottegidos/programa-de-seguimiento-de-zonas-humedas>
- Rodríguez Martínez, J. (2013). *Ecología. Pirámide*.
- Romo, S., García-Murcia, A., Villena, M. J., Sánchez, V., & Ballester, A. (2008). Tendencias del fitoplancton en el lago de la Albufera de Valencia e implicaciones para su ecología, gestión y recuperación. *Limnetica*, 27(1), 11–28. <https://doi.org/10.23818/limn.27.02>
- Sahuquillo, M., Poquet, J. M., Rueda, J., & Miracle, M. R. (2007). Macroinvertebrate communities in sediment and plants in coastal Mediterranean water bodies (Central Iberian Peninsula). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 43(2), 117–130. <https://doi.org/10.1051/limn/2007018>

- Sanchis-Ibor, C., Benavent, J. M., & Pardo, J. E. (2016). La eutrofización de l'Albufera de València y su impacto en la vegetación palustre. *ResearchGate*, 141–144.
- Scheffer, M., Portielje, R., & Zambrano, L. (2003). Fish facilitate wave resuspension of sediment. *Limnology and Oceanography*, 48(5), 1920–1926.  
<https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.5.1920>
- Soria García, J. M. (1997). Estudio limnológico de los ecosistemas acuáticos del Parc Natural de l'Albufera de Valencia [Tesis Doctoral]. Universitat de València.
- Soriano Hernando, Ó. (1995). Los quironómidos (Diptera, Chironomidae) de Madrid. Efecto de la regulación ejercida por el embalse del Vado (Guadalajara, España) sobre una comunidad de quironómidos [Tesis Doctoral]. Universidad Complutense de Madrid.
- Tesch, F. W. (2003). *The Eel* (3rd ed.). Blackwell.
- Tyler, S. (1991). Turbellarian Biology. *Hydrobiologia*, 227, 19–25.
- Valiela, I. (1995). *Marine Ecological Processes* (2nd ed.). Springer-Verlag.  
<https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4125-4>
- Vicente, E., & Miracle, M. R. (1992). The Coastal Lagoon Albufera de Valencia: An Ecosystem Under Stress. *Limnetica*, 8, 87–100.
- Watson, S. C. L., Beaumont, N. J., Widdicombe, S., & Paterson, D. M. (2019). Comparing the network structure and resilience of two benthic estuarine systems following the implementation of nutrient mitigation actions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 106059. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.12.016>

## Anexos

### Dietas

Presa / Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 Aves zancudas													
2 Aves piscívoras													
3 Anátidas													
4 <i>Gambusia holbrooki</i>		0,03				0,01					0,01		
5 <i>Lepomis gibbosus</i>		0,01				0,01							
6 <i>Dicentrarchus labrax</i>						0,01							
7 <i>Anguilla anguilla</i>		0,01				0,07							
8 Ciprínidos		0,15				0,20	0,24				0,03		
9 Mugílidos		0,43				0,01	0,69						
10 <i>Callinectes sapidus</i>	0,06	0,04	0,01			0,03				0,01			
11 <i>Procambarus clarkii</i>	0,24	0,18	0,03			0,66				0,12			
12 Zoobentos	0,70	0,15	0,76	0,51	0,18		0,01	0,07	0,18		0,26		
13 Zooplancton			0,1	0,48	0,11		0,05	0,31	0,32		0,01		
14 Fitoplancton			0,1		0,25			0,08	0,13	0,86		0,2	1
15 Detritus				0,01	0,46		0,8	0,54	0,37		0,69	0,8	

### Grupos funcionales

<b>Aves zancudas:</b> <i>Plegadis falcinellus</i> , <i>Rallus aquaticus</i> , <i>Gallinula chloropus</i> , <i>Porphyrio porphyrio</i> , <i>Fulica atra</i> , <i>Fulica cristata</i> , <i>Himantopus himantopus</i> , <i>Recurvirostra avosetta</i> , <i>Charadrius dibois</i> , <i>Charadrius alexandrinus</i> , <i>Glareola pratincola</i>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	0,02	(Dirección General de Medio Natural y de Evaluación Ambiental, 2017) (Bueno-Pardo et al., 2018)
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,61	(Jorgensen et al., 1991)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	15,65	(Jorgensen et al., 1991)
Diet	-	(Bueno-Pardo et al., 2018)
EE	-	-

<b>Aves piscívoras:</b> <i>Bulbucus ibis</i> , <i>Egretta garzetta</i> , <i>Ardea purpurea</i> , <i>Ardea cinerea</i> , <i>Ixobrychus minutus</i> , <i>Tachybaptus ruficollis</i> , <i>Podiceps cristatus</i> , <i>Larus ridibundus</i> , <i>Larus sp.</i> , <i>Seterna nilotica</i> , <i>Seterna albifrons</i>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	0,10	(Dirección General de Medio Natural y de Evaluación Ambiental, 2017) (Bueno-Pardo et al., 2018)
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,63	(Jorgensen et al., 1991)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	37,1	(Jorgensen et al., 1991)
Diet	-	(Bueno-Pardo et al., 2018)
EE	-	-

<b>Anátidas: <i>Anas platyrhynchos</i>, <i>Netta rufina</i>, <i>Aythya ferina</i></b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	0,017	(Dirección General de Medio Natural y de Evaluación Ambiental, 2017) (Bueno-Pardo et al., 2018)
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,61	(Jorgensen et al., 1991)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	15,65	(Jorgensen et al., 1991)
Diet	-	(Bueno-Pardo et al., 2018)
EE	-	-

<b><i>Dicentrarchus labrax</i></b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	0,07	(Ecohydros, 2007)
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,487	(Froese & Pauly, 2019)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	6,662	(Froese & Pauly, 2019)
Diet	-	(Á. Pérez-Ruzafa & Marcos, 2014)
EE	-	-

<b><i>Lepomis gibbosus</i></b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	0,813	(Ecohydros, 2007)
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,609	(Froese & Pauly, 2019)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	21,60	(Froese & Pauly, 2019)
Diet	-	(Blanco et al., 2003)
EE	-	-

<b>Ciprínidos: <i>Caurassius aurata</i>, <i>Cyprinus carpio</i>, <i>Alburnus alburnus</i></b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	10,65	(Ecohydros, 2007)
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,424	(Froese & Pauly, 2019)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	12,22	(Froese & Pauly, 2019)
Diet	-	(Blanco et al., 2003)
EE	-	-

<b>Mugílidos: <i>Mugil cephalus</i>, <i>Liza aurata</i></b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	30,47	(Cardona et al., 2001) (Ecohydros, 2007)
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,670	(Froese & Pauly, 2019)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	16,37	(Froese & Pauly, 2019)
Diet	-	(Blanco et al., 2003)
EE	-	-

<b><i>Gambusia holbrooki</i></b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	1,94	Este trabajo (ver métodos) (CSIC, 2020)
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,931	(Froese & Pauly, 2019)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	16,86	(Froese & Pauly, 2019)
Diet	-	(Blanco et al., 2003)
EE	-	-

<b>Anguilla anguilla</b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	1,30	Estimación
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,39	(Brando, 2004)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	4,00	(Brando, 2004)
Diet	-	(Blanco <i>et al.</i> , 2003)
EE	0,84	(Brando, 2004)

<b>Callinectes sapidus</b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	0,92	(Mocholí, 2017) (Brey, 2015) y datos de capturas de la Comunidad de Pescadores del Palmar
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,539	(Mocholí Soriano, 2017) (Brey, 2015)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	66,23	(Brey, 2015; Cammen, 1980) (Mocholí Soriano, 2017)
Diet	-	(Gil-Fernández, 2018)
EE	-	-

<b>Procambarus clarkii</b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	3,65	(Chucholl, 2013)
P/B (year <sup>-1</sup> )	0,857	(Chucholl, 2013) (Brey, 2015)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	9,702	(Chucholl, 2013) (Cammen, 1980)
Diet	-	(Pérez-Bote, 2004)
EE	-	-

<b>Zoobenthos</b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	89,30	(Balaguer Segarra, 2016) (Soriano Hernando, 1995) (Tyler, 1991) (DuBey <i>et al.</i> , 2005) (Phillipson <i>et al.</i> , 1977) (Brey, 2015)
P/B (year <sup>-1</sup> )	5,953	(Brey, 2015) (Prat & Rieradevall, 2006)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	24,7	(Prado <i>et al.</i> , 2013)
Diet	-	(Prado <i>et al.</i> , 2013)
EE	-	-

<b>Fitoplancton</b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	42,91	(GVA, 2020) (Faugeras <i>et al.</i> , 2004) (Brey, 2015) (Romo <i>et al.</i> , 2008)
P/B (year <sup>-1</sup> )	230	(A. Pérez-Ruzafa <i>et al.</i> , 2020)

<b>Zooplankton</b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	4,21	Estimación
P/B (year <sup>-1</sup> )	55	(A. Pérez-Ruzafa et al., 2020)
Q/B (year <sup>-1</sup> )	150	(A. Pérez-Ruzafa et al., 2020)
Diet	-	(Miracle & Sahuquillo, 2002) (Romo <i>et al.</i> , 2008)
EE	0,95	Estimación

<b>Detritus</b>		
B (t · km <sup>-2</sup> )	4235,79	(Hernández Crespo, 2013) (Brando, 2004)