



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

**Adaptación e impacto ecosistémico de
Callinectes sapidus Rathbun, 1896
en la costa mediterránea española:
caso de L'Albufera de Valencia**

Tesis doctoral

Autor:
Alberto Gil Fernández

Dirección:
Dra. Silvia Falco Giaccaglia
Dr. Miguel Rodilla Alamá

Gandía, julio de 2024

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a mis dos directores, Silvia y Miguel, por sus interminables revisiones. De Silvia tengo que destacar su puntillosidad, y de Miguel su vehemencia en mostrarme cuando me equivoco, ambos factores que, sin duda, han contribuido a mejorar esta tesis.

Dentro de la UPV, también tengo que agradecer su compañía a todos los compañeros, tanto de laboratorio como de zulo, que han coincidido conmigo y a los que invariablemente he obligado a escuchar Rock FM mientras revisaba mis colectores.

También quiero agradecer a la Comunidad de Pescadores El Palmar por proporcionar datos de capturas, y especialmente, por su inestimable contribución para poder alcanzar las zonas más recónditas de L'Albufera gracias a esos paseos en barca en verano.

El personal del Club Náutico El Perelló también cuenta con mi agradecimiento por permitirme colocar colectores, trampas, hidrófonos, y todo tipo de cachivaches necesarios en sus dominios, e impedir que nadie se llevara mis cangrejos.

¡Y gracias también a mi amigo Nico por ayudarme con el diseño del ciclo vital! Ahora que es un experto en infografías científicas lo podéis encontrar en www.alittletoomuch.es si buscáis un extra de estilo en vuestros diseños.

Un agradecimiento más especial va para las llamadas de domingo con mi padre Miguel Ángel, y las visitas a casa de mi madre Rosa, con posterior saqueo de *tuppers* por mi parte. En ambos casos, elementos que me han mantenido con vida durante el desarrollo de la tesis.

Pero sobre todos los demás quiero destacar a la única persona que siempre creyó en mí mucho más que yo mismo, la que siempre tiene las sonrisas en oferta y que siempre ha sido el viento en mis alas y no el escupitajo en mi frente. Paula, siempre en mi corazón.

Resumen

El cangrejo azul *Callinectes sapidus* es un cangrejo nadador de gran tamaño que se ha asentado en distintos lugares alrededor del mundo como especie invasora, incluida la costa mediterránea española, en la que cuenta con una fuerte presencia. Es natural de la costa atlántica de América, desde Canadá a Argentina. Es eurihalino y euritermo, voraz, y capaz de alcanzar altas densidades de población, por tanto, capaz de provocar graves impactos sobre el ecosistema autóctono. Vive habitualmente en sistemas estuarinos, que las hembras abandonan para completar su complejo ciclo vital. Se trata de una especie de interés comercial, ampliamente explotado en su zona de distribución nativa.

En este estudio se han llevado a cabo un total de 7 campañas de muestreo para obtener información sobre cada una de las fases de su ciclo de vida. Para obtener información sobre la etapa inicial de vida planctónica se realizaron arrastres pelágicos. Para capturar megalopas y juveniles se emplearon colectores pasivos, y nasas para capturar adultos. Estas campañas de muestreo proporcionan información espacial y temporal sobre cada una de estas fases. En el caso de los individuos adultos permiten caracterizar su población en base al tamaño promedio de los individuos y la proporción de sexos. Además, se han realizado experimentos de modelado y simulación para determinar su posible impacto sobre las especies locales. Por una parte, se han llevado a cabo experimentos de competencia contra *Pachygrapsus marmoratus*, y por otra, se ha desarrollado un modelo de la red trófica de L'Albufera en "Ecopath with Ecosim".

El conjunto de las campañas de muestreo revela un ciclo vital bien definido, con un periodo de apareamiento en abril-junio, una migración reproductiva en julio, un máximo de zoeas en agosto y el periodo septiembre-noviembre como el más importante a lo largo del año para la colonización de sistemas estuarinos por parte de megalopas y juveniles. Las zoeas fueron más abundantes a 1000 m de la costa, y la población de adultos capturados poseía un tamaño promedio elevado y una proporción de sexos con mayoría de hembras. Se capturaron adultos en todas las estaciones del año. *P. marmoratus* no se ve especialmente afectado por la presencia de *C. sapidus*. Según el modelo, la especie más afectada por *C. sapidus* en L'Albufera es *Procambarus clarkii*, existiendo impactos variados sobre otras especies. La pesca se revela como un mecanismo eficaz de control de la población de *C. sapidus*.

Resum

El cranc blau *Callinectes sapidus* és un cranc nadador de gran grandària que s'ha assentat en diferents llocs al voltant del món com a espècie invasora, inclosa la costa mediterrània espanyola, en la qual compta amb una forta presència. És natural de la costa atlàntica d'Amèrica, des del Canadà a l'Argentina. És eurihalino i euritermo, voraç, i capaç d'aconseguir altes densitats de població, per tant, capaç de provocar greus impactes sobre l'ecosistema autòcton. Viu habitualment en sistemes estuarinos, que les femelles abandonen per a completar el seu complex cicle vital. Es tracta d'una espècie d'interés comercial, àmpliament explotat en la seua zona de distribució nativa.

En este estudi s'han dut a terme un total de 7 campanyes de mostreig per a obtenir informació sobre cadascuna de les fases del seu cicle de vida. Per a obtenir informació sobre etapa inicial de vida planctònica es van realitzar arrossegaments pelàgics. Per a capturar megalopas i juvenils es van emprar col·lectors, i nasas per a capturar adults. Estes campanyes de mostreig proporcionen informació espacial i temporal sobre cadascuna d'estes fases. En el cas dels individus adults permeten caracteritzar la seua població sobre la base de la grandària mitjana dels individus i la proporció de sexes. A més, s'han realitzat experiments de modelatge i simulació per a determinar el seu possible impacte sobre les espècies locals. D'una banda, s'han dut a terme experiments de competència contra *Pachygrapsus marmoratus*, i per una altra, s'ha desenvolupat un model de la xarxa tròfica de L'Albufera en "Ecopath with Ecosim".

El conjunt de les campanyes de mostreig revela un cicle vital ben definit, amb un període d'aparellament a l'abril-juny, una migració reproductiva al juliol, un màxim de zoeas a l'agost i el període setembre-novembre com el més important al llarg de l'any per a la colonització de sistemes estuarinos per part de megalopas i juvenils. Les zoeas van ser més abundants a 1000 m de la costa, i la població d'adults capturats posseïa una grandària faig una mitjana d'elevat i una proporció de sexes desviada cap a les femelles. Es van capturar individus adults en totes les estacions de l'any. *P. marmoratus* no es veu especialment afectat per la presència de *C. sapidus*. Segons el model, l'espècie més afectada per *C. sapidus* en L'Albufera és *Procambarus clarkii*, existint impactes variats sobre altres espècies. La pesca es revela com un mecanisme eficaç de control de la població de *C. sapidus*.

Abstract

The blue crab *Callinectes sapidus* is a large swimming crab that has settled in different places around the world as an invasive species, including the Spanish Mediterranean coast, where it has a strong presence. It is native to the Atlantic coast of America, from Canada to Argentina. It is euryhaline and eurythermic, voracious, and capable of reaching high population densities, therefore, capable of causing serious impacts on the native ecosystem. It usually lives in estuarine systems, which the females leave to complete their complex life cycle. It is a species of commercial interest, widely exploited in its native range.

In this study, a total of 7 sampling campaigns were carried out to obtain information on each of the stages of their life cycle. To obtain information on the initial stage of planktonic life, pelagic trawls were used. Collectors were used to capture megalopae and juveniles, and traps were used to capture adults. These sampling campaigns provide spatial and temporal information on each of these stages. In the case of adult individuals, they allow us to characterize the population based on the average size of the individuals and the sex ratio. In addition, modeling and simulation experiments have been carried out to determine their possible impact on local species. On the one hand, competition experiments have been carried out against *Pachygrapsus marmoratus*, and on the other hand, a model of the food web of L'Albufera has been developed in "Ecopath with Ecosim".

The set of sampling campaigns reveals a well-defined life cycle, with a mating period in April-June, a reproductive migration in July, a maximum of zoeas in August and September-November as the most important period throughout the year for the colonization of estuarine systems by megalopae and juveniles. Zoeas were most abundant at 1000 m offshore, and the population of adults captured had a high average size and a sex ratio skewed towards females. Adult individuals were captured in all seasons. *P. marmoratus* is not particularly affected by the presence of *C. sapidus*. According to the model, the species most affected by *C. sapidus* in L'Albufera is *Procambarus clarkii*, with varied impacts on other species. Fishing is shown to be an effective mechanism for controlling the population of *C. sapidus*.

Índice

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	1
1.1. INVASIONES BIOLÓGICAS	3
1.2. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE <i>CALLINECTES SAPIDUS</i>	5
1.2.1. <i>Ciclo vital</i>	8
1.3. INVASIÓN DEL CANGREJO AZUL EN EL MAR MEDITERRÁNEO	12
1.3.1. <i>Explotación y legislación</i>	13
CAPÍTULO 2: OBJETIVOS	16
CAPÍTULO 3: MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
3.1. ZONA DE ESTUDIO	22
3.2. CAMPAÑAS DE MUESTREO.....	25
3.2.1. <i>Campaña de muestreo Costera 1</i>	25
3.2.2. <i>Campaña de muestreo Estuarina 1</i>	29
3.2.3. <i>Campaña de muestreo Estuarina 2</i>	30
3.2.4. <i>Campaña de muestreo Estuarina 3</i>	31
3.2.5. <i>Campaña de muestreo Estuarina 4</i>	32
3.2.6. <i>Campaña de muestreo Albufera 1</i>	33
3.2.7. <i>Campaña de muestreo Albufera 2</i>	38
3.3. ENSAYOS EN LABORATORIO	44
3.3.1. <i>Tiempo de desarrollo de megalopas</i>	44
3.3.2. <i>Interacción con <i>Pachygrapsus marmoratus</i> (Fabricius, 1787)</i>	44
3.4. MODELADO ECOTRÓFICO.....	49
3.4.1. <i>Ecopath</i>	49
3.4.2. <i>Ecopath with Ecosim (EnE)</i>	51
3.4.3. <i>Configuración del modelo en Ecopath</i>	52
3.4.4. <i>Escenarios modelados para <i>C. sapidus</i> en L'Albufera de Valencia</i>	57
3.4.5. <i>Configuración del modelo en Ecosim</i>	59
3.5. PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE DATOS.....	61

3.5.1.	<i>Datos numéricos</i>	61
3.5.2.	<i>Pruebas estadísticas</i>	61
CAPÍTULO 4: RESULTADOS		64
4.1.	ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN DE ZOEAS	66
4.1.1.	<i>Distribución espacial y temporal</i>	66
4.1.2.	<i>Composición de la taxocenosis de decápodos en zooplankton</i>	67
4.2.	ASENTAMIENTO DE MEGALOPAS Y JUVENILES	68
4.2.1.	<i>Distribución espacial y temporal</i>	68
4.2.2.	<i>Distribución vertical de las megalopas en la gola de Perelló</i>	76
4.2.3.	<i>Metamorfosis de megalopas en juveniles</i>	77
4.2.4.	<i>Influencia del tiempo de instalación de los colectores</i>	78
4.3.	POBLACIÓN DE EJEMPLARES ADULTOS Y SUBADULTOS.....	80
4.3.1.	<i>Estructura de la población</i>	80
4.3.2.	<i>Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)</i>	89
4.4.	CICLO VITAL DE <i>C. Sapidus</i>	93
4.4.1.	<i>Desplazamientos y migración reproductiva</i>	98
4.5.	INTERACCIÓN ENTRE <i>P. Marmoratus</i> Y <i>C. Sapidus</i>	100
4.5.1.	<i>Depredación directa</i>	100
4.5.2.	<i>Competencia por el alimento</i>	101
4.6.	MODELADO DEL ECOSISTEMA DE L'ALBUFERA	105
4.6.1.	<i>Relaciones tróficas entre grupos funcionales</i>	105
4.6.2.	<i>Resultados del modelo ecotrófico</i>	106
CAPÍTULO 5: DISCUSIÓN		113
5.1.	FASE PLANCTÓNICA DE <i>C. Sapidus</i>	115
5.2.	ASENTAMIENTO DE MEGALOPAS Y JUVENILES	117
5.2.1.	<i>Aspectos metodológicos del uso de colectores pasivos</i>	120
5.3.	POBLACIÓN DE ADULTOS Y SUBADULTOS	124
5.4.	MIGRACIÓN REPRODUCTIVA	136

5.5. CICLO VITAL.....	138
CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES.....	141
BIBLIOGRAFÍA	147
ANEXO I: MATERIAL SUPLEMENTARIO DE LOS ANÁLISIS GENÉTICOS... 164	164
ANEXO II: FUENTES DE DATOS PARA EL MODELADO ECOTRÓFICO DE L'ALBUFERA	171
ANEXO III: MATRIZ TRÓFICA DEL ECOSISTEMA DE L'ALBUFERA	179
ANEXO IV: EVOLUCIÓN DE LA BIOMASA DE LOS GRUPOS FUNCIONALES POCO AFECTADOS POR EL CANGREJO AZUL	184

Índice de figuras

Figura 1.1: Vista dorsal (izquierda) y ventral (derecha) de dos ejemplares capturados durante la campaña de muestreo <i>Albufera 1</i> , un macho (superior) y una hembra adulta (inferior), junto a una regla de 20 cm.	6
Figura 1.2: Ejemplar de hembra inmadura (A) y de hembra ovígera (B).	6
Figura 1.3: Área de distribución nativa de <i>C. sapidus</i> (tonos fríos), junto con las áreas donde se ha registrado su presencia como especie foránea (tonos cálidos). Modificado de Mancinelli <i>et al.</i> (2021).	7
Figura 1.4: Fotografía y dibujo de las fases tempranas del ciclo de vida de <i>C. sapidus</i> . A: zoea, con escala de 1 mm. B: megalopa, con escala de 0.5 mm. C: juvenil, con escala de 0.5 mm. Diagramas de Stuck <i>et al.</i> (2009).	11
Figura 3.1: L'Albufera de Valencia y las zonas de muestreo de las distintas campañas llevadas a cabo durante esta tesis.	24
Figura 3.2: Proceso de limpieza de la red manta a bordo de la embarcación empleada para realizar los arrastres durante la campaña <i>Costera 1</i>	28
Figura 3.3: A: Copo conteniendo la muestra de plancton tras un arrastre, listo para ser conservado en etanol 80%. B: Placa Petri con el patrón de círculos concéntricos dibujados. La línea vertical permite saber cuándo se ha dado una vuelta completa.	28
Figura 3.4: Ejemplo de colector empleado en la campaña de muestreo <i>Estuarina 1</i> . A: borla de nylon. B: mosquetón de aluminio. C: lastre. D: línea de recuperación.	30
Figura 3.5: Instalación fondeada en las cercanías de la desembocadura de la gola de Perellonet. Se aprecian 5 lastres de hormigón unidos por una línea guía. Cada lastre está equipado con un colector del mismo tipo que los empleados en la campaña <i>Estuarina 1</i> , con la única diferencia de que a mitad de la línea de recuperación se ha añadido un flotador para facilitar su localización en campo.	31
Figura 3.6: Ejemplar marcado para su seguimiento con la chapa identificativa. Las líneas blancas señalan el tamaño del ejemplar, medido como el ancho del caparazón incluyendo las espinas laterales.	35

Figura 3.7: Nasa empleada para la captura de ejemplares adultos de <i>C. sapidus</i> durante las campañas <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i>	35
Figura 3.8: Posición de todas las estaciones de muestreo para megalopas, juveniles y adultos de <i>C. sapidus</i> empleadas en las campañas <i>Estuarina 1-4</i> y <i>Albufera 1-2</i> , ordenadas de norte a sur. La leyenda, escala y orientación son aplicables a las 4 imágenes. A: gola de Pujol, B: Sequiota, C: gola de Perellonet y D: Estany de la Plana y gola de Perelló.	37
Figura 3.9: Ejemplar marcado son emisor acústico para su seguimiento. Sobre la placa el emisor va pegado mediante una resina epoxy, y posteriormente sujeto con dos vueltas de hilo de remendar redes envuelto en silicona para garantizar su correcta sujeción.	42
Figura 3.10: Sistema de fijación para los hidrófonos instalados en campo para el seguimiento de ejemplares adultos en el Estany de la Plana y la gola del Perelló. A: Hidrófono VEMCO VR2W. B: Sistema de flotación. C: anclaje. D: línea de recuperación.	43
Figura 3.11: Hidrófono “Gola” tras 15 días instalado. Se aprecia una abundante bioincrustación compuesta mayoritariamente por algas filamentosas.	43
Figura 3.12: Vista cenital del acuario donde tuvieron lugar los ensayos de interacción competitiva entre ejemplares de <i>C. sapidus</i> y de <i>P. marmoratus</i> . A: tubos de PVC para introducir los cangrejos en la zona delimitada para tal fin. B: cebo fijado mediante un alfiler en la parte central de la zona de competencia. C: vista cenital de los refugios. D: vista frontal de la entrada a uno de los refugios.	48
Figura 4.1: Densidad de zoeas de <i>C. sapidus</i> y otros decápodos capturados durante la campaña <i>Costera 1</i> . Eje derecho: salinidad y temperatura (promedio \pm DE) de las tres estaciones de muestreo.	66
Figura 4.2: Densidad promedio de zoeas de <i>C. sapidus</i> y otros decápodos a lo largo de la campaña de muestreo <i>Costera 1</i> . Para cada fecha se muestra el valor promedio de las tres estaciones de muestreo (St.300, St.1000 y St.3000).	68
Figura 4.3: Promedio por colector de megalopas (línea discontinua) y juveniles (línea continua) de <i>C. sapidus</i> en la desembocadura de la gola de Perelló de 2020 a 2022. Eje derecho: Promedio de zoeas de <i>C. sapidus</i> (línea punteada) capturadas en aguas costeras, adyacentes a la desembocadura de la gola de Perelló en 2021. La zona sombreada en gris representa la duración de la campaña de muestreo <i>Costera 1</i>	69

Figura 4.4: Promedio por colector de megalopas (línea discontinua) y juveniles (línea continua) de <i>C. sapidus</i> en la desembocadura de la gola de Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2020 a 2023.	71
Figura 4.5: Promedio por colector de megalopas (colores claros) y juveniles (colores oscuros) de <i>C. sapidus</i> , agrupados por zona de muestreo (Perelló, Perellonet y Pujol) durante septiembre, octubre y noviembre de 2022 y 2023. Eje derecho: promedio de temperatura (°C) y salinidad en las 3 golas. Los valores de DE para la salinidad eran demasiado altos para ser representados con barras de error, por lo que en su lugar se ha añadido un valor entre paréntesis cerca de cada marcador.	75
Figura 4.6: Comparativa entre muestreos diario (línea continua) y semanal (línea punteada) del promedio de megalopas de <i>C. sapidus</i> por colector en la gola de Perelló. La acumulación semanal teórica (línea discontinua) es un valor ficticio obtenido de la suma de los promedios de los muestreos diarios hasta una ocasión de muestreo semanal (promedio \pm DE).	79
Figura 4.7: Comparativa entre muestreos diario (línea continua) y semanal (línea punteada) del promedio de juveniles de <i>C. sapidus</i> por colector en la gola de Perelló. La acumulación semanal teórica (línea discontinua) es un valor ficticio obtenido de la suma de los promedios de los muestreos diarios hasta una ocasión de muestreo semanal (promedio \pm DE).	79
Figura 4.8: Histograma de tallas de los diferentes grupos poblacionales, agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i>	85
Figura 4.9: Relación entre anchura de caparazón y peso de <i>C. sapidus</i> , separada por sexos.	86
Figura 4.10: CPUE por estación en los sectores interno y externo. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	91
Figura 4.11: CPUE mensual de las tres golas, dividida por grupos poblacionales. El número refleja el porcentaje de capturas de un determinado grupo poblacional sobre el total durante un mes en una zona de muestreo concreta. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	92
Figura 4.12: Porcentajes promedio mensuales de cada grupo (zoeas, megalopas, juveniles, hembras ovígeras) en base a su total anual. Eje derecho: Promedio mensual del índice gonadosomático para machos y hembras. Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 2</i> , <i>Costera 1</i> , <i>Estuarina 1</i> y <i>Estuarina 2</i>	94
Figura 4.13: Talla de primera madurez (L_{50}) para tres grupos poblacionales en L'Albufera.	97

Figura 4.14: Porcentaje de éxito en alcanzar y consumir una parte de la presa en los distintos escenarios simulados en laboratorio. Cada porcentaje representa una parte del total de réplicas para un escenario en concreto.....	102
Figura 4.15: Tiempo promedio en alcanzar la presa en los distintos escenarios simulados en laboratorio. Las barras de error representan la desviación estándar.	103
Figura 4.16: Diagrama de flujo de energía del ecosistema de L'Albufera. Las líneas verdes indican consumo, mientras que las líneas rojas indican depredación. El grosor de la línea indica la cantidad de flujo de energía. La escala de la izquierda indica el nivel trófico.	105
Figura 4.17: Evolución de la biomasa relativa de <i>C. sapidus</i> en los distintos escenarios simulados.	108
Figura 4.18: Evolución de la biomasa de <i>C. sapidus</i> a largo plazo en ausencia de explotación pesquera.	108
Figura 4.19: Evolución de la biomasa relativa de <i>las Aves zancudas</i> en los distintos escenarios simulados.	109
Figura 4.20: Evolución de la biomasa relativa de <i>A. anguilla</i> en los distintos escenarios simulados.	110
Figura 4.21: Evolución de la biomasa relativa de los Ciprínidos en los distintos escenarios simulados.	110
Figura 4.22: Evolución de la biomasa relativa de los Mugílidos en los distintos escenarios simulados	111
Figura 4.23: Evolución de la biomasa relativa de <i>P. clarkii</i> en los distintos escenarios simulados	111
Figura 5.1: Relación tamaño-peso para ejemplares macho de <i>C. sapidus</i> , comparación con otros autores.	134
Figura 5.2: Relación tamaño-peso para ejemplares hembra de <i>C. sapidus</i> , comparación con otros autores.	135
Figura 5.3: Modelo teórico visual simplificado del ciclo vital de <i>C. sapidus</i> en el entorno de L'Albufera de Valencia.	139

Índice de tablas

Tabla 3.1: Resumen de todas las campañas de muestreo.	25
Tabla 3.2: Criterios de valoración para el estado de maduración de las gónadas.	40
Tabla 4.1: CPUE de megalopas y juveniles en la gola de Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre entre 2020 y 2023. Las columnas <i>delta</i> (Δ) representan el cambio porcentual entre un año y el siguiente.	70
Tabla 4.2: Salinidad y temperatura en la gola de Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre entre 2020 y 2023. Las columnas <i>delta</i> (Δ) representan el cambio porcentual del promedio entre un año y el siguiente.	70
Tabla 4.3: CPUE de megalopas y juveniles en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre en 2022 y 2023. La fila <i>delta</i> (Δ) representa el cambio porcentual entre un año y el siguiente. Datos de las campañas de muestreo <i>Estuarina 2</i> y <i>Estuarina 4</i>	73
Tabla 4.4: Salinidad (mínimo, promedio \pm DE y máximo) en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2022 y 2023. La fila <i>delta</i> (Δ) representa el cambio porcentual entre el promedio en una estación entre 2022 y 2023. Las columnas <i>delta</i> (Δ) representa el cambio porcentual entre el promedio de dos estaciones de muestreo durante el mismo año. Datos de las campañas de muestreo <i>Estuarina 2</i> y <i>Estuarina 4</i>	74
Tabla 4.5: Temperatura (mínimo, promedio \pm DE y máximo) en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2022 y 2023. La fila <i>delta</i> (Δ) representa el cambio porcentual entre el promedio en una estación entre 2022 y 2023. La columna <i>delta</i> (Δ) representa el cambio porcentual entre el promedio de dos estaciones de muestreo para le mismo año. Datos de las campañas de muestreo <i>Estuarina 2</i> y <i>Estuarina 4</i>	74
Tabla 4.6: Ratio de megalopas por juvenil en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló durante 2022 y 2023. Datos de las campañas de muestreo <i>Estuarina 2</i> y <i>Estuarina 4</i>	76
Tabla 4.7: Comparación entre la cantidad de megalopas de <i>C. sapidus</i> capturadas por el colector situado en superficie, fondo y el valor mínimo de todos los colectores de fondo por ocasión de muestreo., de septiembre a noviembre de 2022 en la desembocadura de la gola de Perelló.	77

Tabla 4.8: Datos de las 6 réplicas tiempo de metamorfosis de megalopas a juveniles de <i>C. sapidus</i> a una salinidad de 36 y una temperatura de 20 a 23 °C.	78
Tabla 4.9: Salinidad y temperatura (°C) en las distintas localizaciones de muestreo de la campaña <i>Albufera 1</i>	80
Tabla 4.10: Anchura del caparazón (mm) de los distintos grupos poblacionales en 3 zonas diferenciadas de L'Albufera. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 1</i>	80
Tabla 4.11: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de <i>C. sapidus</i> , agrupados por sector de captura. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 1</i>	81
Tabla 4.12: Salinidad en las distintas zonas de muestreo (golas) de la campaña <i>Albufera 2</i> , en las 4 estaciones del año.	81
Tabla 4.13: Temperatura (°C) en las distintas zonas de muestreo (golas) de la campaña <i>Albufera 2</i> , en las 4 estaciones del año.	82
Tabla 4.14: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de <i>C. sapidus</i> capturados en las distintas golas durante 2021, agrupados por sector de captura. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	82
Tabla 4.15: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de <i>C. sapidus</i> capturados en las distintas golas durante 2021. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	82
Tabla 4.16: Salinidad y temperatura (°C) del sector interior (L'Albufera) y exterior (Mediterráneo) del sistema, separados por las compuertas. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	83
Tabla 4.17: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de <i>C. sapidus</i> capturados en las distintas golas, agrupados por zona de captura, diferenciando entre el sector interior (L'Albufera) y el sector exterior (Mediterráneo). Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	83
Tabla 4.18: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de <i>C. sapidus</i> capturados en las zonas de muestreo, agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i>	84
Tabla 4.19: Tamaño promedio de los ejemplares (mm) en 2019 y 2021, separado por grupos poblacionales. Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i>	85
Tabla 4.20: Parámetros de la ecuación biométrica que relaciona anchura total y peso de <i>C. sapidus</i> , separado por machos y hembras.	86

Tabla 4.21: Proporción de grupos poblacionales (%) por zona de muestreo. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 1</i>	87
Tabla 4.22: Proporción de machos de <i>C. sapidus</i> (%) respecto del total de capturas en las distintas zonas. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	87
Tabla 4.23: Proporción de hembras de <i>C. sapidus</i> (%) respecto del total de capturas en las distintas zonas. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	87
Tabla 4.24: Proporción de grupos poblacionales (%) de <i>C. sapidus</i> capturados en las distintas zonas, agrupados por sector de captura. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	88
Tabla 4.25: Proporción de grupos poblacionales (%) de <i>C. sapidus</i> capturados en las zonas de muestreo, agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i>	88
Tabla 4.26: Proporción sexos estacional	89
Tabla 4.27: Proporción de grupos poblacionales (%) de <i>C. sapidus</i> en la misma zona en 2019 y 2021. Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i>	89
Tabla 4.28: Comparativa por estaciones de la CPUE de los ejemplares adultos de <i>C. sapidus</i> durante 2021. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	90
Tabla 4.29: CPUE de los sectores interno y externo del sistema Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i> . J-N: datos obtenidos entre junio y octubre del año correspondiente. F-D: datos obtenidos entre febrero y diciembre del año correspondiente.....	91
Tabla 4.30: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares hembra de <i>C. sapidus</i> (adultas e inmaduras), agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i>	95
Tabla 4.31: Número de hembras adultas e inmaduras de <i>C. sapidus</i> y sus proporciones relativas al total de hembras de ese sector. Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i> .	95
Tabla 4.32: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares macho de <i>C. sapidus</i> (adultos e inmaduros), agrupados por sector de captura. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i>	96
Tabla 4.33: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares macho de <i>C. sapidus</i> (adultos e inmaduros), agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo <i>Albufera 1</i> y <i>Albufera 2</i> .	96

Tabla 4.34: Número de machos adultos e inmaduros de <i>C. sapidus</i> y su proporción relativa al total de machos de ese sector, y agrupando los dos sectores. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i> .	97
Tabla 4.35: Porcentaje de detección por zona (Estany, Compuerta o Gola) ordenados de mayor a menor. Datos de la campaña de muestreo <i>Albufera 2</i> .	99
Tabla 4.36: Peso (g) de los ejemplares utilizados en todas las réplicas del ensayo de depredación directa. PM= <i>P. marmoratus</i> . CS= <i>C. sapidus</i> . Ratio: calculado siempre como grande/pequeño. La última fila en negrita representa un promedio de la columna.	100
Tabla 4.37: Peso (g) de los ejemplares utilizados en todas las réplicas de las interacciones por el alimento. PM= <i>P. marmoratus</i> . CS= <i>C. sapidus</i> . Ratio: calculado siempre como grande/pequeño. La última fila en negrita representa un promedio de la columna.	101
Tabla 4.38: Porcentaje de éxito alcanzando el cebo (Figura 4.14), comparando las dos especies analizadas y cada especie en los distintos escenarios simulados.	102
Tabla 4.39: Tiempo para alcanzar el cebo (s, Figura 4.15) comparando las dos especies analizadas y una especie en los distintos escenarios simulados.	104
Tabla 4.40: Cambio porcentual de biomasa en el periodo 2018-2031. En celdas en gris las variaciones consideradas como importantes, iguales o superiores al 35%.	109
Tabla 5.1: Relaciones tamaño-peso para ejemplares macho de <i>C. sapidus</i> descritas por otros autores y su proximidad con la determinada en este estudio. *: autores que midieron la anchura del caparazón en cm.	134
Tabla 5.2: Relaciones tamaño-peso para ejemplares hembra de <i>C. sapidus</i> descritas por otros autores y su proximidad con la determinada en este estudio. *: autores que midieron la anchura del caparazón en cm.	135
Tabla III.1: Matriz trófica empleada en el modelo de L'Albufera (escenarios 1 y 3). Los depredadores están representados en columnas y las presas en filas. Los números representan los distintos grupos funcionales, una descripción más detallada de ellos se puede encontrar en Grupos funcionales y relaciones tróficas.	181
Tabla III.2: Matriz trófica empleada en el modelo de L'Albufera (escenarios 2). Los depredadores están representados en columnas y las presas en filas. Los números representan los distintos	

grupos funcionales, una descripción más detallada de ellos se puede encontrar en Grupos
funcionales y relaciones tróficas.182

Índice de ecuaciones

Ecuación 3.1: Relación tamaño-peso de un organismo.....	38
Ecuación 3.2: Índice gonadosomático.....	39
Ecuación 3.3: Producción de biomasa en Ecopath.....	50
Ecuación 3.4: Balance de energía en Ecopath.....	50
Ecuación 3.5: Tasa de producción por biomasa en Ecopath	54
Ecuación 3.6: Mortalidad total en Ecopath	54
Ecuación 3.7: Tasa de consumo por biomasa en Ecopath	54
Ecuación 3.8: Transformación de datos de captura comercial para Ecosim	59

Capítulo 1: Introducción

1.1. Invasiones biológicas

En 1958, el renombrado ecólogo Charles S. Elton dejó una marca indeleble en el estudio de la ecología con la publicación de " *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* ". Este trabajo pionero marcó el comienzo de una conciencia global sobre los impactos significativos que la introducción de especies no nativas podría tener en los ecosistemas locales. Sin embargo, a pesar de la importancia de esta obra, la realidad contemporánea revela una narrativa preocupante de crecimiento descontrolado en la presencia de especies invasoras. Desde la publicación de Elton, la cada vez más presente globalización ha actuado como un catalizador, facilitando el movimiento sin restricciones de especies de un rincón del mundo a otro. Acompañada por una falta generalizada de medidas efectivas de control, esta tendencia ha propiciado un aumento exponencial en el número de especies invasoras en todo el globo, hasta tal punto que, hoy en día, es una tarea desafiante encontrar ecosistemas que no estén afectados por la presencia de estas especies foráneas.

El impacto negativo de las especies invasoras se ha convertido en un tema crítico en la conservación de la biodiversidad. El informe global del IPBES (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*) en 2019 destacó la gravedad de la situación al clasificar a las especies invasoras como una de las cinco mayores amenazas para la biodiversidad mundial (Watson *et al.*, 2019). Las ramificaciones de la introducción de una especie exótica en un ecosistema son diversas, si bien se identifican varias amenazas recurrentes en numerosos escenarios. El impacto más evidente y directo se manifiesta en el desplazamiento de las especies autóctonas, a través de depredación directa o de competencia. Paralelamente, un impacto menos perceptible pero no menos perjudicial reside en la transmisión de patógenos a organismos similares que carecen de las defensas adecuadas para combatir dichos agentes, conllevando pérdidas significativas en la población autóctona. Por último, la hibridación y la disminución de la diversidad genética se manifiestan como amenazas preocupantes, dado que pueden implicar la pérdida de adaptaciones locales a estresores específicos del ecosistema. (Galil, 2007; Galil *et al.*, 2011).

En el mar Mediterráneo, la situación es especialmente preocupante. Desde 1900, el número de especies invasoras ha experimentado un crecimiento exponencial, transformando drásticamente los ecosistemas locales (Davenport *et al.*, 2009). Durante el periodo 2017-2019, se

declararon 70 nuevas especies como invasoras con poblaciones establecidas, agravando aún más la problemática (Zenetos y Galanidi, 2020). En el año 2020, se documentaron 1006 especies invasoras en la región, destacando la prevalencia de organismos pertenecientes a los *phylum* *Mollusca* y *Arthropoda* (Galanidi *et al.*, 2023). Además de las consecuencias ecológicas, las consecuencias económicas de la invasión biológica en el Mediterráneo son notables. Un informe detallado estima que los costos totales de gestión y los perjuicios causados por estas especies entre 1990 y 2017 ascienden a 27 310 millones de dólares, siendo España el país más afectado con pérdidas que alcanzan los 12 470 millones (Kourantidou *et al.*, 2021). Este impacto económico subraya la necesidad crítica de abordar el problema y desarrollar estrategias de gestión efectivas.

Entre las vías de entrada de especies invasoras al Mediterráneo destaca el Canal de Suez, que comunica el mar Mediterráneo con el mar Rojo (Zenetos *et al.*, 2009). Las especies que penetran al Mediterráneo por esta vía son conocidas como migradores lessepsianos en honor a Ferdinand Marie, Vizconde de Lesseps, el visionario detrás de la construcción del canal. Otras vías de entrada de menor importancia en relación al número de especies que ingresan a través de ellas son el estrecho de Gibraltar y el estrecho de Dardanelos (Zenetos *et al.*, 2009). Las especies que ingresan a través de la comunicación con otras masas de agua lo hacen mediante su propia capacidad natatoria, en forma de bioincrustación en el tráfico marítimo o empleando restos flotantes como medio de transporte. El tráfico marítimo también puede transportar especies a zonas no nativas en el interior de los navíos, bien en las aguas de lastre o en cualquier tipo de arte que se haya sumergido en el que se hayan podido quedar adheridos. Además de por la comunicación con otras masas de agua, otra vía de entrada para especies foráneas son la acuicultura y la acuariofilia (Zenetos *et al.*, 2009).

La comprensión detallada de los procesos de invasión es esencial para desarrollar estrategias de gestión efectivas que aborden tanto las vías de entrada como los factores que favorecen la proliferación de especies invasoras en el mar Mediterráneo, así como sus adaptaciones y encaje con el ecosistema local. Uno de los últimos y más exitosos invasores en el Mediterráneo Occidental es precisamente el protagonista de esta tesis, el cangrejo azul atlántico *Callinectes sapidus* Rathbun 1896.

1.2. Características generales de *Callinectes sapidus*

C. sapidus, también denominado cangrejo azul, cangrejo azul atlántico o jaiba azul, es un crustáceo decápodo de la familia de los portúnidos, y el representante más habitual del género *Callinectes*, del cual existen otras 16 especies (Epifanio, 2019). Algunos tienen una apariencia muy similares, y para poder distinguirlos la clave está en el número y forma de los dientes frontales del caparazón, así como en los gonopodios en el caso de los machos (Millikin y Williams, 1984; Williams, 1971). *C. sapidus* no tiene ninguna subespecie aceptada, la única propuesta de *C. sapidus acutidens* Rathbun, 1896 se considera sinonimia.

C. sapidus dispone de una serie de características representativas, siendo una de las más notables la capacidad natatoria debido a que el último par de extremidades están palmeadas en forma de aleta (Millikin y Williams, 1984). Es capaz de alcanzar gran tamaño, hasta 21 cm de anchura de caparazón y cerca de 1 kg de peso, y su tiempo máximo de vida es de entre 3 y 4 años (Millikin y Williams, 1984). El caparazón es de apariencia romboidal, con más del doble de anchura que de longitud (Millikin y Williams, 1984).

La especie presenta un dimorfismo sexual muy marcado en el que los machos tienen los extremos terminales de las quelas de color azul, mientras que en las hembras es de un rojo intenso (Figura 1.1 A y C). El abdomen, que está plegado debajo del cefalotórax, es también muy distinto, siendo estrecho en los machos y ancho en las hembras (Figura 1.1 B y D). En las hembras adultas el abdomen presenta una apariencia más redondeada y oscura, siendo de una forma triangular en las hembras inmaduras (Figura 1.2 A). Las hembras ovígeras transportan la masa de huevos bajo su cuerpo, adherida a los pleópodos y aprisionada entre el abdomen y el cefalotórax (Figura 1.2 B). La madurez de los machos no puede ser averiguar mediante la morfología externa del abdomen, pero se puede aproximar si se levanta el abdomen y se examinan los penes y su inserción en la base del primer par de pleópodos (Van Engel, 1990).

Se trata de una especie nativa de la costa este de América, desde Nueva Escocia en el norte hasta algo más al sur de Río de la Plata, en la que habita estuarios, lagunas y otros hábitats costeros (Figura 1.3). Una vez superada la fase larvaria, *C. sapidus* puede vivir en sistemas dulceacuícolas gracias a unos mecanismos específicos de regulación de la salinidad (Cameron, 1978). El establecimiento de poblaciones residentes al norte de Massachusetts solo ha sido posible desde la década de 2010, debido a la subida general de las temperaturas por el cambio

climático (Johnson, 2015). La distribución espacial de *C. sapidus* dentro de estos sistemas está condicionada por la salinidad y la cubierta vegetal local, además de existir una segregación espacial por sexo, tamaño y estado de muda orientada a evitar el canibalismo, que pueden llegar a tener un importante papel en el autocontrol de su población mediante la depredación de juveniles o la transmisión de enfermedades como la provocada por el dinoflagelado parasítico *Hematodinium* sp. (Hines *et al.*, 1987; Walker *et al.*, 2009).



Figura 1.1: Vista dorsal (izquierda) y ventral (derecha) de dos ejemplares capturados durante la campaña de muestreo *Albufera 1*, un macho (superior) y una hembra adulta (inferior), junto a una regla de 20 cm.

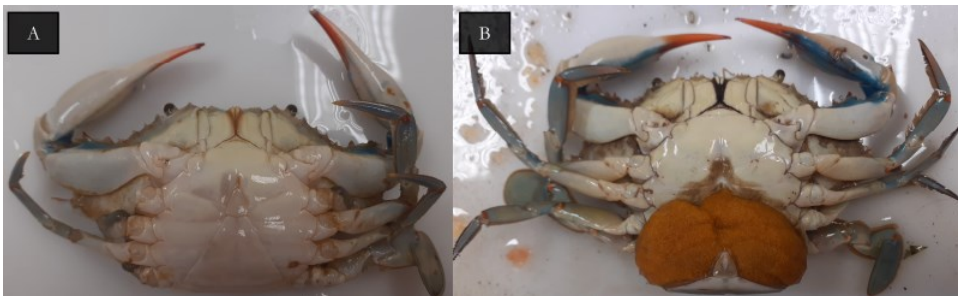


Figura 1.2: Ejemplar de hembra inmadura (A) y de hembra ovígera (B).

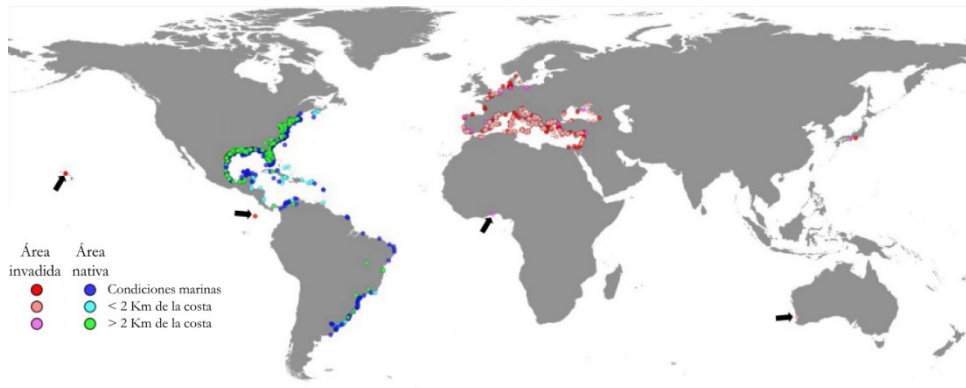


Figura 1.3: Área de distribución nativa de *C. sapidus* (tonos fríos), junto con las áreas donde se ha registrado su presencia como especie foránea (tonos cálidos). Modificado de Mancinelli *et al.* (2021).

El cangrejo azul es un animal voraz, eurihalino y euritermo, con la capacidad para aprovechar un gran número de fuentes de energía disponibles en el ecosistema. Su alimentación incluye materia vegetal, bivalvos, gasterópodos, peces, crustáceos, o detritus de cualquier tipo (Rosas *et al.*, 1994; Zibrowius, 2002). La voracidad propia de la especie puede verse incrementada en sistemas de agua dulce, pues el coste metabólico de los sistemas de bombeo de sales son altos (Cameron, 1978).

1.2.1. Ciclo vital

El ciclo vital de las especies invasoras podría sufrir cambios en comparación con el ciclo en su área de distribución nativa, lo que define cómo la especie invasora encaja con el ecosistema local (Sakai *et al.*, 2001; Seiter y Kingsolver, 2013). Una de las características más marcadas del ciclo vital de *C. sapidus* son sus patrones migratorios ontogénicos relacionados con la reproducción. Cuando un macho encuentra una hembra inmadura próxima a la maduración adopta un papel protector y atrapa a la hembra con el primer par de patas ambulacrales, protegiéndola de depredadores y ahuyentando a otros machos competidores hasta que se produce la ecdisis en la que la hembra se transforma de inmadura a adulta. Entonces se produce la fecundación, antes de que el exoesqueleto de la hembra se endurezca eliminando el acceso al gonoporo. Los machos pueden fecundar a varias hembras a lo largo de su vida, mientras que las hembras sólo serán fecundadas en una única ocasión. El material genético será guardado en unos reservorios conocidos como espermatecas, gracias a los cuales una hembra puede producir varias puestas de huevos a lo largo de su vida (Millikin y Williams, 1984).

Los machos adultos pueden vivir toda su vida en entornos estuarinos, en cambio, las hembras adultas abandonan estos entornos tras la fecundación en dirección a aguas costeras debido a que las larvas necesitan de aguas más saladas para su supervivencia (Costlow y Bookhout, 1959). Durante esta migración reproductiva, los cangrejos se ayudan del desplazamiento del agua durante la bajamar, que son de gran magnitud en su hábitat natural, pudiendo llegar a migrar largas distancias (Carr *et al.*, 2004), habiendo casos documentados de migraciones de hasta 500 km (Tagatz, 1968).

Sin embargo, estos patrones observados en sus hábitats nativos podrían ser diferentes en las regiones mediterráneas españolas invadidas. En esta región los estuarios están altamente estratificados, lo cual implica la existencia de interfaces abruptas de salinidad (Falco, 2003; González del Río *et al.*, 2010). Estos estuarios son muy diferentes a las de las zonas nativas de *C. sapidus* en la costa atlántica norteamericana, donde la especie ha sido intensamente investigada. Además, la conexión entre los ecosistemas marinos y continentales es a menudo intermitente en la costa mediterránea de España debido tanto al clima mediterráneo como al uso intensivo del agua y a la regulación artificial de las cuencas hidrográficas (López-Gunn *et al.*, 2013; Soria *et al.*, 2021).

Capítulo 1: Introducción

De forma general, los huevos están listos para la eclosión en unos 15 días desde su extrusión. El color de las masas de huevos varía entre el amarillo-anaranjado y el marrón oscuro, dependiendo del estado de maduración de estos. *C. sapidus* posee un ratio de reproducción muy alto, en el que cada hembra produce de media entre 2 y 4 millones de huevos (Prager *et al.*, 1990).

La eclosión de los huevos tiene lugar una vez abandonado el sistema estuarino. De esta forma las larvas consiguen evitar estrés osmótico en aguas de baja salinidad (Sandoz y Rogers, 1944) y a los depredadores planctívoros estuarinos (Morgan, 1990). Generalmente las hembras liberan los huevos durante la bajamar, para facilitar así su dispersión (Provenzano Jr *et al.*, 1983), siendo éstas posteriormente traídas de nuevo a la costa por acción del viento (Epifanio y Garvine, 2001).

Las larvas son planctónicas y pasan por entre 7 y 8 fases zoea (Figura 1.4 A), y una fase de megalopa o post larva (Figura 1.4 B). La duración de la parte zoea es de entre 3 y 4 semanas en condiciones habituales, mientras que la duración de la fase de megalopa es más variable y depende de factores químicos y físicos. (Costlow, 1967; Costlow y Bookhout, 1959; Epifanio, 2019). Las zoeas de *C. sapidus* presentan una longitud total que oscila entre 900 y 3300 μm , mientras que la anchura de su caparazón puede oscilar entre 450 y 1600 μm , dependiendo de su fase de desarrollo. Las megalopas oscilan entre 2600 y 3800 μm de longitud total y 1600 y 2100 μm de anchura de caparazón (Stuck *et al.*, 2009).

El transporte de las larvas está condicionado fundamentalmente por el movimiento de la capa superficial de agua, pero a lo largo de su desarrollo las larvas varían su patrón de movimiento vertical, resultando en un alejamiento de la costa en los primeros estadios larvales y un acercamiento en los estadios más avanzados (Epifanio, 2019).

El ingreso en los sistemas estuarinos es realizado en la mayor parte de los casos por las megalopas, que tienen una capacidad natatoria notable. Una vez allí buscarán un hábitat apropiado para su metamorfosis en juveniles de entre 2 y 3 mm de anchura de caparazón (Figura 1.4 C). Los juveniles permanecerán en ese hábitat unos meses hasta alcanzar los 20 o 30 mm de anchura de caparazón, momento en el que iniciarán una migración hacia el interior del estuario para transformarse en adultos (Epifanio, 2019). A lo largo de su vida los machos mudarán entre 21 y 23 veces, y las hembras entre 18 y 20, desde la fase de megalopa hasta su muda terminal (Millikin y Williams, 1984).

En su zona de distribución natural *C. sapidus* sufre un proceso de semihibernación, también conocido como quiescencia o torpor, durante los meses más fríos (Millikin y Williams, 1984). La temperatura límite de crecimiento de los organismos es de unos 10 °C (Brylawski y Miller, 2006), si bien la temperatura a la que su actividad cesa de forma prácticamente completa parece situarse más cerca de los 5 °C (Van Engel, 1958). La distribución de tallas de la especie es habitualmente bimodal debido a esta pausa, si bien en zonas más cálidas donde la época de apareamiento, reproducción y crecimiento es más duradera este efecto es menos evidente (Hines, 2007).

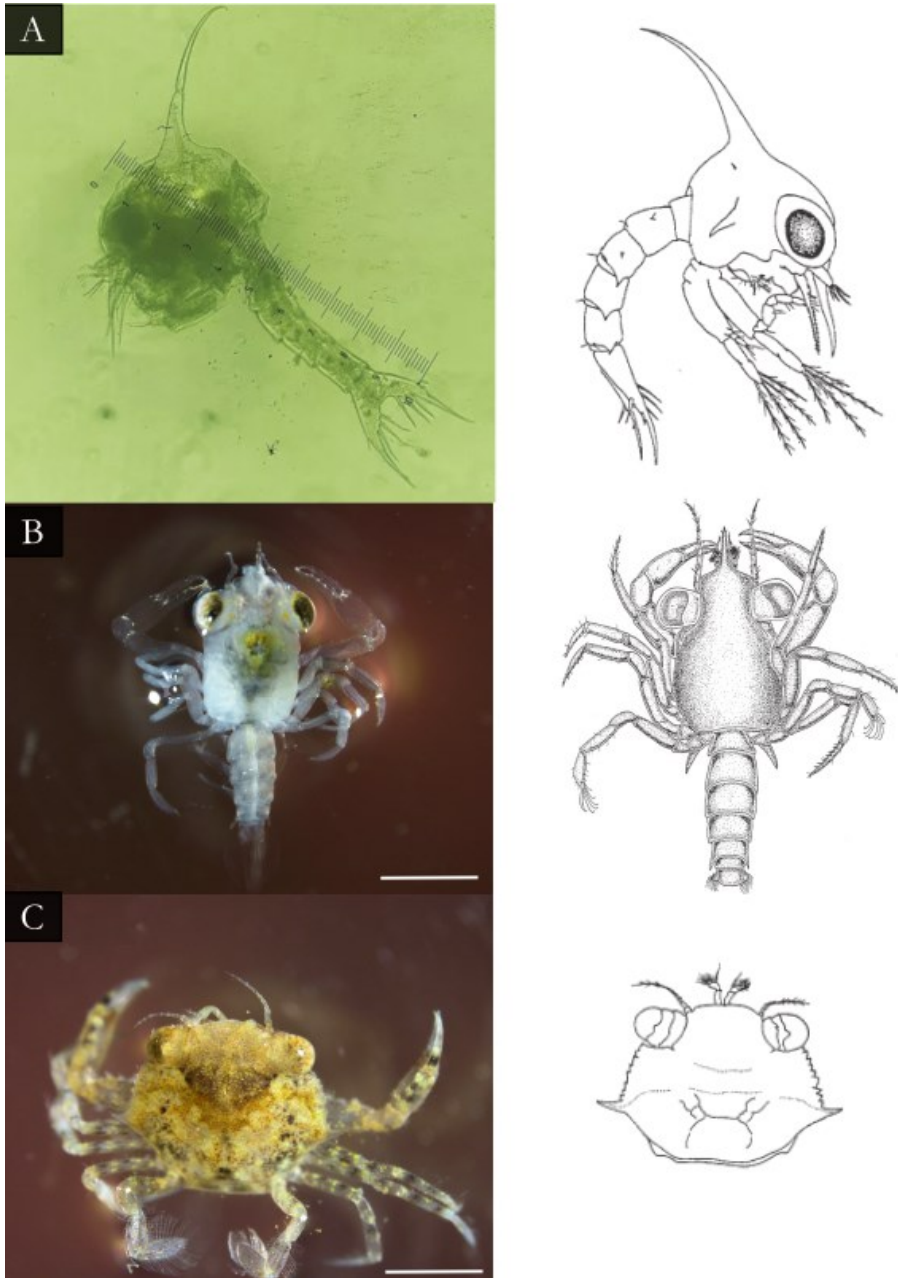


Figura 1.4: Fotografía y dibujo de las fases tempranas del ciclo de vida de *C. sapidus*. A: zoea, con escala de 1 mm. B: megalopa, con escala de 0.5 mm. C: juvenil, con escala de 0.5 mm. Diagramas de Stuck *et al.* (2009).

1.3. Invasión del cangrejo azul en el mar Mediterráneo

A pesar de que se conoce la presencia de ejemplares en el Mediterráneo desde 1949 se trataba de núcleos de población dispersos de baja densidad en el Mediterráneo oriental, y muchas veces en proceso de reducción de su tamaño poblacional (Rield, 1986). Esa tendencia se ha revertido en los últimos años, pudiendo ser varios los factores que en ello han intervenido; por una parte *C. sapidus* se beneficia del calentamiento global dado que no tolera bien aguas excesivamente frías (Nehring, 2011), y por otra, al tratarse de una especie con alto valor comercial y que ya es explotada en el Mediterráneo (Zibrowius, 2002), existe la posibilidad de introducciones voluntarias de ejemplares para que puedan ser aprovechadas en un futuro como recurso pesquero (Nehring, 2011). En ocasiones se ha especulado sobre si la existencia de maricultura de esta especie en el Mediterráneo Oriental podría ser otro de los motivos que han impulsado su explosiva expansión, no obstante, no se han encontrado referencias que apoyen esta afirmación. A nivel global la presencia de *C. sapidus* también se ha confirmado en la parte norte de África (Marruecos, Argelia y Túnez) y en Japón, Asia (Mancinelli *et al.*, 2021).

La presencia de *C. sapidus* en el Mediterráneo ha incrementado significativamente en los últimos años, siguiendo un patrón de invasión este-oeste (Mancinelli *et al.*, 2017b). Algunas de las primeras poblaciones establecidas se documentaron en Turquía desde 1990, asentándose posteriormente en Albania, Montenegro, Croacia, Grecia e Italia entre los años 2009 y 2015 (Mancinelli *et al.*, 2017b). En España se tienen registros de su presencia desde el año 2002, en el Guadalquivir y en 2004 en Gijón, pero se trataba de ejemplares aislados (Nehring, 2011). En la costa mediterránea española el primer avistamiento ocurrió en 2012 cerca de la laguna de la Tancada, en el Delta del Ebro (Castejón y Guerao, 2013). Rápidamente se expandió hacia el sur alcanzando la laguna de L'Albufera de Valencia en 2014, el mar Menor en 2015 y cruzó el estrecho de Gibraltar para llegar a establecerse en la costa atlántica de Portugal en 2016 (Casalduero *et al.*, 2016; Encarnaçao *et al.*, 2021; González-Ortegón *et al.*, 2022; Mancinelli *et al.*, 2017b; Morais *et al.*, 2019). Los primeros registros de su presencia en las Islas Baleares son de 2017 (García *et al.*, 2018).

Desde su implantación en 2012 en el Delta del Ebro la especie ha sido sujeto de estudio debido al rápido crecimiento de su población. Se ha determinado que es una amenaza para la industria de maricultura de bivalvos de la zona, pues es un ávido depredador de *Mytillus galloprovincialis* (mejillón) y *Corbicula fluminea* (almeja asiática), además de una amenaza para otros cangrejos con los que compite como *Carcinus aestuarii*, el cangrejo verde mediterráneo (Clavero *et al.*, 2022; Prado *et al.*, 2020). A pesar de su preferencia por los moluscos, en el entorno invadido del Delta del Ebro se mantiene la alta plasticidad de la dieta que caracteriza a la especie (Prado *et al.*, 2021). Por último, la especie carece de depredadores en el ecosistema local una vez alcanza tamaño adulto, siendo una posible excepción *Octopus vulgaris*, el pulpo común o ellos mismos pues son conocidos los hábitos caníbales de esta especie (Laughlin, 1982; Prado *et al.*, 2024).

1.3.1. Explotación y legislación

En su entorno nativo es un producto apreciado que se comercializa habitualmente y que llega a tener una muy alta importancia económica en ciertas zonas como Chesapeake Bay (Virginia) o en Carolina del Norte, donde llega a representar más de un 30% del valor comercial de toda la industria pesquera (Chen, 2015). En el mar Mediterráneo, la doble naturaleza de *C. sapidus* tanto como especie invasora y como recurso pesquero debería ser considerada a la hora de identificar e implementar futuras estrategias de gestión (Mancinelli *et al.*, 2017a). En general, la idea de que se puede controlar la abundancia y mitigar los impactos de las especies invasoras a través de su explotación como recurso pesquero ha ganado recientemente popularidad. En el caso del cangrejo atlántico azul, el control de su distribución y abundancia ya ha sido demostrado en las poblaciones atlánticas nativas que han sufrido un fuerte impacto y una considerable disminución en las capturas observadas para el periodo 1995-1999 por sobrepesca (Sharov *et al.*, 2003). De esta forma, los impactos ecológicos de la especie invasora podrían ser reducidos y parcialmente convertidos en un aumento de los servicios entregados por los ecosistemas, mientras que los costos de control y mitigación podrían volverse en beneficios para las poblaciones locales.

El producto ya se comercializa en nuestro entorno, llegando a alcanzar precios considerables. En el mercado de abastos de Barcelona se ha registrado a 26€/kg durante verano de 2018, sin embargo, las oscilaciones en el precio son muy importantes pues ahora es posible verlo en las pescaderías de la Comunidad Valenciana a precios que rondan los 8€/kg. Incluso

empiezan a formularse proyectos para comercializarlo en su estado “blando”, inmediatamente posterior a la ecdisis, estado en el que tiene un precio muy superior al habitual, de hasta 3 o 4 veces más (Cilenti *et al.*, 2024). Se trata de un producto que en 2024 puede considerarse integrado en la gastronomía local de las zonas donde está presente (Pons, 2024).

En el Delta del Ebro, el cangrejo azul ha representado un alivio frente a la presión que ejercía otra especie invasora sobre los arrozales, *Pomacea canaliculata* (caracol manzana). Este gasterópodo, presa apreciada del cangrejo azul, puede ser portador del nemátodo *Angiostrongylus cantonensis* que causa en el hombre la meningitis eosinofílica (Lv *et al.*, 2009; Prado *et al.*, 2020). Existe un riesgo para la salud humana si el cangrejo no está bien cocinado o congelado, además, al tratarse de un voraz depredador de organismos filtradores, tiene a acumular en sus tejidos una gran cantidad de metales pesados (Türkmen *et al.*, 2006).

En base a lo previamente expuesto, se trata de una especie que combina las características del perfecto invasor, y que aparece por derecho propio como una de las 100 especies invasoras más dañinas del Mediterráneo (Streftaris y Zenetos, 2006). Según la legislación española, Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, define una especie exótica invasora como “aquella que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética”. Esa misma ley crea en su artículo 64 el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, en el cual, en enero de 2024 no se ha incluido el cangrejo azul como una de estas especies. En la Comunidad Valenciana tampoco tiene consideraciones legales, dado que las especies invasoras están reguladas por el Decreto 213/2009, de 20 de noviembre, fecha en la que aún no se había implantado el cangrejo azul en este territorio. Sí aparece, sin embargo, en la lista de especies pesqueras y de acuicultura permitidas en España (BOE-A-2016-3357).

Capítulo 2: Objetivos

La presente tesis tiene como objetivo a nivel general determinar el ciclo vital de *C. sapidus* en la costa mediterránea española, específicamente en L'Albufera de Valencia y aguas costeras adyacentes.

A tal fin se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Determinar los patrones de distribución espacial y temporal de la fase planctónica de *C. sapidus* en aguas costeras adyacentes a L'Albufera de Valencia.
- Determinar los patrones temporales de asentamiento y abundancia de megalopas y juveniles en las golas de L'Albufera de Valencia mediante el uso de colectores pasivos de dimensiones reducidas.
- Caracterizar la población de *C. sapidus* residente en el entorno de L'Albufera de Valencia.
- Analizar las interacciones e impactos de la presencia de *C. sapidus* sobre el ecosistema de L'Albufera de Valencia y entorno cercano.
- Valorar el efecto de la pesca como mecanismo de control de *C. sapidus*.

Capítulo 3: Materiales y métodos

3.1. Zona de estudio

La zona de estudio incluye la costa mediterránea española, área en la que *C. sapidus* se ha establecido exitosamente en los últimos años con la amenaza que eso conllevaba para los ecosistemas y las pesquerías locales. Dentro de esta área destacan varios puntos por su importancia ecológica y comercial, en los que el cangrejo azul es muy habitual. Se trata, de norte a sur, del Delta del Ebro, L'Albufera de Valencia, las Salinas de Santa Pola y El Hondo de Elche, y el Mar Menor. Como se ha mencionado previamente, el punto donde más se han estudiado los efectos de la presencia del cangrejo azul es el Delta del Ebro. Las Salinas, El Hondo, y el Mar Menor cuentan actualmente con proyectos de investigación en curso destinados a este mismo fin. Por este motivo en esta tesis se ha concentrado el esfuerzo de muestreo en L'Albufera de Valencia y aguas costeras adyacentes, para obtener información representativa del ciclo vital de *C. sapidus* en entornos estuarinos regulados de la costa mediterránea española.

Al sur de la ciudad de Valencia y cerca del centro del Golfo de Valencia se encuentra el Parque Natural de L'Albufera de Valencia, que incluye la laguna costera de L'Albufera de Valencia y los humedales circundantes (Figura 3.1). El Golfo de Valencia es una cuenca terciaria situada en la costa mediterránea española, ocupando cerca de 400 km desde el Delta del Ebro al norte hasta el Cabo de la Nao al sur. La costa está conformada mayoritariamente por playas, generalmente abiertas y con un tamaño de grano de arena fino o medio, siendo la costa rocosa minoritaria (Morales, 2018). El Golfo de Valencia presenta una serie de condiciones características a lo largo de su extensión, siendo las más representativas para el presente trabajo una muy baja amplitud de marea con un promedio de 0.24 m, un régimen mareal diario y un transporte de sedimentos en dirección Sur a lo largo de la costa (Morales, 2018; Puertos del Estado, 2022; Ribó *et al.*, 2015). El Golfo de Valencia puede ser dividido en dos sectores en base a la orientación de la costa, el sector norte con dirección Noreste-Suroeste y el sector sur con dirección Noroeste-Sureste, siendo el punto de cambio entre ambos la ciudad de Valencia (Morales, 2018).

L'Albufera de Valencia es una laguna costera de clima mediterráneo, oligohalina y que ocupa un área de aproximadamente 23.2 km² (Blanco y Romo, 2006). Está situada unos 10 km al sureste de la ciudad de Valencia, la profundidad media es de 1 m y la temperatura del agua varía entre los 11 °C en diciembre y enero y los 28 °C en julio y agosto (Hernández-Crespo y

Martín, 2015). La precipitación media anual es escasa (< 600 mm), con intensas tormentas durante el otoño (100-300 mm/d) (Hernández-Crespo y Martín, 2015).

Históricamente, L'Albufera era una laguna con aguas claras y abundante vegetación sumergida. Desde la década de 1950 se observó un declive pronunciado en la riqueza de especies de la laguna, además de un incremento de especies alóctonas, y una prácticamente completa desaparición de la vegetación sumergida (Blanco y Romo, 2006; Soria, 2006). En la década de 1970 el estado del lago cambia a hipereutrófico, con concentraciones de clorofila promedio anuales superiores a los $100 \mu\text{g/L}$ (Hernández-Crespo y Martín, 2015). Este estado es consecuencia del excesivo aporte de nutrientes inorgánicos, principalmente nitrógeno y fósforo, por parte de diversas presiones antrópicas (industriales, urbanas y del sector agrícola) (Hernández-Crespo y Martín, 2015; Soria, 2006). Hoy en día muchos de estos nutrientes provienen del cultivo del arroz, si bien en el pasado L'Albufera ha recibido también vertidos de aguas residuales sin tratar (Soria, 2006). El fondo de la laguna está cubierto por una densa capa de sedimento fangoso de hasta 60 cm de grosor, compuesto principalmente por limos y arcillas (Hernández-Crespo y Martín, 2015). Las capas de sedimento más superficiales son ricas en materia orgánica, pesticidas y metales pesados (Hernández-Crespo y Martín, 2015).

La comunicación de L'Albufera con el Mediterráneo se realiza mediante una serie de canales, conocidos popularmente como *golas*. Las tres golas principales son, de Norte a Sur, la gola de Pujol (también conocida como gola de Perellonet Nou), la gola de Perellonet y la gola de Perelló. Una característica importante de estas golas es que se encuentran equipadas con compuertas que permiten regular la salida de agua de la laguna hacia el Mediterráneo, creando en L'Albufera de Valencia y sus golas un sistema fuertemente controlado para permitir el cultivo del arroz.

Esta zona forma parte de la Red Natura 2000 siendo ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) y LIC (Lugar de Importancia Comunitaria) (Red Natura 2000). Además, es también considerado un Humedal de importancia internacional según el Convenio de Ramsar (Servicio de Información sobre Sitios Ramsar, 2020).

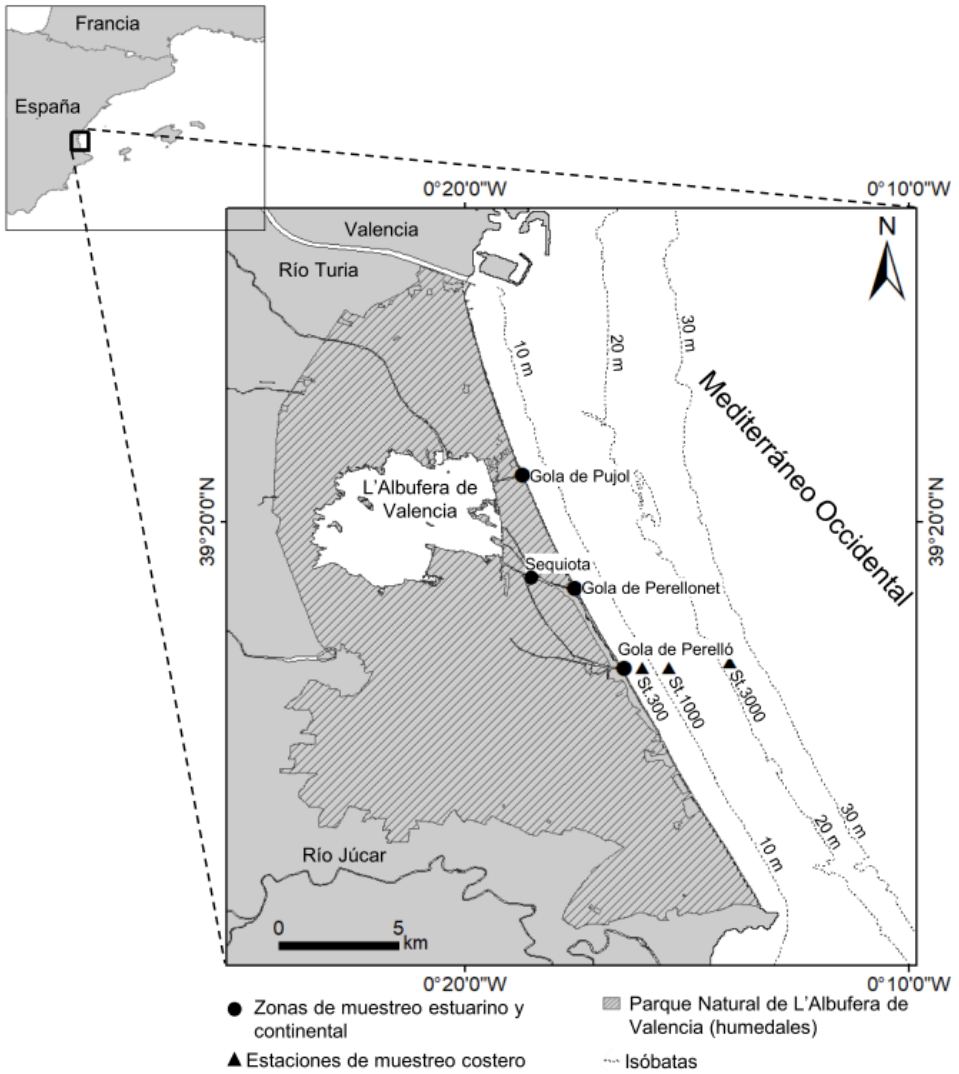


Figura 3.1: L'Albufera de Valencia y las zonas de muestreo de las distintas campañas llevadas a cabo durante esta tesis.

3.2. Campañas de muestreo

Con el objetivo de determinar la distribución espacial y temporal de todas las etapas del ciclo de vida de *C. sapidus* en la zona de L'Albufera de Valencia se han llevado a cabo 7 campañas de muestreo entre 2019 y 2023 (Tabla 3.1). En las siguientes secciones se detallan los objetivos de cada campaña, así como los métodos de captura empleados y el procesado de las muestras.

Tabla 3.1: Resumen de todas las campañas de muestreo.

	Inicio	Fin	Objetivo	Frecuencia (d)	Zona de muestreo
Costera 1	01/05/2021	22/11/2021	Zoeas	15-37	St.300, St.1000 y St.3000
Estuarina 1	13/08/2020	15/12/2021	Megalopas y Juveniles	7	gola de Perelló
Estuarina 2	10/09/2021	18/12/2022	Megalopas y Juveniles	7	golas de Perelló, Perellonet y Pujol
Estuarina 3	22/09/2022	22/11/2022	Megalopas y Juveniles	1	gola de Perelló
Estuarina 4	02/08/2023	08/12/2023	Megalopas y Juveniles	7	golas de Perelló, Perellonet y Pujol
Albufera 1	10/06/2019	03/11/2019	Adultos	3	Sequiota, Estany de la Plana y gola de Perelló
Albufera 2	19/02/2021	15/12/2021	Adultos	7	golas de Perelló, Perellonet y Pujol

3.2.1. Campaña de muestreo *Costera 1*

3.2.1.1 *Objetivos y temporalidad*

Para obtener información sobre la distribución espacial y temporal de la fase zoea se llevaron a cabo una serie de muestreos de arrastre planctónico frente a la desembocadura de la gola de Perelló. Del 01/05/2021 a 22/11/2021, se realizaron 10 muestreos con el objetivo de determinar la distribución espacial y temporal de las zoeas de *C. sapidus* en las aguas costeras adyacentes a la desembocadura de la gola de Perelló. En un principio, se pretendía una frecuencia de muestreo de 15-20 d, sin embargo, debido a problemas logísticos y a condiciones meteorológicas adversas, osciló entre 15 y 37 d. Se designaron tres estaciones de muestreo, situadas a distintas distancias de la costa directamente frente a la desembocadura de la gola del Perelló. Las distancias asignadas fueron 300, 1000 y 3000 m, y el nombre asignado a sus respectivas estaciones St.300, St.1000 y St.3000. (Figura 3.1).

La posición de las estaciones de muestreo está determinada por la migración reproductiva que caracteriza a la especie. Al situarlas a frente a la desembocadura de una de las principales vías de comunicación entre L'Albufera y el mar Mediterráneo se esperaba capturar las zoeas provenientes de las hembras que abandonan la laguna a través de la gola del Perelló. La exposición a una salinidad elevada es un factor que afecta de forma importante a la eclosión de los huevos de *C. sapidus* (Sandoz y Rogers, 1944). En el entorno de L'Albufera, fuertemente regulado por la presencia de las compuertas, las zoeas podrían encontrarse relativamente cerca de la costa, debido al drástico cambio de salinidad entre la laguna y el mar Mediterráneo.

3.2.1.2 Toma y análisis de muestras

Los arrastres planctónicos se llevaron a cabo empleando una red manta de 0,28 m² de área de entrada y 300 μ m de luz de malla en transectos paralelos a la línea de costa. Cada transecto consistió en un recorrido de 200 m a 3 nudos, filtrando un volumen aproximado de 56 m³. La profundidad de arrastre comprendía entre los 0.6 m de profundidad en la parte superior de la boca de la red y 1 m de profundidad en la parte inferior, donde se concentran el mayor número de zoeas (Epifanio, 1988). La profundidad de arrastre se ajustó mediante boyas fijadas al marco de la red y se verificó posteriormente con un ordenador de buceo fijado al mismo marco. La salinidad y la temperatura se midieron con una sonda WTW 3320 en el punto más septentrional de cada transecto a 1 m de profundidad. Todos los transectos se realizaron en días de tiempo tranquilo (escala de Beaufort 2 o inferior), de 9 a 11 de la mañana.

Al final de cada transecto, la red de manta se suspendía de una percha metálica y se enjuagaba a fondo con agua de mar desde el exterior, utilizando una bomba de agua a baja presión para acumular todo el material adherido a la malla principal en el copo, la parte terminal de la red (Figura 3.2). La red manta empleada disponía de un sistema que permitía acoplar y desacoplar copos *in situ*, por lo que, tras acumular todo el material en éste, se separaba, se conservaba junto con la muestra en etanol al 80% y se sustituía por un copo nuevo (Figura 3.3 A). En el laboratorio se extraían todos los materiales del copo enjuagándolo cuidadosamente y se conservaban en etanol al 80%.

Las muestras se procesaron en dos fases diferenciadas. La primera fase consistió en separar las zoeas del resto del zooplancton empleando un estereoscopio Leica Wild M8. Para asegurarse

de que se recorría completamente la muestra se empleó una placa Petri sobre la que se habían grabado unos círculos concéntricos, de un tamaño suficiente para que siempre estuvieran dentro del rango de visión (Figura 3.3 B). Sobre dicha placa se disponía de un pequeño volumen de la muestra, y se giraba con lentitud para evitar el desplazamiento del contenido. Las zoeas se manipulaban mediante el uso de agujas enmangadas para entomología. Una vez separadas las zoeas se examinaron detalladamente de forma individual empleando un microscopio invertido Leica DM IL LED. Las zoeas se identificaron en base a sus características morfológicas (Castellani y Edwards, 2017; Costlow y Bookhout, 1959; Mantelatto *et al.*, 2014).

Además, se utilizó la secuenciación genética para confirmar la identidad de la especie en múltiples especímenes pertenecientes a diferentes muestras. El ADN mitocondrial de la enzima citocromo oxidasa subunidad 1 (COI) se aisló de zoeas enteras utilizando un método *Puregene* modificado (Gentra Systems) en la Universidad de Ratisbona, Alemania (Schubart *et al.*, 2022). En casos de resultados subóptimos de la secuenciación COI, se utilizó la secuenciación 16S rRNA como alternativa. Los productos de PCR fueron secuenciados por MacroGen Europe, y las secuencias de nucleótidos se analizaron mediante *Blast* para la identificación de especies (Anexo I: Material suplementario de los análisis genéticos).



Figura 3.2: Proceso de limpieza de la red manta a bordo de la embarcación empleada para realizar los arrastres durante la campaña *Costeru 1*.

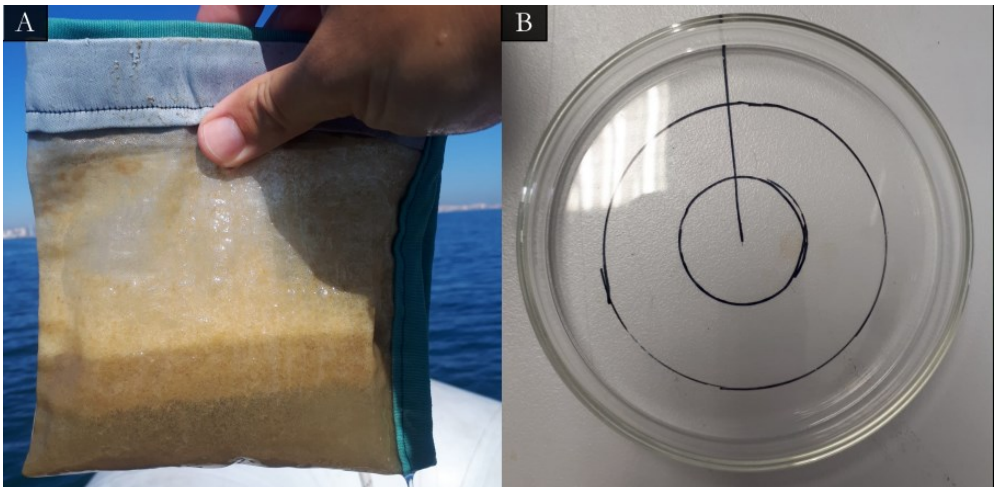


Figura 3.3: A: Copo conteniendo la muestra de plancton tras un arrastre, listo para ser conservado en etanol 80%. B: Placa Petri con el patrón de círculos concéntricos dibujados. La línea vertical permite saber cuándo se ha dado una vuelta completa.

3.2.2. Campaña de muestreo *Estuarina 1*

3.2.2.1 *Objetivos y temporalidad*

El objetivo de esta campaña fue determinar cuándo se produce el pico de megalopas que tratan de retornar al estuario, y secundariamente el incremento en la población de juveniles.

La campaña de muestreo *Estuarina 1* tuvo una frecuencia de muestreo semanal (7-d), entre el 13/08/2020 y el 03/09/2021 y tuvo lugar únicamente en la gola del Perelló (Figura 3.8 D). En cada muestreo, la salinidad y la temperatura se midieron cerca de los colectores utilizando una sonda WTW 3320.

3.2.2.2 *Toma y análisis de muestras*

Se utilizaron mallas de nailon de 12 a 13 cm de diámetro (originalmente esponjas de baño) como colectores para muestrear megalopas y juveniles de *C. sapidus*. Estas mallas ofrecen un refugio a megalopas y juveniles, y al tender a flotar se comportan de forma similar a como lo harían las algas que consisten en los clásicos hábitats guardería en la zona de distribución nativa de la especie (Hines, 2007). Cada colector está compuesto por una sola malla de nailon y una línea de recuperación lastrada, equipada con un mosquetón para facilitar el intercambio de colectores (Figura 3.4). La posición final de la malla fue de 10 cm por encima del sustrato. Los colectores se colocaron espaciados entre 1 y 2 m, y se emplearon 4 réplicas, siendo instalados desde la parte superior del pantalán más cercano a la bocana del puerto.

Los colectores se sustituyeron por otros limpios en cada ocasión de muestreo, y los colectores recuperados fueron conservados en botes estancos de 1.5 L para su transporte al laboratorio. En las horas siguientes, se extrajo la fauna presente en los colectores mediante un procedimiento de limpieza estandarizado, modificado de van Montfrans *et al.* (1990). Dicho procedimiento consistió en sumergir los colectores en 3 L de agua dulce durante 20 minutos, para posteriormente enjuagarlos con otros 3 L de agua dulce en tres ocasiones consecutivas. Toda el agua dulce empleada para sumergir y para enjuagar los colectores fue filtrada con un tamiz de 500 μm de luz de malla, en el que quedan retenidas las megalopas y juveniles para su posterior conteo y clasificación. Para determinar la eficacia del proceso de limpieza, en 5 colectores se realizaron 6 enjuagues consecutivos, y posteriormente se revisaron detalladamente los colectores.

Comparando los resultados, el procedimiento de limpieza empleado demostró ser eficaz en un 98% para las megalopas y en un 100% para los juveniles. Las megalopas y los juveniles se

identificaron por sus características morfológicas (Costlow y Bookhout, 1959; Pessani *et al.*, 2004; Stuck *et al.*, 2009).

Para estandarizar los datos de las capturas tanto de megalopas como de juveniles se transforman en CPUE (Captura Por Unidad de esfuerzo). Cuando se emplean sistemas de muestreo pasivo la CPUE puede definirse como el total de individuos capturados durante un periodo dividido por el número de mecanismos de captura, asumiendo que los mecanismos de captura se operan siempre bajo las mismas condiciones (Hubert y Fabrizio, 2007). En el caso de las megalopas y juveniles el mecanismo de captura, la unidad de esfuerzo, corresponden con colectores que han estado instalados durante una semana (7-d) (Figura 3.4).

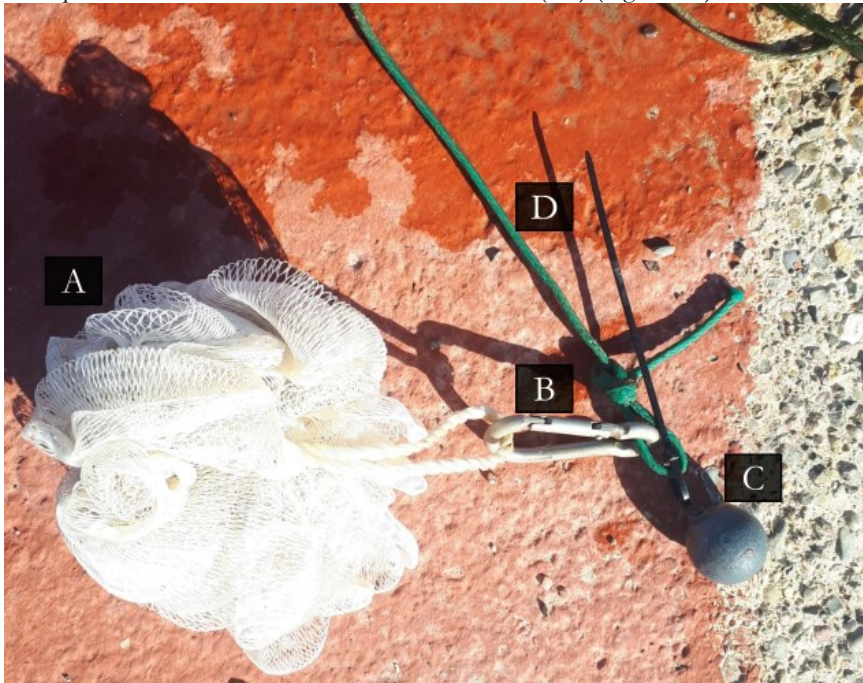


Figura 3.4: Ejemplo de colector empleado en la campaña de muestreo *Estuarina 1*. A: borla de nylon. B: mosquetón de aluminio. C: lastre. D: línea de recuperación.

3.2.3. Campaña de muestreo *Estuarina 2*

3.2.3.1 *Objetivos y temporalidad*

La campaña de muestreo *Estuarina 2* compartió objetivo con la campaña *Estuarina 1*, es decir, definir cuando ocurre el pico de asentamiento de megalopas y el posterior incremento en la población de juveniles. Para obtener una mejor información de todo el entorno de L'Albufera

se instalaron también estaciones de muestreo en las golas de Perellonet y de Pujol (Figura 3.8). La frecuencia de muestreo continuó siendo semanal (7-d) y se desarrolló entre el 10/09/2021 y el 18/12/2022. En cada muestreo, la salinidad y la temperatura se midieron cerca de los colectores utilizando una sonda WTW 3320.

3.2.3.2 Toma y análisis de muestras

La técnica de captura es la misma que la especificada en la campaña *Estuarina 1* (Figura 3.4), con la salvedad de que se emplearon 5 colectores por gola. Además, debido a la falta de anclajes disponibles en las golas de Perellonet y Pujol fue necesario realizar unas instalaciones en las que asegurar los colectores (Figura 3.5). El procedimiento de análisis de las muestras y cálculo de la CPUE es el mismo que el detallado en la campaña de muestreo *Estuarina 1*. Siguiendo el mismo proceso que en la campaña de muestreo *Costera 1*, se utilizó la secuenciación genética para confirmar la identificación de múltiples especímenes pertenecientes a diferentes muestras, abarcando megalopas y juveniles (Anexo I: Material suplementario de los análisis genéticos).



Figura 3.5: Instalación fondeada en las cercanías de la desembocadura de la gola de Perellonet. Se aprecian 5 lastres de hormigón unidos por una línea guía. Cada lastre está equipado con un colector del mismo tipo que los empleados en la campaña *Estuarina 1*, con la única diferencia de que a mitad de la línea de recuperación se ha añadido un flotador para facilitar su localización en campo.

3.2.4. Campaña de muestreo *Estuarina 3*

3.2.4.1 Objetivos y temporalidad

La campaña de muestreo *Estuarina 3* tuvo como objetivo determinar con mayor precisión el pico de asentamiento de megalopas y juveniles y, por lo tanto, fue más corta e intensiva. Se desarrolló entre el 22/09/2022 y el 22/11/2022 en la gola de Perelló con una frecuencia de muestreo diaria (1-d). Para tratar de relacionar el asentamiento con factores ambientales, datos de las mareas

fueron obtenidos del mareógrafo "Valencia 3" instalado en el Puerto de Valencia (Puertos del Estado, 2022), a unos 17 km al norte de la gola de Perelló.

Para evaluar la eficacia de los colectores en la captura de los primeros estadios de vida de *C. sapidus* a lo largo del tiempo, se compararon los datos recogidos en las campañas *Estuarina 2* (semanal) y *Estuarina 3* (diaria) durante el periodo simultáneo de ambas campañas.

Además, se generó una nueva serie de datos semanal ficticia denominada "acumulación semanal teórica". Para cada valor promedio semanal de megalopas y juveniles de *C. sapidus* obtenido en la campaña *Estuarina 2*, se ha creado un valor de acumulación semanal teórica. Este valor teórico se ha obtenido sumando los valores promedio diarios de la campaña *Estuarina 3* obtenidos entre las distintas ocasiones de muestreo de la campaña *Estuarina 2*.

Del 25/09/2022 al 22/11/2022 también se instaló una sonda de conductividad/salinidad (HOBO U24-002-C) a la misma profundidad que los colectores de fondo, con un intervalo de registro de 30 minutos. En cada muestreo, la salinidad y la temperatura se midieron cerca de los colectores utilizando una sonda WTW 3320.

3.2.4.2 Toma y análisis de muestras

La técnica empleada es la misma que en la campaña de muestreo *Estuarina 1*. Se emplearon 5 colectores (Figura 3.4) en la campaña *Estuarina 3*, fondeados junto a los de la campaña *Estuarina 2*, para facilitar una comparación entre ellas. Además, en la campaña de muestreo *Estuarina 3* también se añadió un sexto colector instalado a 10 cm bajo la superficie del agua para obtener datos adicionales sobre la distribución vertical de las megalopas dentro del estuario. El colector de superficie se instaló utilizando el mismo sistema descrito anteriormente para los colectores de fondo, pero con una línea de recuperación más corta, directamente encima de uno de los colectores de fondo de la campaña *Estuarina 3*.

3.2.5. Campaña de muestreo *Estuarina 4*

3.2.5.1 Objetivos y temporalidad

La campaña de muestreo *Estuarina 4* se desarrolló en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló (Figura 3.1 A, C y D) desde el 02/08/2023 y el 08/12/2023. Se ha utilizado la información recabada durante años previos por las campañas de muestreo *Estuarina 1* y *Estuarina 2* para centrar el esfuerzo de muestreo en el periodo principal del asentamiento de megalopas y

juveniles, que incluye desde septiembre a noviembre. Se incluyó la primera quincena de agosto para asegurarse de captar todo el episodio de colonización estuarina por parte de megalopas y juveniles, que puede sufrir variación interanual. La frecuencia de muestreo empleada fue semanal (7-d).

3.2.5.2 *Toma y análisis de muestras*

El procedimiento para la toma de muestras y análisis de datos (CPUE) en la campaña *Estuarina 4* es el mismo que el descrito en la campaña *Estuarina 1*.

3.2.6. **Campaña de muestreo *Albufera 1***

3.2.6.1 *Objetivos y temporalidad*

La campaña *Albufera 1* se desarrolló desde el 10/06/2019 al 30/10/2019 y tuvo como objetivo determinar la abundancia y distribución de tallas de ejemplares adultos de *C. sapidus* en tres zonas de L'Albufera: la Sequiota, el Estany de la Plana y la gola del Perelló (Figura 3.1 vista general, Figura 3.8 B y D detalle). Se realizaron un total de 55 muestreos en la gola del Perelló, 40 en el Estany de la Plana y 17 en la Sequiota, debido a que esta última era accesible únicamente empleando la embarcación de la Comunidad de Pescadores El Palmar y por tanto sujeta a una menor disponibilidad de muestreo. Los ejemplares capturados fueron identificados con una marca y devueltos al agua en la cercanía de la zona de captura, para mediante posibles futuras recapturas poder trazar su desplazamiento entre las distintas áreas de L'Albufera (Figura 3.6)

3.2.6.2 *Toma y análisis de muestras*

Para capturar los ejemplares adultos de cangrejo azul se emplearon nasas plegables de malla de 1.5 cm de luz, con unas medidas de 60 x 30 x 30 cm de largo x alto x ancho (Figura 3.7). Las nasas consisten en un cilindro con un embudo en cada extremo, dispuestos de tal forma que facilita la entrada de los cangrejos, pero dificulta su salida. Las nasas se instalaron siempre cebadas empleando mejillones frescos, que fueron colocados dentro de la trampa, pero en un bote de plástico perforado. Esto permite mantener la atracción de la trampa constante a lo largo del tiempo de instalación, y por tanto facilita la comparación entre zonas al proporcionar datos estandarizados, ya que si el cebo estuviera expuesto el primer ejemplar que lograra acceder a la trampa lo ingeriría, lo cual detendría la captura de más ejemplares. Cada punto de muestreo

representado en la Figura 3.8 B, y D consiste en una única nasa. En función del número de nasas disponibles y del tamaño de la zona a cubrir se decidió un número fijo de nasas que se emplearían en cada zona, 7 en la Sequiota, 3 en el Estany de la Plana y 4 en la Gola del Perelló (Figura 3.8). Las trampas fueron instaladas durante 24 h, si bien en la Sequiota excepcionalmente estuvieron instaladas durante 48 h, en función de la disponibilidad para usar la embarcación de la Comunidad de Pescadores El Palmar.

Para marcar los ejemplares se emplearon chapas de aluminio sobre las que se había pegado una etiqueta impresa sobre papel poliéster, posteriormente recubierta con una silicona transparente (Figura 3.6). La marca iba posteriormente sujeta en las espinas laterales mediante un alambre flexible, de tal forma que no interfiriera con los movimientos de ninguna de las extremidades ni con la apertura del abdomen. Para facilitar el manejo de los ejemplares durante la instalación de la etiqueta identificativa se cubrieron con un paño húmedo, lo cual reduce el estrés al que se someten y facilita su manipulación. Para prevenir lesiones por autotomía siempre se manejaron los ejemplares sujetándolos por el caparazón, y no las extremidades.

Cada marca contiene un identificador único y un teléfono de aviso gracias al cual, si el ejemplar es capturado por otros pescadores, pueden dar aviso de su localización y fecha de captura. Previamente a su liberación todos los ejemplares fueron sexados en base a la forma de su abdomen (Figura 1.1) y tallados en base a la anchura total del caparazón (Figura 3.6). No se marcaron ejemplares que hubieran perdido alguna extremidad o presentaran cualquier otro tipo de malformación o heridas. En cada muestreo, la salinidad y la temperatura se midieron cerca de la nasa utilizando una sonda WTW 3320.

El proceso de cálculo de la CPUE en el caso de los adultos es el mismo que el detallado en la campaña *Estuarina 1* para megalopas y juveniles, con la salvedad de que en este caso la unidad de esfuerzo son nasas de malla que han estado sumergidas 24 h (Figura 3.7).



Figura 3.6: Ejemplar marcado para su seguimiento con la chapa identificativa. Las líneas blancas señalan el tamaño del ejemplar, medido como el ancho del caparazón incluyendo las espinas laterales.



Figura 3.7: Nasa empleada para la captura de ejemplares adultos de *C. sapidus* durante las campañas *Albufera 1* y *Albufera 2*.





Figura 3.8: Posición de todas las estaciones de muestreo para megalopas, juveniles y adultos de *C. sapidus* empleadas en las campañas *Estuarina 1-4* y *Albufera 1-2*, ordenadas de norte a sur. La leyenda, escala y orientación son aplicables a las 4 imágenes. A: gola de Pujol, B: Sequiota, C: gola de Perellonet y D: Estany de la Plana y gola de Perelló.

3.2.7. Campaña de muestreo *Albufera 2*

3.2.7.1 *Objetivos y temporalidad*

La campaña de muestreo *Albufera 2* tuvo como objetivo determinar el efecto de las compuertas instaladas en las golas en la población de ejemplares adultos de *C. sapidus*. Las compuertas pueden representar una barrera física que dificulte los movimientos de los ejemplares de cangrejo azul presentes en la zona, pero además pueden crear dos ambientes diferentes en base a las condiciones fisicoquímicas del entorno, particularmente temperatura y salinidad. La campaña *Albufera 2* se desarrolló entre el 19/02/2021 y el 15/12/2021 en las golas de Perelló, Perellonet y Pujol (Figura 3.8 A, C y D).

Para obtener información detallada sobre el ciclo reproductivo de la especie se calculó el índice gonadosomático que proporciona información sobre el estado de maduración del individuo. Asimismo, se realizó una valoración visual macroscópica del estado de maduración de las gónadas.

De los ejemplares capturados de la campaña *Albufera 2*, junto con ejemplares previamente capturados en la misma zona, se extrae información sobre la biometría de *C. sapidus* en L'Albufera de Valencia, particularmente la relación entre el ancho total del caparazón en mm y el peso del ejemplar en gramos. Los datos se han analizado de dos maneras, agrupando por sexo y sin separar, para determinar cuál de las aproximaciones resulta en un mejor predictor del peso en base a la anchura del caparazón.

Para determinar la relación entre la anchura del caparazón y el peso de un organismo se emplea la Ecuación 3.1 de relación peso-longitud, una función de tipo potencial (Hartnoll, 1978).

Ecuación 3.1

$$W = a * CW^b$$

Donde “W” es el peso húmedo del individuo, “a” es la intersección con el eje de las ordenadas, “CW” es la anchura del caparazón y “b” es el coeficiente de regresión. El tipo de crecimiento se clasifica como isométrico (b=3), alométricamente positivo (b>3) o alométricamente negativo (b<3) (Le Cren, 1951; Ricker, 1975). Si bien las investigaciones originales de Le Cren (1951) y Ricker (1975) están basadas en peces, Hartnoll (1978) concluye que el crecimiento de los crustáceos sigue el mismo patrón.

Otra técnica empleada para obtener más información sobre el movimiento de ejemplares adultos fue el marcaje con emisores ultrasónicos VEMCO V9 de 6 ejemplares adultos de cangrejo azul, 5 hembras y 1 macho. Se priorizó marcar hembras sobre machos dado que son las que realizan la migración reproductiva. El reducido número de ejemplares marcados con emisores ultrasónicos es consecuencia del elevado precio tanto de éstos (300€/emisor) como de los hidrófonos receptores (1600€/hidrófono). Todos los ejemplares marcados eran adultos aparentemente sanos que se comportaban con normalidad, sin lesiones ni malformaciones.

3.2.7.2 Toma y análisis de muestras

Los ejemplares de cangrejo azul se capturaron mediante nasas, las mismas descritas para la campaña *Albufera 1*. Se instalaron un total de 6 nasas (Figura 3.7), una en la cara interna (dirección L'Albufera) y otra en la cara externa (dirección mar Mediterráneo) de las compuertas de cada gola, lo más próximas posibles entre sí, con el objetivo de considerar como el mayor factor diferenciador entre ambas la compuerta. El cebo empleado fue mejillón, y las nasas se mantuvieron instaladas 24 h. Todos los ejemplares capturados fueron sacrificados mediante congelación, y de ellos se obtuvo información biométrica incluyendo el peso húmedo, el ancho del caparazón, el sexo e información relativa al desarrollo de sus órganos reproductivos internos. El índice gonadosomático se calculó empleando la Ecuación 3.2 (Zakzok *et al.*, 2022). La valoración macroscópica del estado gonadal se llevó a cabo siguiendo los parámetros descritos en la Tabla 3.2 (Lorán Núñez *et al.*, 1993). La determinación de la talla de primera madurez, representado frecuentemente como L_{50} se realizó en base al método descrito inicialmente por Ashton (1972). Este método ajusta el conjunto de las proporciones de individuos maduros/total para un tamaño concreto a una regresión logística (Ecuación 3.3). Para ello primero hay que agrupar los individuos en grupos en base a incrementos de talla secuenciales, y averiguar la proporción de sexos dentro de ese grupo. En este estudio se han empleado incrementos de talla de 5 mm.

Ecuación 3.2

$$GSI = \frac{\text{Peso gónadas}}{\text{Peso total}} * 100$$

Tabla 3.2: Criterios de valoración para el estado de maduración de las gónadas.

	Machos	Hembras
Estadio 0 <i>Juveniles</i>	Sistema reproductor difícilmente identificable, translúcido.	Ovarios y oviductos difícilmente distinguibles, translúcidos.
Estadio 1 <i>Subadultos</i>	Testículos visibles de color blanco, conductos espermáticos reconocibles y blanquecinos.	Ovarios de aspecto rugoso y blanquecino.
Estadio 2 <i>Machos adultos</i>	Testículos de color rosado, conductos espermáticos de color amarillo-verdoso.	Ovarios de tamaño incrementado y de color rosa, oviductos reconocibles rosados o color crema.
Estadio 3 <i>Hembras adultas</i>	-	La masa ovular ocupa gran parte de la cavidad posterior del cefalotorax, óvulos próximos a su expulsión.
Estadio 4 <i>Hembras ovígeras</i>	-	Los óvulos han sido expulsados y se encuentran adheridos a los pleópodos.

Ecuación 3.3

$$P = \frac{1}{1 + e^{-r(L-L_{50})}}$$

Donde “P” es probabilidad de que un individuo sea maduro, y “L” es el tamaño del grupo. Los parámetros “r” y “L₅₀” se ajustaron por medio del método de máxima verosimilitud, que busca reducir el error acumulado entre los datos y la regresión logística al mínimo ajustando los parámetros “r” y “L₅₀” mediante simulación numérica (Pan *et al.*, 2002).

Los ejemplares marcados con emisores acústicos fueron capturados por la trampa localizada en el Estany de la Plana, medidos, sexados, equipados con el emisor ultrasónico y devueltos al agua con la mayor rapidez posible. El procedimiento de manejo de los ejemplares es el mismo que el descrito en la campaña *Estuarina 1*. Los emisores fueron adheridos a una placa metálica y posteriormente sujetos al caparazón de los ejemplares empleando el mismo método descrito para etiquetarlos (Figura 3.9). En ningún caso el peso del conjunto del emisor y el sistema de sujeción superó el 3% del peso estimado del ejemplar. Para poder registrar sus desplazamientos se instalaron 3 hidrófonos VEMCO VR2W en campo, 2 en la zona del Estany de la Plana (centro y cercanía compuertas) y 1 en la gola del Perelló. Por tanto, desde el interior hacia el exterior, los hidrófonos reciben el nombre de “Estany”, “Compuerta” y “Gola”, marcados con las letras E, C y G (Figura 3.8 D). El hidrófono más cercano al punto de liberación de los ejemplares es “Compuerta”.

El sistema para su instalación en campo está compuesto por una línea central a la que está sujeto el hidrófono, un sistema de flotación y un ancla que aseguran su posición vertical y una línea de recuperación (Figura 3.10). Los hidrófonos se instalaron con el receptor a unos 20 cm de profundidad, y en los puntos que presentaban un menor número de obstáculos físicos para cubrir el mayor terreno, facilitando así la recepción de los emisores acústicos. Todos los hidrófonos y emisores ultrasónicos fueron probados en laboratorio previamente a su instalación para garantizar su correcto funcionamiento. Los hidrófonos se instalaron de forma que cubrieran la mayor cantidad de superficie, de tal forma que sus zonas de detección se solaparan para garantizar que no existieran zonas entre ellos en las que no se detectaran los emisores. Además, se comprobó que el sistema de fijación previamente descrito para los emisores acústicos no alteraba la frecuencia de recepción por parte de los hidrófonos. Los emisores fueron configurados para emitir cada minuto.

Para garantizar la adecuada recepción de los hidrófonos durante la campaña, cada 15 días se extrajeron los datos y se revisó el sistema de anclaje. Cada dato registrado por el hidrófono incluye el identificador del emisor acústico detectado, fecha y hora. También se realizó una limpieza de mantenimiento del hidrófono, puesto que la superficie expuesta era rápidamente colonizada por diversos tipos de bioincrustación, lo que puede llegar comprometer su adecuado funcionamiento (Figura 3.11).



Figura 3.9: Ejemplar marcado son emisor acústico para su seguimiento. Sobre la placa el emisor va pegado mediante una resina epoxy, y posteriormente sujeto con dos vueltas de hilo de remendar redes envuelto en silicona para garantizar su correcta sujeción.

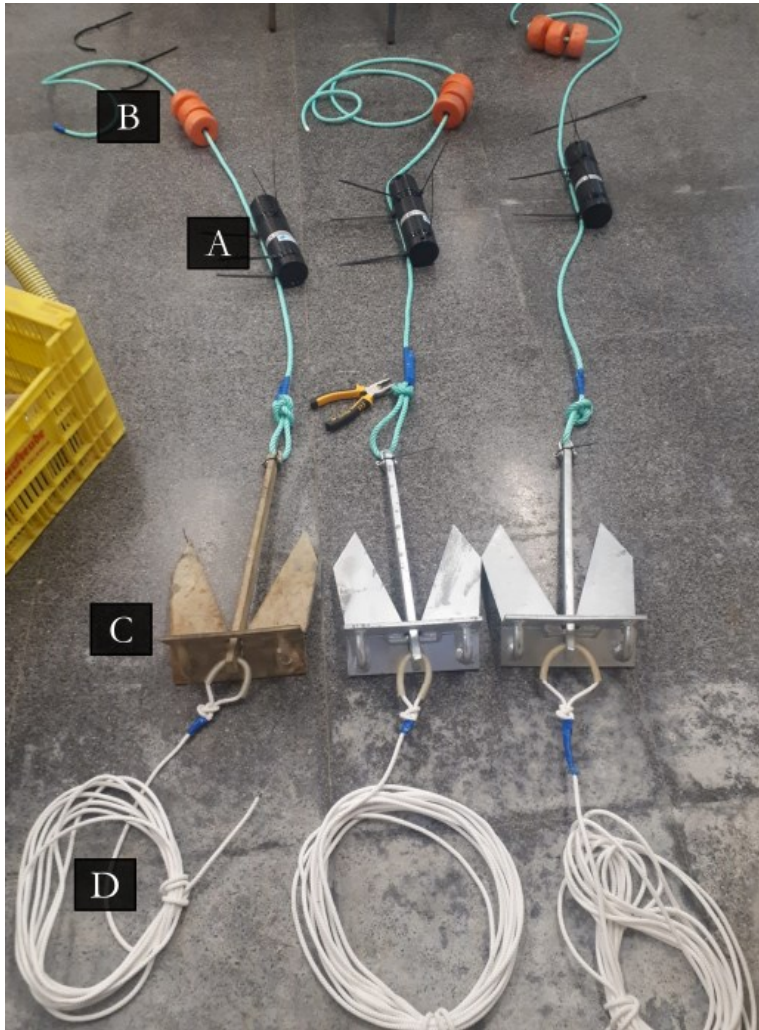


Figura 3.10: Sistema de fijación para los hidrófonos instalados en campo para el seguimiento de ejemplares adultos en el Estany de la Plana y la gola del Perelló. A: Hidrófono VEMCO VR2W. B: Sistema de flotación. C: anclaje. D: línea de recuperación.



Figura 3.11: Hidrófono “Gola” tras 15 días instalado. Se aprecia una abundante bioincrustación compuesta mayoritariamente por algas filamentosas.

3.3. Ensayos en laboratorio

3.3.1. Tiempo de desarrollo de megalopas

3.3.1.1 Definición y temporalidad

Para obtener información sobre el tiempo restante hasta la metamorfosis de las megalopas en juveniles, un total de 63 megalopas capturadas durante la campaña de muestreo *Estuarina 3* se mantuvieron vivas en cautividad. El ensayo se realizó entre el 02/10/2022 y el 23/11/2022.

3.3.1.2 Diseño experimental

Las megalopas capturadas se trasladaban inmediatamente al laboratorio para ser distribuidas en 6 bandejas de plástico cubiertas con vidrio transparente para evitar la evaporación y permitir un ritmo circadiano. Simulando las condiciones del medio natural medidas durante la campaña *Estuarina 3*, se mantuvieron en agua aireada a una salinidad de 36 y una temperatura de 20 a 23 °C. Las megalopas se revisaron diariamente, registrando cuántas se habían transformado en juveniles y los días transcurridos desde su llegada al laboratorio. Se alimentaron *ad libitum* con pequeños trozos de pienso para peces hasta que todas se transformaron en juveniles.

3.3.2. Interacción con *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius, 1787)

3.3.2.1 Definición y temporalidad

P. marmoratus es un cangrejo de la familia *grapsidae* muy habitual en el mar Mediterráneo (Warburg *et al.*, 2007). Se trata de un cangrejo semiterrestre (Cannicci *et al.*, 2007) que vive en la zona intermareal y submareal poco profunda de las costas rocosas (Cannicci *et al.*, 1999). Estos ambientes están habitualmente relacionados con las desembocaduras de aguas continentales, zonas en las que también es habitual la presencia de *C. sapidus* debido a su complejo ciclo vital.

Durante la campaña de muestreo *Estuarina 2* se recolectaron habitualmente juveniles de *P. marmoratus* junto a los de *C. sapidus*. Además, fue frecuente la visualización de ejemplares de ambas especies, tanto juveniles como adultos, en los muelles y pantalanes del puerto, y en las escolleras cercanas. La dieta de *C. sapidus* incluye de forma habitual otras especies de cangrejos (Carrozzo *et al.*, 2014; Laughlin, 1982). Una de las interacciones específicas de la que se tiene constancia es la depredación de *C. sapidus* sobre *Carcinus maenas* en el Atlántico Occidental

(DeRivera *et al.*, 2005). En el Mediterráneo español se sospecha que puede estar detrás de la abrupta bajada de la población de *Carcinus aestuarii*, especie muy similar a *C. maenas*, en el Delta del Ebro (Clavero *et al.*, 2022). Por el contrario, si bien *P. marmoratus* es habitualmente clasificado como un cangrejo de hábitos fundamentalmente herbívoros y detritívoros, investigaciones recientes han demostrado que también puede depredar sobre otros crustáceos (Cannicci *et al.*, 2002). En Grecia, mediante el análisis de isótopos estables de ambas especies se observó un nivel trófico similar (Aslan y Polito, 2021).

Teniendo en cuenta la presente distribución de *C. sapidus*, la interacción con *P. marmoratus* puede darse en una zona muy amplia que abarca especialmente el mar Mediterráneo, pero también la costa Atlántica de la Península Ibérica y la parte más septentrional de África. Para determinar los resultados de posibles interacciones entre *C. sapidus* y *P. marmoratus* se realizaron dos tipos de experimentos diferentes, uno para determinar la capacidad de depredación entre especies y otro para determinar el resultado de posible competencia por alimento.

3.3.2.2 *Diseño experimental de depredación*

Para determinar si existía depredación directa entre *C. sapidus* y *P. marmoratus* se realizó un ensayo en desigualdad de tallas entre ejemplares de ambas especies. Ejemplares claramente superiores de *C. sapidus* fueron enfrentados a ejemplares de menor talla de *P. marmoratus*, y viceversa (N = 6 en ambos casos). El promedio de la proporción entre los pesos entre los ejemplares grandes y pequeños fue de ~ 7 en ambos casos. Todos los ejemplares se mantuvieron en aislamiento en agua de mar a temperatura ambiente de entre 19 y 22 °C durante un mínimo de una semana, y no fueron alimentados en las 24 horas previas a la realización del experimento. Los enfrentamientos se produjeron en pequeños contenedores circulares de 20 cm de diámetro con agua de mar a temperatura ambiente (~ 20 °C), y se mantuvieron durante 24 horas sin alimentación. Los enfrentamientos fueron grabados cenitalmente con iluminación artificial.

3.3.2.3 *Diseño experimental de competencia por el alimento*

El diseño experimental fue modificado de MacDonald *et al.* (2007). Consistió en una serie de interacciones competitivas por un alimento, enfrentando ejemplares de *C. sapidus* contra *P. marmoratus* en distintas categorías de tamaño. Todas las interacciones fueron grabadas

cenitalmente por un sistema de video acompañado por iluminación artificial. Los ensayos se realizaron a temperatura ambiente (~ 20 °C).

Para la realización del ensayo se capturaron ejemplares de *C. sapidus* y de *P. marmoratus* empleando pequeñas nasas cilíndricas y redes de mano de tamaño reducido en la gola del Perelló y sus escolleras (Figura 3.8 D). Todos los cangrejos capturados que presentaban malformaciones o la pérdida de alguna extremidad fueron descartados, tolerando únicamente la falta de una de las patas ambulacrales. Los ejemplares se conservaron en aislamiento en agua de mar a temperatura ambiente, alimentados con mejillón en días alternos. El mejillón es un cebo con mucho poder atrayente, y además es una especie que existe naturalmente en los ambientes rocosos u otros sustratos duros, como los habituales en los puertos, en los que se podrían dar las interacciones que se pretende simular. Los ensayos se realizaron siempre tras un mínimo de 24 horas sin recibir alimento. El número total de ejemplares empleados fue de 36 para cada especie.

Un total de 20 ensayos de competencia se dividieron en 3 categorías en base al peso relativo de los ejemplares enfrentados. Las 3 categorías fueron definidas como igualdad de peso ($N = 8$), peso superior de *C. sapidus* ($N = 6$) y peso superior de *P. marmoratus* ($N = 6$). Se realizaron además ensayos sin oponente, para tomarlos como referencia ($N = 8$ para ambas especies), para conseguir un total de 36 ensayos. Se consideraron individuos en igualdad aquellos con menos de un 30% de diferencia de peso. Los individuos en superioridad eran entre 3 y 7 veces mayores que sus oponentes.

Para cada ensayo se empleó un acuario de 60 x 30 x 30 cm (largo x alto x ancho), que fue dividido longitudinalmente en dos mitades con una placa rígida y opaca desde el fondo hasta toda la altura del acuario (Figura 3.12). Una de estas mitades es donde se realiza la interacción competitiva, la otra ofrece posibilidad de refugio a los ejemplares competidores. En la mitad destinada a la interacción competitiva se colocó un fondo de un color claro para poder apreciar el movimiento de los ejemplares con facilidad. Los 10 cm del acuario más alejados del centro fueron la zona donde se introdujeron los cangrejos para hacer el ensayo (Figura 3.12 A), cada uno en un extremo del acuario, y el cebo estuvo sujeto equidistante a estas dos zonas (Figura 3.12 B).

En la otra mitad del acuario se instalaron dos refugios de 15 x 10 x 10 cm (largo x alto x ancho) de un material opaco, uno por cada participante (Figura 3.12 C). Para permitir el acceso a los refugios se recortaron las esquinas de la placa que divide longitudinalmente el acuario que coinciden con la zona en la que se introducen los cangrejos, ofreciendo así la posibilidad de una huida inmediata (Figura 3.12 D).

En cada ensayo, el recipiente se llenó con agua de mar hasta 10 cm de calado, y se fijó firmemente como cebo en la parte central un pequeño pedazo de mejillón mediante un alfiler, para evitar que los ejemplares lo atrapen y se desplacen con él. Es importante que el cebo sea de pequeño tamaño para que dos competidores no puedan alimentarse en extremos contrarios del cebo sin disputárselo. Los ejemplares elegidos se introdujeron en el acuario a través de tubos opacos de PVC de 10 cm de diámetro. Transcurridos 10 minutos para que se atemperen y detecten al cebo, se levantan los tubos de PVC con suavidad, y se dispone de 30 minutos de enfrentamiento. Para evitar perturbaciones por la presencia de observadores la pecera donde se realizaron los ensayos se cubrió con un material opaco. Al finalizar cada ensayo se retiraron los ejemplares participantes, se descartó el agua de mar y el cebo restante, y se limpió el recipiente donde se realizaron las interacciones para evitar posibles restos de olor. Cada ejemplar fue utilizado únicamente en una ocasión.

En cada interacción se determinó un ganador en base al porcentaje total del cebo consumido. Otros indicadores de competencia medidos fueron el tiempo hasta abandonar la zona de despliegue, el tiempo hasta localizar el cebo, el porcentaje de ocasiones en los que se encuentra la cebo durante la duración del ensayo, el tiempo hasta refugio y el tiempo total en refugio. En algunas ocasiones los cangrejos se disputaron el cebo, y en esas interacciones también se determinó un ganador como aquel que seguía en control del cebo tras finalizar el enfrentamiento.

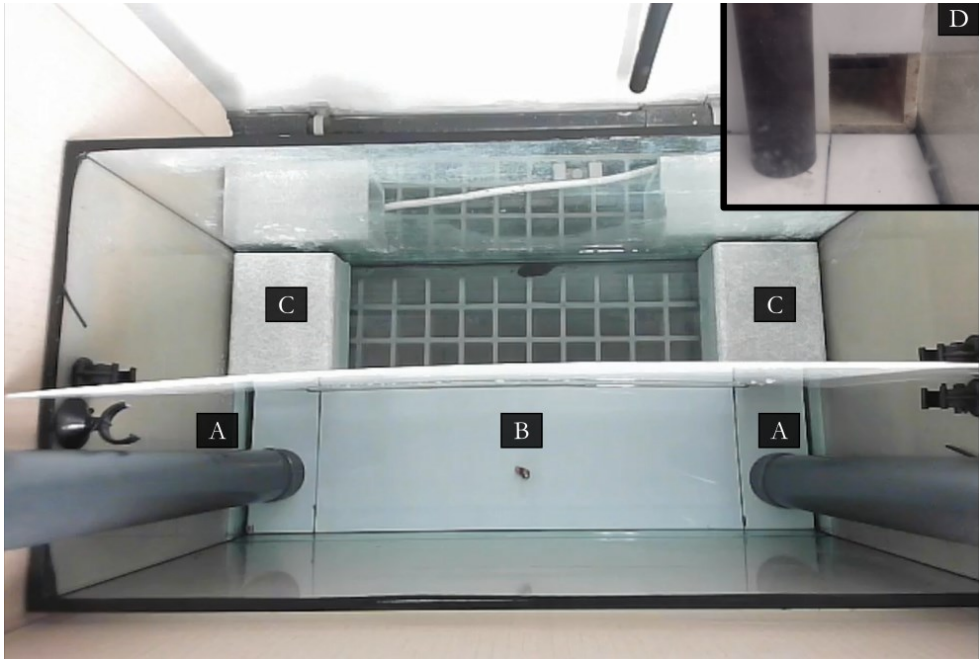


Figura 3.12: Vista cenital del acuario donde tuvieron lugar los ensayos de interacción competitiva entre ejemplares de *C. sapidus* y de *P. marmoratus*. A: tubos de PVC para introducir los cangrejos en la zona delimitada para tal fin. B: cebo fijado mediante un alfiler en la parte central de la zona de competencia. C: vista cenital de los refugios. D: vista frontal de la entrada a uno de los refugios.

3.4. Modelado ecotrófico

3.4.1. *Ecopath*

3.4.1.1 *Introducción*

Los modelos matemáticos son poderosas herramientas que permiten describir la evolución de uno o varios de los elementos de un ecosistema, existiendo modelos basados en las características físicas, químicas o biológicas de un sistema. En este último grupo, uno de los que permite comprender en profundidad un ecosistema y poder prever los impactos sobre él es el modelado ecotrófico (Plagányi, 2007). Estas técnicas permiten simular escenarios futuros y así establecer medidas correctoras antes de que llegue a existir la perturbación del sistema (Plagányi, 2007).

Generalmente, los modelos ecotróficos requieren de una entrada de datos muy abundante para poder simular un ecosistema, lo cual puede presentar un serio inconveniente dependiendo de la complejidad del sistema y la precisión que se busque en la simulación. Ecopath, creado por la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*, Washington D.C.), es un modelo ecotrófico muy popular en el mundo académico que permite trabajar con sistemas pobres en datos, y por eso es uno de los más usados para modelar sistemas acuáticos (Christensen *et al.*, 2008).

3.4.1.2 *Grupos funcionales y relaciones tróficas*

En Ecopath, el ecosistema se define como una serie de grupos funcionales y las relaciones tróficas entre ellos (Christensen *et al.*, 2008). Los grupos funcionales representan especies o grupos de ellas que comparten nicho ecológico y/o taxón, cumpliendo una misma función en el ecosistema. La relación entre los grupos funcionales queda definida por la matriz trófica, que indica qué parte de la dieta de cada grupo proviene de cada uno de los otros grupos.

La precisión del modelo y los límites del sistema son definidos por el modelador. Un modelo cuyos grupos funcionales representan únicamente especies es más preciso, pero también más complejo y requiere de información detallada para cada una de ellas. Es conveniente definir como grupo a cualquier especie en la que se tenga un interés particular. Por el contrario, agrupar especies corre el riesgo de tratar como iguales a organismos que se comportan de forma diferente. Es ahí cuando un preciso entendimiento del ecosistema aumenta la calidad del modelo,

pues se sabe previamente a la modelación cuales de los taxones presentes merecen una atención especial.

3.4.1.3 *Procesamiento interno*

La rutina de procesamiento que emplea Ecopath está basada en la implementación de Polovina (1984). En la última versión de Ecopath (6.6) esta rutina se compone de dos ecuaciones, una para la producción de biomasa y otra para el balance de energía (Christensen *et al.*, 2008). Por tanto, para cada grupo funcional definido en el modelo será necesario resolver las siguientes ecuaciones. La producción de biomasa se encuentra descrita en la Ecuación 3.3, mientras que el balance de energía se encuentra descrito en la Ecuación 3.4.

$$\text{Ecuación 3.3} \quad B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot DC_{ji} (Q/B)_j \cdot DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0$$

Siendo i un grupo presa y j su depredador:

B_i : biomasa del grupo funcional i (ton peso fresco·km⁻²).

P/B_i : ratio de productividad/biomasa de la presa i (año⁻¹). Es equivalente al ratio de mortalidad total Z , que a su vez es la suma de la mortalidad natural M y de la mortalidad por pesca F .

EE_i : eficiencia ecotrófica (adimensional). Equivale a la fracción de la producción que permanece en el sistema.

B_j : biomasa del grupo funcional j (ton peso fresco·km⁻²).

DC_{ij} : fracción de la dieta de j que representa i en términos de biomasa (adimensional).

Q/B_j : ratio de consumo/biomasa del depredador j (año⁻¹).

Y_i : capturas totales del grupo i (ton peso fresco·km⁻²).

E_i : flujo de migración neto (emigración – inmigración, ton peso fresco·km⁻²·año⁻¹).

BA_i : ratio de acumulación de biomasa de j (adimensional).

$$\text{Ecuación 3.4} \quad \text{Consumo} = \text{producción} + \text{respiración} + \text{ingesta no asimilada}$$

3.4.2. *Ecopath with Ecosim (EwE)*

Ecopath es un modelo robusto que permite trabajar con pocos datos pero que únicamente permite representar sistemas en balance de masas, es decir, el estado final del sistema debe ser igual a la inicial. La solución a esta limitación es emplear *Ecopath with Ecosim*, que añade al modelo la posibilidad de desarrollar las predicciones a lo largo de periodos de tiempo determinados y en sistemas no balanceados. Existen numerosos precedentes bien contrastados del uso de *Ecopath with Ecosim* en la simulación de ecosistemas acuáticos con especies invasoras (Kao *et al.*, 2014; Langseth *et al.*, 2012; Pinnegar *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2016). Por similitud es especialmente interesante en el caso del cangrejo rojo real (*Paralithodes camtschaticus* Tilesius, 1815) en Noruega (Falk-Petersen, 2004).

El modelado de las especies invasoras tiene sus propios desafíos en Ecosim, debido a que el modelo espera partir de una situación de estabilidad. Esto implica que necesita de valores de biomasa positivos durante la simulación (Langseth *et al.*, 2012), por tanto, no se puede incorporar una nueva especie durante el periodo de simulación, si no que debe estar presente desde el inicio. Para solventar este problema se han desarrollado varias estrategias, una de las cuales consiste en modelar el ecosistema de forma estática pre y post invasión. Esta estrategia deja de lado la posibilidad de observar las dinámicas de la población a lo largo del tiempo, y es por tanto poco aconsejada. La alternativa más aconsejada es iniciar el modelo en los años previos a la invasión, manteniendo la biomasa de la especie invasora a niveles artificialmente bajos y permitiendo que aumente a partir del momento de la invasión real. Debido a la falta de datos históricos no ha sido posible utilizar esa alternativa, y se ha decidido comenzar el modelo en 2017, el año en que *C. sapidus* pasó a estar establecido en L'Albufera, utilizando datos de biomasa reales a partir de las capturas de la Comunidad de Pescadores El Palmar. Esta es la configuración descrita como método 1 en Langseth *et al.* (2012), y es la recomendada para observar los efectos de las especies invasoras sobre el resto del ecosistema.

3.4.3. Configuración del modelo en Ecopath

Para definir el ecosistema de L'Albufera de Valencia se han empleado un total de 15 grupos funcionales, ordenados de mayor a menor nivel trófico. El conjunto de estos grupos representa las relaciones tróficas del ecosistema de la L'Albufera de la forma más completa posible, ofreciendo un esquema operativo del funcionamiento del ecosistema lacustre. Un resumen del valor de cada uno de los parámetros de cada grupo funcional, así como su fuente se encuentra disponible en el Anexo II.

3.4.3.1 Aves (Grupos 1 a 3)

Las aves fueron categorizadas según la metodología propuesta por Bueno-Pardo *et al.* (2018) en tres grupos: zancudas (1), piscívoras (2) y anátidas (3). La información relativa al número total de individuos en cada categoría se obtuvo del Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana (2017), proporcionado por la Direcció General de Medi Natural i d'Avaluació Ambiental. La estimación de biomasa se llevó a cabo multiplicando la abundancia media de las especies por el peso individual promedio de las especies más abundantes.

En el contexto específico 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 las aves piscívoras. La biomasa fue ajustada mediante factores específicos del 70%, 50% y 60% para cada grupo respectivo, considerando el tiempo medio que las aves pasan en el entorno lacustre.

La información sobre productividad y consumo fue extraída de la base de datos de Jorgensen *et al.* (1991), mientras que la dieta se aproximó utilizando el modelo de la Ría de Aveiro desarrollado por Bueno-Pardo *et al.* (2018).

3.4.3.2 Peces (Grupos 4 a 9)

La ictiofauna de L'Albufera fue categorizada en 5 grupos funcionales a partir de su biomasa y características. El grupo 4 está compuesto en exclusiva por *Gambusia holbrooki* (gambusia), el 5 por *Lepomis gibbosus* (perca sol), el 6 por *Anguilla anguilla* (anguila), y el 7 por *Dicentrarchus labrax* (lubina). Los ciprínidos (grupo 8) incluyen *Cyprinus carpio*, *Alburnus alburnus* y *Carassius auratus* (carpa, alburno y carpín). Los mugílidos (grupo 9) incluyen *Liza aurata* y *Mugil cephalus* (lisa y mule). Aunque otras especies eventualmente han sido registradas en investigaciones recientes

sobre el lago, su representatividad en términos de biomasa es insignificante y, por ende, no se han considerado en el modelo (Blanco *et al.*, 2003).

Dada la baja diversidad ictiológica presente en la laguna, los grupos funcionales de los peces a menudo corresponden a una única especie en este modelo. Para calcular su biomasa, se empleó principalmente la proporción entre especies obtenida de 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. Dichos estudios incluyeron la evaluación de biomasa y abundancia mediante censos ecoacústicos, así como el análisis de proporciones de especies, tallas y pesos mediante la pesca con red.

Inicialmente, se considera que las proporciones entre especies son confiables, ya que la pesca con red es un método poco selectivo y la composición obtenida es consistente con otros estudios (Blanco *et al.*, 2003). Sin embargo, es importante señalar la ausencia notoria de peces como la gambusia o la anguila. En el caso de la gambusia, la falta de especímenes podría atribuirse a su pequeño tamaño, lo que les permitiría evadir las redes, así como a su preferencia por áreas de vegetación densa inaccesibles para embarcaciones debido al escaso calado. En cuanto a la anguila, no fue objeto de estudio según el informe de al no ser una especie pelágica, por lo que su mención se limita a señalar su exclusión del análisis (Ecohydros, 2007).

Con base en estas proporciones, los datos de biomasa total de un ecosistema similar (Cardona *et al.*, 2001), y la información de las capturas proporcionada por la Comunidad de Pescadores del Palmar, se logró estimar inicialmente la masa de los mugílidos y, posteriormente, del resto de los peces en estudio. Esta estimación arrojó valores similares a la composición encontrada en estudios anteriores (Blanco y Romo, 2006).

La biomasa de las dos especies excluidas del estudio de Ecohydros (2007), fue estimada a partir de datos bibliográficos. La biomasa de la anguila se calculó utilizando la eficiencia ecológica observada en el lago de Orbetello (Brando *et al.*, 2004), mientras que la biomasa de la gambusia se derivó de la abundancia y el peso medio en estudios de ecosistemas similares (Erguden, 2013). Esta estimación se multiplicó por la fracción de la laguna de L'Albufera ubicada a menos de 5 metros de las matas, según la ortofoto de 2017 del ICV y el SIOSE.

Por otra parte, la productividad y el consumo fueron determinados a partir de datos de relaciones longitud-peso y clases de edad obtenidos de la investigación de Blanco *et al.* (2003),

así como de ecosistemas comparables extraídos de Fishbase (Froese y Pauly, 2019). Para calcular la tasa de P/B (producción/biomasa) de cada uno de los grupos funcionales de peces se empleó la Ecuación 3.5 descrita por Pauly (1980).

$$\text{Ecuación 3.5} \quad M = K^{0.65} \cdot L_{\infty}^{-0.279} \cdot T_c^{0.463}$$

Siendo M la mortalidad natural, K el ratio de crecimiento de la ecuación VBGF (la ecuación de crecimiento de Von Bertalanffy), L_{∞} 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 con la Ecuación 3.6:

$$\text{Ecuación 3.6} \quad \frac{C}{B} + M = Z$$

La tasa de Q/B (consumo/biomasa) se determinó empleando la Ecuación 3.7, propuesta por Palomares y Pauly (1998)

$$\text{Ecuación 3.7} \quad \log\left(\frac{Q}{B}\right) = 7.964 - 0.204 \log W_{\infty} - 1.965 \cdot T' + 0.083 \cdot A + 0.532 \cdot h + 0.398 \cdot d$$

Siendo W_{∞} 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 y Pauly, 1998).

En el caso de la anguila, dada la complejidad de su ciclo vital y su método de locomoción no basado en la aleta caudal (Tesch y Bartsch, 2003), los datos tanto para P/B como para Q/B se obtuvieron de manera bibliográfica a partir del estudio de Brando *et al.* (2004).

En contraste, los mugílidos y ciprínidos fueron agrupados en dos conjuntos taxonómicos debido a sus nichos similares, y se calculó la media de sus diversos parámetros a partir de sus proporciones de biomasa.

Finalmente, en cuanto a las dietas, se extrajeron principalmente del estudio de Blanco *et al.* (2003) y, específicamente para la lubina, se utilizaron datos del Mar Menor provenientes de la investigación de Pérez-Ruzafa y Marcos (2014).

3.4.3.3 *C. sapidus* (Grupo 10)

Dado el interés específico por *C. sapidus* en este estudio y también basándose en sus características únicas en el ecosistema, se consideró como un grupo separado con el propósito de evaluar posteriormente sus interacciones con el mayor nivel de detalle posible. El índice de productividad P/B del *C. sapidus* se derivó de los datos de peso medio individual proporcionados por Mocholí Soriano (2017), los cuales fueron convertidos a julios y posteriormente a tasas de mortalidad natural y total, estimadas a través de la base de datos de Brey (2001). Utilizando estos datos de mortalidad y la información de capturas proporcionada por la Comunidad de Pescadores El Palmar, se estimó la biomasa de *C. sapidus* mediante la ecuación 4.2. Dado que los decápodos en L'Albufera exhiben principalmente hábitos detritívoros (Gil-Fernández, 2018), el consumo Q/B de cada cangrejo pudo ser calculado utilizando la ecuación de Cammen (1979).

3.4.3.4 *P. clarkii* y macroinvertebrados (Grupos 11 y 12)

La biomasa de *Procambarus clarkii* se derivó de datos bibliográficos obtenidos de ecosistemas similares, específicamente del trabajo de Pérez-Bote (2005). Por otro lado, en el grupo de zoobentos se incluyeron los demás macroinvertebrados presentes en el lecho de la laguna, dada la limitada disponibilidad de datos cuantitativos contrastados. La composición de este grupo se extrajo de los estudios de Balaguer Segarra (2016) y Sahuquillo *et al.* (2007). En particular, para el estudio en el Tancat de la Pipa (Balaguer Segarra, 2016), se consideraron equivalentes a la laguna de L'Albufera aquellos estanques del estudio con profundidades y condiciones más

similares. La biomasa se calculó a partir del peso medio de las especies o taxones más representativos, y utilizando los trabajos de Brey (2001) y Prat y Rieradevall (1995) se estimó la productividad. Tanto el consumo como la dieta se extrajeron de un ecosistema comparable, como los estudiados por Pérez-Bote (2005) y Prado *et al.* (2013).

3.4.3.5 *Zooplankton (Grupo 13)*

La obtención de datos cuantitativos sobre el zooplankton en la laguna de L'Albufera ha demostrado ser un desafío. Según Rodríguez Martínez (2016) y Vicente y Miracle (1992), se estima que un valor esperado de biomasa de zooplankton en relación con la biomasa de fitoplancton sería aproximadamente del 3%, equivalente a alrededor de 1500 kg·km⁻² de zooplankton en L'Albufera. Sin embargo, utilizando datos de productividad y consumo del modelo del Mar Menor, según Pérez-Ruzafa *et al.* (2020), junto con un valor de eficiencia ecotrófica (EE) de 0.94, se ha obtenido una estimación aproximada de 4213 kg·km⁻² de biomasa.

La composición del zooplankton y las condiciones del Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2020) se consideran comparables a las de L'Albufera, según la información obtenida en el estudio de Balaguer Segarra (2016) sobre las comunidades del Tancat de la Pipa.

3.4.3.6 *Fitoplancton (Grupo 14)*

La cuantificación de la biomasa del fitoplancton se fundamentó en los datos de clorofila recopilados por el Programa de Seguimiento de Zonas Húmedas de la Generalitat Valenciana para el año 2017. Dada la preeminencia de las cianofíceas, constituyendo aproximadamente el 90% de la composición, según Romo *et al.* (2008), se procedió a la conversión del peso de carbono de la clorofila a peso fresco de cianofíceas mediante los factores de conversión propuestos por Faugeras *et al.* (2004) y Brey (2001). La información relativa a la productividad se extrajo de un ecosistema análogo, conforme a los datos presentados por Pérez-Ruzafa *et al.* (2020).

3.4.3.7 *Detritos (Grupo 15)*

La cuantificación del contenido orgánico en el lecho de la laguna de L'Albufera, extraída del estudio de Hernández Crespo (2013), fue transformada en detritos mediante la metodología

propuesta por Brando *et al.* (2004). Se asumió que los primeros 10 cm de este sedimento representan la fracción más fácilmente disponible dentro de la cadena trófica. En este contexto, se consideró la inclusión de la materia orgánica en suspensión y la aportación de material vegetal en este grupo. Esta decisión se fundamenta en la alta recirculación de nutrientes por parte de ciprínidos y otros detritívoros, junto con la imposibilidad de acceder a datos bibliográficos sobre la entrada de materia vegetal. A pesar de la complejidad que introduce esta inclusión, la abundancia de materia orgánica en el lecho permite prescindir de la definición de grupos adicionales en nuestro modelo, manteniendo el nivel actual de precisión. Es relevante señalar que este valor podría representar una subestimación del contenido real de detritos en la laguna.

3.4.3.8 Relaciones tróficas

Las relaciones tróficas entre los diferentes grupos funcionales que comprenden el modelo están representadas en la matriz trófica (Anexo III: Matriz trófica del ecosistema de L'Albufera). En esta matriz aparece qué cantidad, en tanto por uno, de la dieta de cada grupo funcional componen el resto de grupos. Para cada grupo funcional se ha establecido la composición de la dieta basándose en las fuentes mencionadas en el Anexo II: Fuentes de datos para el modelado ecotrófico de L'Albufera, adaptándolas a las características del ecosistema de L'Albufera.

3.4.3.9 Pesca

Los registros pesqueros empleados en el presente estudio fueron suministrados por la Comunidad de Pescadores del Palmar. Entre las especies sujetas a explotación comercial se incluyen *C. sapidus*, *D. labrax*, *A. anguilla* y las distintas variedades de mugílidos y ciprínidos, particularmente *C. carpio*. De *A. anguilla* solo se pudieron obtener datos hasta 2022, por tanto el año 2023 es simulado.

3.4.4. Escenarios modelados para *C. sapidus* en L'Albufera de Valencia

Se han modelado tres escenarios diferentes, todos en base a la configuración previamente descrita. El primero es “Presencia de *C. sapidus* con explotación pesquera continuada”, que trata de ser el escenario más cercano a la evolución actual del ecosistema de L'Albufera, y podría

usarse predecir lo que va a ocurrir en un futuro cercano. El segundo escenario es “Ausencia de *C. sapidus*” y modela L’Albufera sin el cangrejo azul, representando que la especie nunca hubiera llegado a aparecer en la laguna. Para lograr esto se ha retirado el grupo funcional representando a *C. sapidus* del modelo. Además, se ha ajustado la matriz trófica redistribuyendo la parte que representaba *C. sapidus* como presa para otros grupos funcionales entre el resto de las presas de esos grupos, manteniendo la proporción entre presas previamente definida para el primer escenario. El tercer escenario es “Presencia de *C. sapidus* con interrupción de la explotación pesquera en 2024” y contempla la prohibición de la pesca de *C. sapidus*. En términos del modelo esto se traduce en reducir a 0 la mortalidad por pesca sobre *C. sapidus* desde el año 2024 en adelante, pero no sobre el resto de las especies con interés comercial.

La comparación entre distintos escenarios permite determinar los efectos que ha tenido la implantación de la especie sobre el ecosistema local (escenarios 1 y 2), así como prever los efectos que podrían tener medidas como una hipotética declaración de especie invasora en 2024, lo cual conllevaría la ausencia de explotación comercial (escenarios 1 y 3). La comparativa entre los resultados de los distintos escenarios se ha realizado en base a la variación de biomasa por superficie de los grupos funcionales analizados.

3.4.5. Configuración del modelo en Ecosim

3.4.5.1 Datos de pesca comercial

Se ha calculado una serie de datos temporal de biomasa/superficie en base a las capturas reportadas por la CP El Palmar. Dicha serie de datos incluye un valor en $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ para cada grupo funcional con explotación comercial (*A. anguilla*, *D. labrax*, Ciprínidos, Mugílidos, y *C. sapidus*), entre 2018 y 2023. Cada valor se ha calculado empleando la Ecuación 3.8.

$$\text{Ecuación 3.8} \quad \frac{\text{Biomasa}}{\text{Superficie}}(x,y) = \frac{\text{Biomasa}}{\text{Superficie}}(x,2017) * \frac{\text{kg/entrada}(x,y)}{\text{kg/entrada}(x,2017)}$$

Siendo “x” uno de los grupos funcionales para los que existe explotación comercial, “y” uno de los años para los que existen datos de pesca y “kg/entrada” es el valor promedio de kilos por jornada de pesca para un año y un grupo funcional concreto.

3.4.5.2 Periodo dependiente y periodo independiente

Teniendo en cuenta que se dispone de un total de 7 años de datos de pesca (Inicio del modelo en 2017 y serie de datos de pesca 2018-2023), se considera razonable emplear un tiempo de modelado total de 14 años. La simulación de cada escenario modelado cuenta con dos periodos diferentes. El primer periodo comprende de 2018 hasta 2023 inclusive (Periodo de modelado dependiente de la biomasa de especies comerciales, resumido como periodo dependiente), y el segundo periodo de 2024 hasta 2031 (Periodo de modelado independiente). La diferencia entre ambos periodos es que, durante el periodo dependiente la biomasa de las especies sujetas a explotación comercial (*A. anguilla*, *D. labrax*, Ciprínidos, Mugílidos, y *C. sapidus*) no se determina por los cálculos del modelo, si no que se fija mediante la serie de datos de pesca comercial (ver sección anterior), asumiendo que la variación de biomasa en el sistema es proporcional a la variación en el rendimiento de la pesca en “kg/entrada”. Esto permite que, durante el periodo dependiente, las biomazas del resto de grupos funcionales que no tienen explotación pesquera (de los que no se conoce la evolución de su biomasa), se ajusten en base a la evolución de la biomasa de los grupos funcionales con explotación pesquera. Gracias a este periodo dependiente se consigue que la situación modelada al inicio de 2024 represente un sistema más coherente, mejorando las predicciones durante el periodo independiente 2024-2031.

3.4.5.3 Vulnerabilidad

La vulnerabilidad es uno de los parámetros más importantes en Ecosim (Christensen *et al.*, 2008). Este parámetro tiene dos interpretaciones principales, en primer lugar representa los cambios en la biomasa de una presa en relación con la biomasa de un depredador. En segundo lugar, representa cómo de lejos está una especie de la capacidad de carga del sistema. Vulnerabilidades bajas (1-2) representan una especie cerca de la capacidad de carga, dado que su biomasa es más estable, mientras que vulnerabilidades altas (100) representan una especie con biomasa inestable y lejos de su capacidad de carga (Christensen *et al.*, 2008).

Por defecto, este parámetro tiene un valor de 2 y representa una situación próxima a la capacidad de carga (Christensen *et al.*, 2008).

Para los grupos funcionales 1 al 5 (Aves zancudas, piscívoras, anátidas, *G. holbrooki* y *L. gibbosus*), además de para 12 y 13 (macroinvertebrados y zooplancton), se ha respetado el valor por defecto de 2. Estos grupos funcionales se consideran próximos a su capacidad de carga.

Para los grupos funcionales del 6 al 10 (*A. anguilla*, *D. labrax*, ciprínidos, mugílidos y *C. sapidus*) Ecosim puede estimar la vulnerabilidad a partir de la serie de datos de explotación pesquera. Esta estimación incluye una corrección en base al tiempo de forrajeo de cada una de las especies. Para el grupo funcional 11 (*P. clarkii*), el valor por defecto de 2 no representa una situación real, pero tampoco se disponen de otros datos para calcularlo. Se estima, por tanto, que tiene la misma vulnerabilidad que el grupo del que sí se puede estimar el índice de vulnerabilidad que está más cercano a su nicho ecológico, *C. sapidus*.

3.5. Presentación y análisis de datos

3.5.1. Datos numéricos

Los datos se describen utilizando el promedio y la desviación estándar como medida de dispersión de los datos, en formato promedio \pm desviación estándar ($\bar{X} \pm DE$). A efectos de este documento se interpretan como diferencias significativas aquellas en los que la prueba estadística devuelve un valor p igual o inferior al nivel de significación α (alfa), que en todos los casos ha sido del 0.05. El nivel de significación resultante de una prueba estadística (α) se detalla empleando la siguiente nomenclatura: ns para no significativo, * para $0.01 \leq \text{valor } p \leq 0.05$, ** para $0.001 \leq \text{valor } p \leq 0.01$ y *** para $\text{valor } p < 0.001$. Los grupos que presentan diferencias significativas en base a alguna variable cuantitativa se designan con letras en orden creciente de dicha variable, siendo el grupo designado con la letra A/a el menor, B/b el siguiente, y así sucesivamente.

Cuando en una tabla se detectan diferencias significativas entre grupos, las diferentes letras mayúsculas en negrita (**A, B, C, ...**) representan grupos con diferencias significativas en base a la fila. Las diferentes letras minúsculas en cursiva y negrita (***a, b, c, ...***) representan grupos con diferencias significativas en base a la columna. Estas letras aparecen como superíndices en negrita junto al valor que definen. En caso de que un valor presente diferencias significativas en base a la fila (mayúsculas) y a la columna (minúsculas en cursiva) siempre aparecerán en primer lugar las mayúsculas, separadas por una coma (,) de las minúsculas en cursiva.

3.5.2. Pruebas estadísticas

Para la elaboración de este documento se han empleado pruebas de estadística no paramétrica, debido a que en muchas ocasiones la distribución de los datos se aleja de la normalidad y/o se trabaja con conjuntos de datos de reducido tamaño, en los que las pruebas no paramétricas proporcionan mejores resultados (Siegel, 1957).

La prueba de rangos con signo de Wilcoxon (R 4.2.3) se empleó para evaluar las similitudes en el número medio de colonizadores (megalopas y juveniles) en las campañas de muestreo *Estuarina 2* (semanal) y *Estuarina 3* (diaria), y para comparar la acumulación semanal teórica con las tasas semanales reales. Sólo se incluyeron en el análisis los datos de las fechas comunes de la campañas de muestreo *Estuarina 2* y *Estuarina 3*.

La prueba W de Mann-Whitney (STATGRAPHICS Centurión 18 Versión 18.1.13) se utilizó para evaluar la magnitud de las diferencias entre los colectores de fondo y de superficie.

La prueba de Kruskal-Wallis (XLSTAT Premium 2023.3.0) se ha empleado para detectar diferencias significativas en base al tamaño de los ejemplares, y la prueba de comparaciones múltiples por pares mediante el procedimiento de Dunn fue empleada *post hoc* para identificar qué grupos las mostraban.

La prueba de Chi-cuadrado (XLSTAT Premium 2023.3.0) se ha empleado para detectar diferencias en las proporciones de sexos. En cada prueba se han realizado 5000 simulaciones con el método de Monte Carlo para aumentar la confianza sobre el *valor P* generado. En caso de detectarse diferencias significativas entre grupos se empleó el procedimiento de Marascuilo *post hoc* para identificar qué grupos las mostraban.

Capítulo 4: Resultados

4.1. Abundancia y distribución de zoeas

4.1.1. Distribución espacial y temporal

Durante la campaña de muestreo *Costera 1*, se recogieron e identificaron un total de 721 zoeas de *C. sapidus*. La densidad de zoeas osciló entre 0 y 3.64 zoeas \cdot m⁻³ (Figura 4.1).

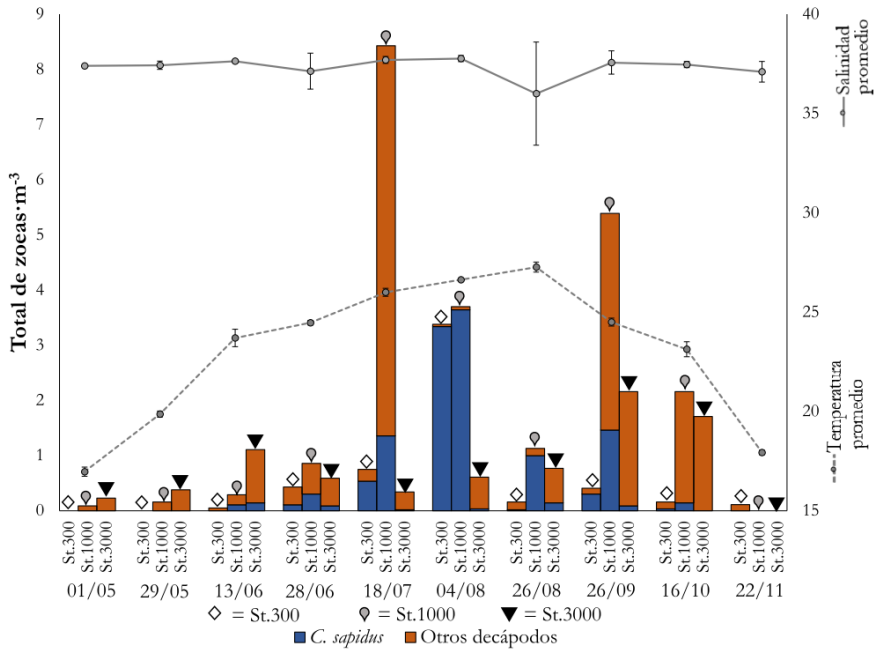


Figura 4.1: Densidad de zoeas de *C. sapidus* y otros decápodos capturados durante la campaña *Costera 1*. Eje derecho: salinidad y temperatura (promedio \pm DE) de las tres estaciones de muestreo.

No se encontraron zoeas de *C. sapidus* en mayo de 2021, siendo capturadas las primeras el 13 de junio de 2021. A partir de ese momento se observó un aumento gradual de la densidad de zoeas de *C. sapidus* desde junio a agosto de 2021. El pico de abundancia se detectó el 4 de agosto de 2021 en St.300 y St.1000, y el 26 de agosto de 2021 en St.3000. El 4 de agosto de 2021 se obtuvieron el 54.5% del total de zoeas de *C. sapidus* conseguidas durante la campaña de muestreo *Costera 1*, mientras que el muestreo inmediatamente anterior y posterior solo representaron el 14.8% y el 9.1%, respectivamente. Estos resultados enmarcan el periodo comprendido entre el 18 de julio y el 26 de agosto de 2021 como el de mayor abundancia, con un 78.4% del total de zoeas de *C. sapidus* recolectadas durante la campaña *Costera 1*. Desde finales de agosto hasta octubre de 2021, se observó una tendencia general a la baja de la densidad de zoeas de *C. sapidus*

en todas las estaciones. En noviembre de 2021 no se recolectó ninguna zoea de *C. sapidus* (Figura 4.1).

La St.1000 presentó la mayor abundancia de zoeas de *C. sapidus*, con un 66.3% del total, seguida de la St.300 con un 33.7%, mientras que la St.3000 mostró una representación insignificante (<0,1%) del total de zoeas obtenidas. La St.1000 presentó la mayor densidad de zoeas en 6 de los 7 muestreos en los que había zoeas de *C. sapidus* presentes.

La abundancia relativa de zoeas de *C. sapidus* en relación con el número total de zoeas alcanzó un máximo del 98.9% el 4 de agosto de 2021 (Figura 4.1).

4.1.2. Composición de la taxocenosis de decápodos en zooplancton

El número total de zoeas de otras especies de decápodos fue de 2011, lo que significa que el 26,4% del número total de zoeas recogidas a lo largo de toda la campaña de muestreo *Costera 1* fueron de *C. sapidus*. Otras especies identificadas mediante secuenciación genética fueron *Achelous bastatus* (Linnaeus, 1767), *Herbstia condyliata* (Fabricius, 1787), *Maja crispata* Risso, 1827, *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius, 1787), *Polybius navigator* (Herbst, 1794), *Portumnus latipes* (Pennant, 1777) y *Sirpus zariquieyi* Gordon, 1953. Los datos obtenidos en la zona de estudio muestran que la abundancia máxima de zoeas de *C. sapidus* está temporalmente desfasada con la abundancia máxima del resto de la comunidad de decápodos (Figura 4.2). Adicionalmente, si bien no se encontraron megalopas de *C. sapidus* durante la campaña de muestreo *Costera 1*, se obtuvieron 13 megalopas de *P. marmoratus*.

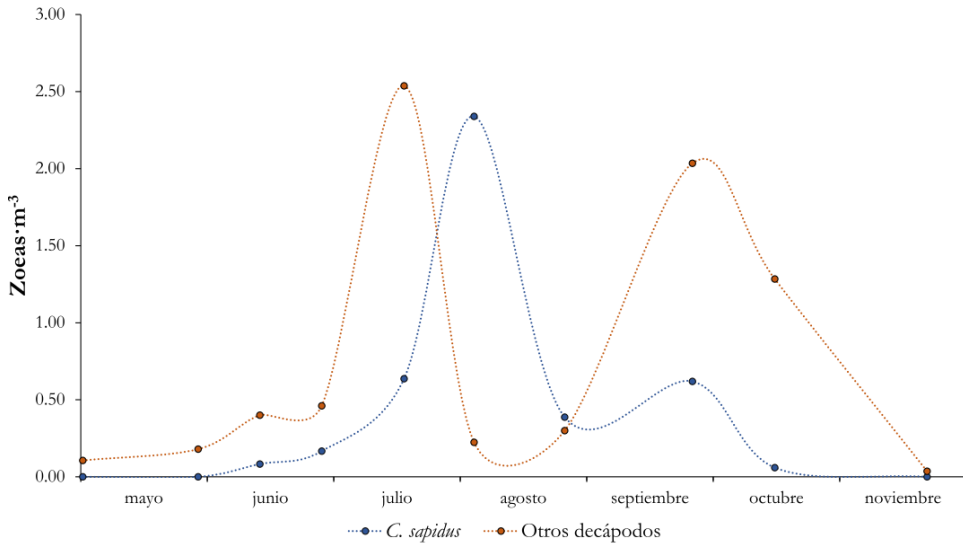


Figura 4.2: Densidad promedio de zoeas de *C. sapidus* y otros decápodos a lo largo de la campaña de muestreo *Costera 1*. Para cada fecha se muestra el valor promedio de las tres estaciones de muestreo (St.300, St.1000 y St.3000).

4.2. Asentamiento de megalopas y juveniles

4.2.1. Distribución espacial y temporal

Un total de 1777 megalopas y 586 juveniles de *C. sapidus* fueron recolectados en la gola del Perelló (Figura 3.8 D) durante las campañas de muestreo *Estuarina 1* y *Estuarina 2* (secciones 3.2.2, 3.2.3). Dichas campañas comprenden un periodo de muestreo ininterrumpido de 2 años y 4 meses con frecuencia semanal (Figura 4.3). Desde agosto de 2020 hasta diciembre de 2022, la mayoría de las megalopas de cada año (promedio $84,2 \pm 8,7 \%$) se obtuvieron sistemáticamente durante los meses de septiembre y octubre, mientras que para los juveniles el periodo de mayor abundancia fue octubre y noviembre (promedio $64,4 \pm 29 \%$). En 2020, septiembre fue el mes con un mayor número de megalopas (71,3 %), presentando también un pico temprano de juveniles (34,1 %). Durante 2021 y 2022, el pico de asentamiento fue en octubre, con el 71,1% de las megalopas y el 35,4% de los juveniles en 2021 y el 73% y 63,4% respectivamente para 2022. Estos resultados enmarcan el pico de asentamiento de megalopas en la gola del Perelló entre septiembre y octubre, y el de juveniles entre octubre y noviembre para el periodo de 2020 a 2022

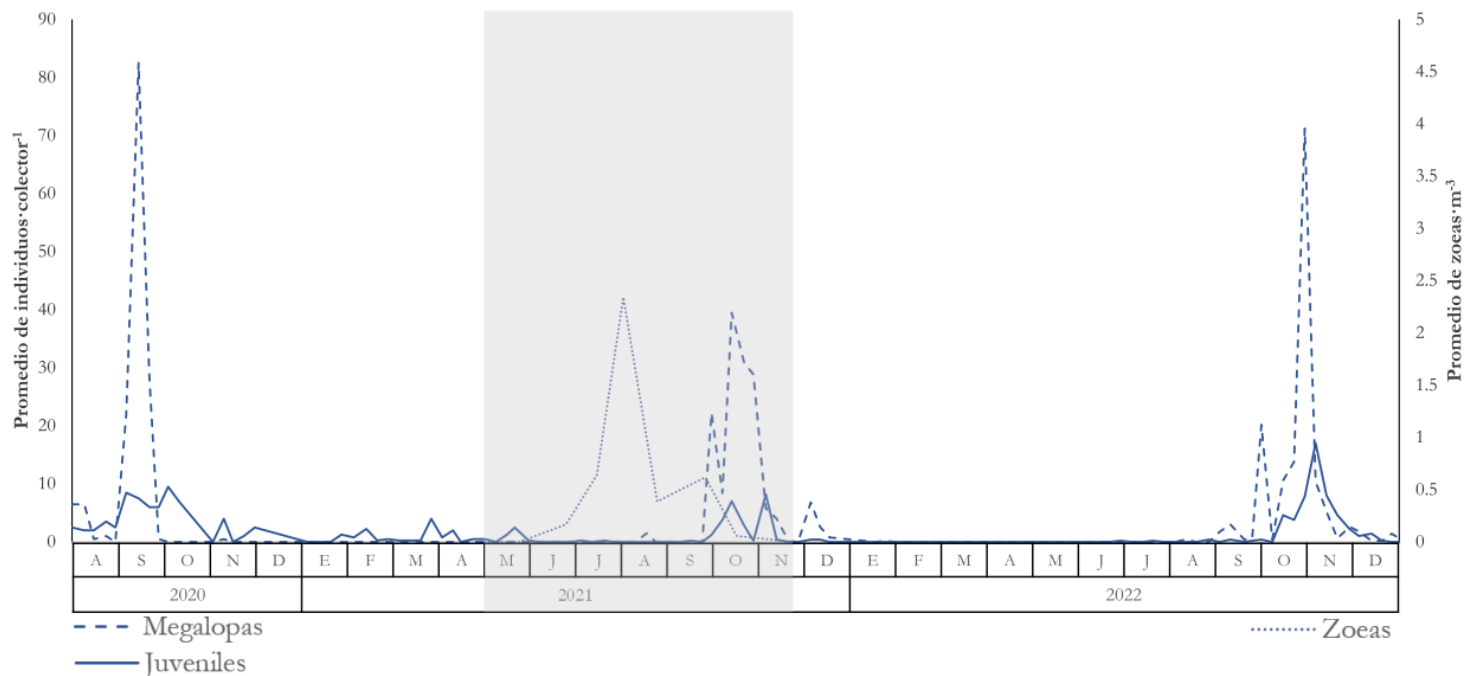


Figura 4.3: Promedio por colector de megalopas (línea discontinua) y juveniles (línea continua) de *C. sapidus* en la desembocadura de la gola de Perelló de 2020 a 2022. Eje derecho: Promedio de zoeas de *C. sapidus* (línea punteada) capturadas en aguas costeras, adyacentes a la desembocadura de la gola de Perelló en 2021. La zona sombreada en gris representa la duración de la campaña de muestreo *Costera 1*.

La campaña *Estuarina 4* añade datos de 2023, obtenidos durante el periodo clave de asentamiento determinado por las campañas anuales previas, de septiembre a noviembre. Comparando 2022 y 2023 se hace patente una fuerte caída en la captura de megalopas y juveniles en la gola de Perelló (Figura 4.4).

Los datos obtenidos durante el periodo principal de asentamiento desde 2020 a 2023 se han estandarizado para facilitar su comparación mediante el uso de la CPUE (sección 3.2.2.2). En 2023 se ha producido una disminución de cerca del 80% en el caso de las megalopas y de más del 60% en el caso de los juveniles (Tabla 4.1). En cambio, la temperatura y la salinidad medidas en el mismo punto y durante el mismo periodo no han presentado el mismo patrón de variación interanual ni cambios tan acentuados, manteniéndose relativamente constantes a lo largo de los años (Tabla 4.2).

Tabla 4.1: CPUE de megalopas y juveniles en la gola de Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre entre 2020 y 2023. Las columnas *delta* (Δ) representan el cambio porcentual entre un año y el siguiente.

	2020 (n=26)	$\Delta_{20,21}$ (%)	2021 (n=64)	$\Delta_{21,22}$ (%)	2022 (n=65)	$\Delta_{22,23}$ (%)	2023 (n=69)
CPUE Megalopas	11.2	+1 %	11.3	-	11.3	-79.1 %	2.4
CPUE Juveniles	4.7	-57.8 %	2.0	+101.8 %	4.0	-62.7%	1.5

Tabla 4.2: Salinidad y temperatura en la gola de Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre entre 2020 y 2023. Las columnas *delta* (Δ) representan el cambio porcentual del promedio entre un año y el siguiente.

	2020 (n=11)	$\Delta_{20,21}$ (%)	2021 (n=13)	$\Delta_{21,22}$ (%)	2022 (n=13)	$\Delta_{22,23}$ (%)	2023 (n=14)	
Salinidad	Min	6.9	0.7		4.3		7.7	
	$\bar{X} \pm DE$	25.9 \pm 11.5	-23.5 %	19.8 \pm 13.9	+49.5 %	29.6 \pm 12.5	+14.2 %	33.8 \pm 7.7
	Max	36.2		37.3		38.2		37
Temperatura	Min	16.8	12.2		16.1		13.6	
	$\bar{X} \pm DE$	20.3 \pm 3	+3.4 %	21 \pm 3.9	+4.8%	22 \pm 3	-4.1 %	21.1 \pm 5.1
	Max	25.6		26.7		25.3		26.8

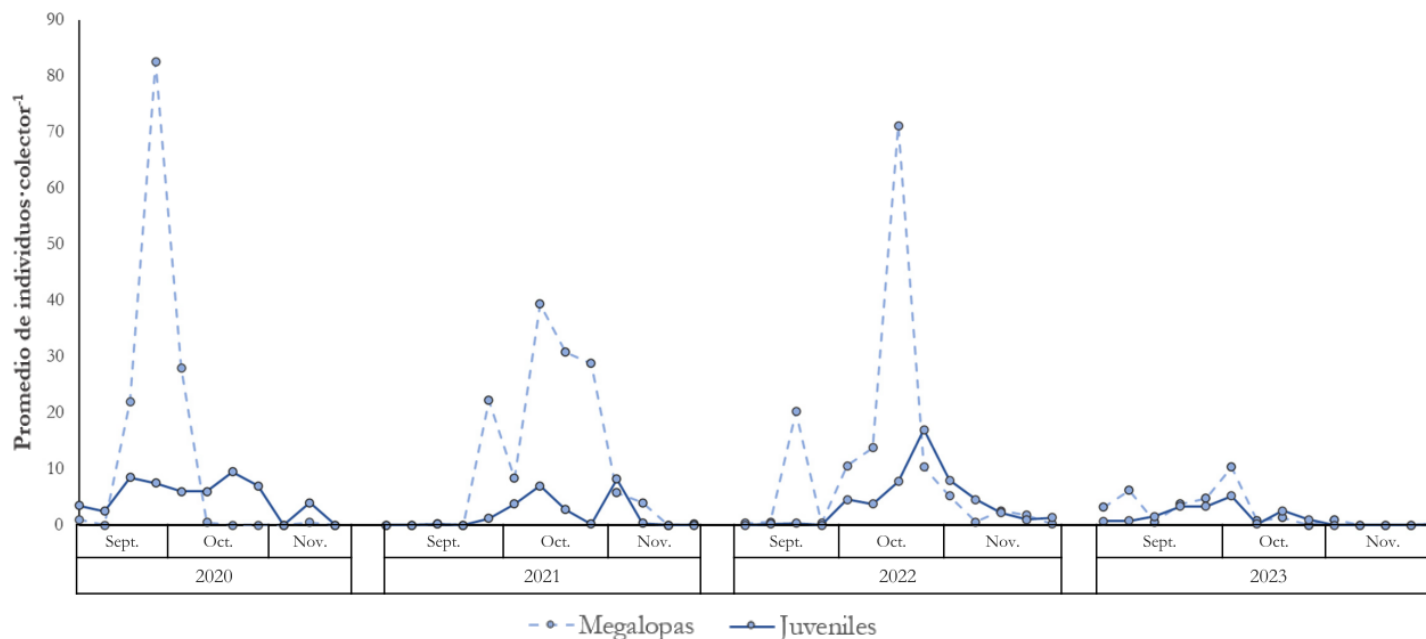


Figura 4.4: Promedio por colector de megalopas (línea discontinua) y juveniles (línea continua) de *C. sapidus* en la desembocadura de la gola de Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2020 a 2023.

Considerando las 3 golas durante 2022, los meses de septiembre, octubre y noviembre representaron más del $98 \pm 2,9$ % de las megalopas y más del $96 \pm 0,6$ % de los juveniles de todo el año. Durante este periodo se capturaron un total de 2017 megalopas y 1114 juveniles, confirmando el patrón temporal de asentamiento descrito previamente en la gola del Perelló para las golas de Perellonet y Pujol (Figura 4.5). De septiembre a noviembre de 2022, se capturaron en la gola de Pujol la mayor cantidad de megalopas, un 61.8% del total, seguido de la gola de Perelló con un 34.2% y la gola de Perellonet con sólo un 4%. Los juveniles mostraron una distribución más uniforme que las megalopas, con un 38.8% del total capturado en la gola de Perellonet, seguido de cerca por la gola de Pujol con el 38.3% y la gola de Perelló con el 22.9% (Figura 4.5).

En 2023 el reparto de las megalopas fue mucho más regular que en 2022, la gola con mayor porcentaje de capturas continuó siendo la gola de Pujol con un 44.4% del total, seguida muy de cerca por la gola de Perelló con un 42% y la gola de Perellonet en última posición con un 13.6%. Los juveniles, en cambio, mostraron una distribución más desigual que en el año previo con un 50.7 % capturado en la gola de Pujol, un 35.7 % en la de Perellonet y un 13.6% en la de Perelló.

La mayoría de los juveniles encontrados a lo largo de todas las campañas estuarinas eran de pequeño tamaño, menos de 20 mm de ancho de caparazón (incluyendo las espinas laterales). También se confirmó la presencia de otros decápodos en la zona, siendo el más común *P. marmoratus* tanto en estado de megalopa como juvenil. Ocasionalmente se encontraron ejemplares juveniles de otras especies como *Xantho poressa* (Olivi, 1792) o *Brachynotus sexdentatus* (Risso, 1827).

La drástica disminución de capturas en 2023 detectada en la gola del Perelló también se hizo patente en las golas de Pujol y Perellonet, tanto para megalopas como para juveniles (Figura 4.5). Durante el periodo de septiembre a noviembre de 2022 y 2023 se detectó una reducción en la captura de megalopas de hasta un 87.4 % en la gola de Pujol, y de hasta un 62,5% en la captura de juveniles en la gola de Perelló (Tabla 4.3).

Tabla 4.3: CPUE de megalopas y juveniles en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre en 2022 y 2023. La fila *delta* (Δ) representa el cambio porcentual entre un año y el siguiente. Datos de las campañas de muestreo *Estuarina 2* y *Estuarina 4*.

	CPUE Megalopas			CPUE Juveniles		
	Pujol	Perellonet	Perelló	Pujol	Perellonet	Perelló
2022 (n=65)	19.1	1.2	11.3	6.6	6.7	4.0
Δ_{22-23} (%)	-87.4 %	-41.7 %	-78.8 %	-21.2 %	-46.3 %	-62.5 %
2023 (n=69)	2.4	0.7	2.4	5.2	3.6	1.5

En 2022 la salinidad mostró una alta variabilidad entre golas con un valor promedio de 14.4 ± 13.6 , mientras que la temperatura mostró valores relativamente constantes entre todas las golas con un valor promedio de 21.2 ± 1.1 °C. En 2023 el patrón fue similar, la salinidad mantuvo una mayor variabilidad con un valor promedio de 22.1 ± 11.6 , y la temperatura una distribución más constante con un valor promedio de 20.7 ± 0.5 .

Se aprecia un mismo cambio en las 3 golas entre 2022 y 2023, con un incremento notable de la salinidad, que llega a ser de cerca de 6 veces en la gola de Perellonet (Tabla 4.4), y un ligero descenso de la temperatura de hasta un 4.1 % en la gola de Perelló (Tabla 4.5). Comparando las golas entre sí, durante 2022 y 2023 se aprecia un mismo patrón respecto de las variables fisicoquímicas. La gola en la que han sido detectados los valores más altos de salinidad es la de Perelló, seguida por la de Pujol y finalizando con la de Perellonet. La temperatura muestra valores relativamente constantes, pero es también en la gola de Perelló donde se detectan los valores promedio más altos.

Tabla 4.4: Salinidad (mínimo, promedio \pm DE y máximo) en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2022 y 2023. La fila *delta* (Δ) representa el cambio porcentual entre el promedio en una estación entre 2022 y 2023. Las columnas *delta* (Δ) representa el cambio porcentual entre el promedio de dos estaciones de muestreo durante el mismo año. Datos de las campañas de muestreo *Estuarina 2* y *Estuarina 4*.

		Pujol	$\Delta_{Pu,Pe}$ (%)	Perellonet	$\Delta_{Pu,Pe}$ (%)	Perelló
Salinidad 2022 (n=13)	Min	0.7		0.7		4.3
	$\bar{X} \pm DE$	11.3 \pm 10.9	-81.4 %	2.1 \pm 3	+1309 %	29.6 \pm 12.5
	Max	32.2		9.2		38.2
$\Delta_{22,23}$ (%)		+62.8 %		+566%		+14.2 %
Salinidad 2023 (n=14)	Min	0.7		0.7		7.7
	$\bar{X} \pm DE$	18.4 \pm 15.1	-23.9 %	14 \pm 11.3	+141 %	33.8 \pm 7.7
	Max	36		29.5		37

Tabla 4.5: Temperatura (mínimo, promedio \pm DE y máximo) en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló durante los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2022 y 2023. La fila *delta* (Δ) representa el cambio porcentual entre el promedio en una estación entre 2022 y 2023. La columna *delta* (Δ) representa el cambio porcentual entre el promedio de dos estaciones de muestreo para le mismo año. Datos de las campañas de muestreo *Estuarina 2* y *Estuarina 4*.

		Pujol	$\Delta_{Pu,Pe}$ (%)	Perellonet	$\Delta_{Pu,Pe}$ (%)	Perelló
Temperatura 2022 (n=12)	Min	13.3		12		16.1
	$\bar{X} \pm DE$	21.1 \pm 3.8	-0.5 %	21 \pm 3.8	+4.8%	22 \pm 3
	Max	26.5		26		25.3
$\Delta_{22,23}$ (%)		-2.4%		-1.9%		-4.1 %
Temperatura 2023 (n=14)	Min	14.1		13.2		13.6
	$\bar{X} \pm DE$	20.6 \pm 4.8	-	20.6 \pm 4.9	+2.4%	21.1 \pm 5.1
	Max	26.2		26.3		26.8

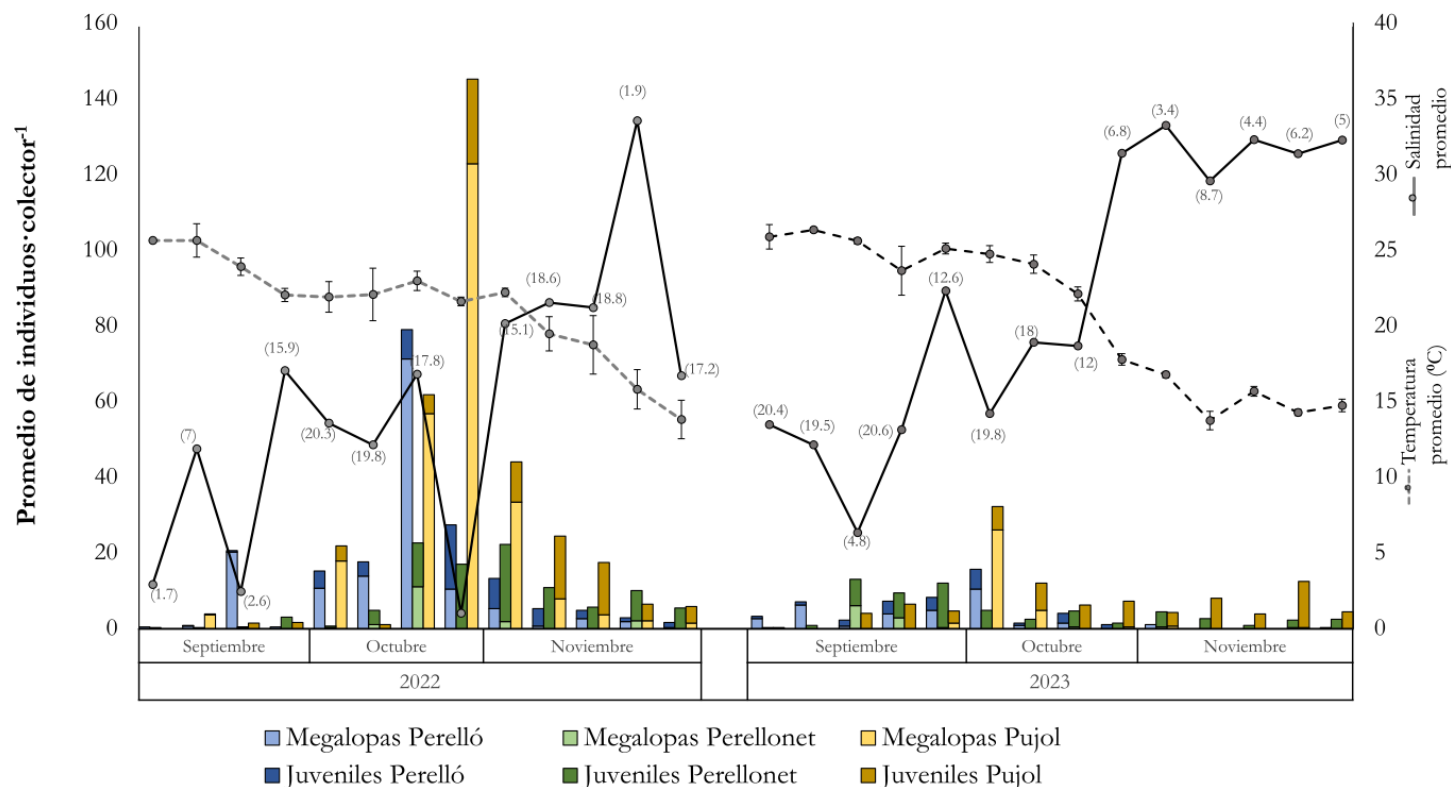


Figura 4.5: Promedio por colector de megalopas (colores claros) y juveniles (colores oscuros) de *C. sapidus*, agrupados por zona de muestreo (Perelló, Perellonet y Pujol) durante septiembre, octubre y noviembre de 2022 y 2023. Eje derecho: promedio de temperatura (°C) y salinidad en las 3 golas. Los valores de DE para la salinidad eran demasiado altos para ser representados con barras de error, por lo que en su lugar se ha añadido un valor entre paréntesis cerca de cada marcador.

En 2022 se identificaron dos proporciones diferentes de colonizadores entre las 3 golas en las que se han realizado los muestreos estuarinos (Tabla 4.6). En las golas de Pujol y Perelló se han encontrado proporciones similares de los estadios de vida tempranos de *C. sapidus*, con un predominio de megalopas sobre juveniles (74% frente a 26% y 73% frente a 27% respectivamente). Por el contrario, la gola de Perellonet mostró un patrón muy diferente, con un claro predominio de juveniles sobre megalopas (84% de juveniles frente a 16% de megalopas).

En 2023 las proporciones fueron diferentes, dado que únicamente en la gola de Perelló se detectó una mayoría de megalopas sobre juveniles, y el porcentaje fue menor que en 2022, 62% frente a 38% (Tabla 4.6). El mayor cambio se dio en la gola de Pujol, que pasó de tener una amplia mayoría de megalopas a mostrar un mayor porcentaje de juveniles (32 % frente a 68 % respectivamente). Por el contrario, la gola de Perellonet mantuvo un reparto entre juveniles y megalopas muy similar ambos años (83 % frente a 17% respectivamente).

Tabla 4.6: Ratio de megalopas por juvenil en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló durante 2022 y 2023. Datos de las campañas de muestreo *Estuarina 2* y *Estuarina 4*.

	Pujol	Perellonet	Perelló
2020 (n=26)	-	-	2.4 : 1
2021 (n=64)	-	-	5.6 : 1
2022 (n=65)	2.9 : 1	0.2 : 1	2.7 : 1
2023 (n=69)	0.5 : 1	0.2 : 1	1.6 : 1

4.2.2. Distribución vertical de las megalopas en la gola de Perelló

Para analizar los datos de la distribución vertical de las megalopas en la gola de Perelló se han empleado los datos obtenidos en la campaña de muestreo *Estuarina 3*. Para cada ocasión de muestreo diario se ha establecido una comparación entre el número de megalopas obtenidas por el colector situado en superficie (10 cm bajo el nivel del agua), el número de megalopas obtenidas por el colector de fondo situado en la misma línea vertical (a 10 cm sobre el fondo), y el número mínimo de megalopas obtenidas en cualquiera de los 5 colectores de fondo instalados (Tabla 4.7). El calado en el punto donde estaba localizado el colector de superficie es de

aproximadamente 190 cm, por tanto, la distancia entre el colector de superficie y el de fondo situado verticalmente debajo es de unos 170 cm.

Se han encontrado tasas de megalopas que eran un orden de magnitud superiores en el fondo (valor $p < 0.001$). Incluso al comparar las megalopas obtenidas en el colector de superficie con la más baja de las 5 réplicas diarias de los colectores de fondo, todavía se encontraron 3 veces más megalopas en el fondo (valor $p < 0.05$). En un 9.8% de las ocasiones el número de megalopas en el colector de superficie fue mayor que en el colector de fondo, y en un 16.4% fue superior al mínimo colector de fondo. Todas las ocasiones en las que el colector superficial obtuvo el mayor número de megalopas coincidieron con un bajo número de capturas a nivel general, menos de 20 megalopas por colector.

Tabla 4.7: Comparación entre la cantidad de megalopas de *C. sapidus* capturadas por el colector situado en superficie, fondo y el valor mínimo de todos los colectores de fondo por ocasión de muestreo., de septiembre a noviembre de 2022 en la desembocadura de la gola de Perelló

	Superficie (n=61)	Fondo (n=61)	Mínimo fondo (n=61)
Mínimo de megalopas	0	0	0
Máximo de megalopas	4	101	34
Promedio de megalopas	0.8	11.2	3.4
Total de megalopas	49	686	205

4.2.3. Metamorfosis de megalopas en juveniles

Los 6 ensayos en laboratorio realizados para estudiar el tiempo hasta la metamorfosis de las megalopas en juveniles a una salinidad de 36 y una temperatura de 20 a 23 °C proporcionaron datos consistentes del tiempo requerido para este proceso con una duración media de 6.5 ± 1.1 d (Tabla 4.8). Las condiciones de laboratorio se fijaron en valores similares a los medidos en campo durante la campaña *Estuarina 3* (salinidad y temperatura medias de 36.4 y 22.8 °C, respectivamente).

Tabla 4.8: Datos de las 6 réplicas tiempo de metamorfosis de megalopas a juveniles de *C. sapidus* a una salinidad de 36 y una temperatura de 20 a 23 °C.

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	Promedio ± DE
Megalopas iniciales (n)	10	11	11	12	12	11	-
Tasa de supervivencia (%)	80	90.9	81.8	66.7	83.3	100	82.3 ± 10.6
Tiempo hasta ≥ 50% metamorfosis (d)	3	5	4	4	5	5	4.3 ± 0.8
Tiempo hasta el 100% metamorfosis (d)	6	6	5	8	7	7	6.5 ± 1.1

4.2.4. Influencia del tiempo de instalación de los colectores

La influencia del tiempo de instalación de los colectores se determina mediante comparación entre los valores proporcionados por las campañas de muestreo *Estuarina 2* y *Estuarina 3* entre el 23/09/22 y el 22/11/22, además de con la serie de datos ficticia acumulación semanal teórica (Sección 3.2.4.1). Durante ese periodo se capturaron un total de 4003 megalopas y 320 juveniles. En el caso de las megalopas (Figura 4.6), cuando los colectores estuvieron instalados 1 día los valores fueron muy similares a cuando estuvieron instalados durante 7 días (valor $p = 1$, promedios de 12 ± 19.2 y 12.9 ± 22.4 respectivamente), lo que evidencia que la acumulación semanal teórica fue mucho mayor que los valores de instalaciones de 7 días (valor $p < 0.01$, promedios de 72.5 ± 82.4 frente a 12.9 ± 22.4 respectivamente).

Por el contrario, en el caso de los juveniles (Figura 4.7), se capturaron muchos más individuos cuando los colectores estuvieron instalados 7 días que cuando estuvieron 1 día (valor $p < 0.05$, promedios de 5.5 ± 5.1 frente a 0.13 ± 0.17 respectivamente). Las cantidades de juveniles capturados cuando los colectores estuvieron instalados 7 días fueron incluso significativamente superiores a las acumulaciones semanales teóricas (valor $p = 0.05$, 5.5 ± 5.1 frente a 1.4 ± 1.5 respectivamente).

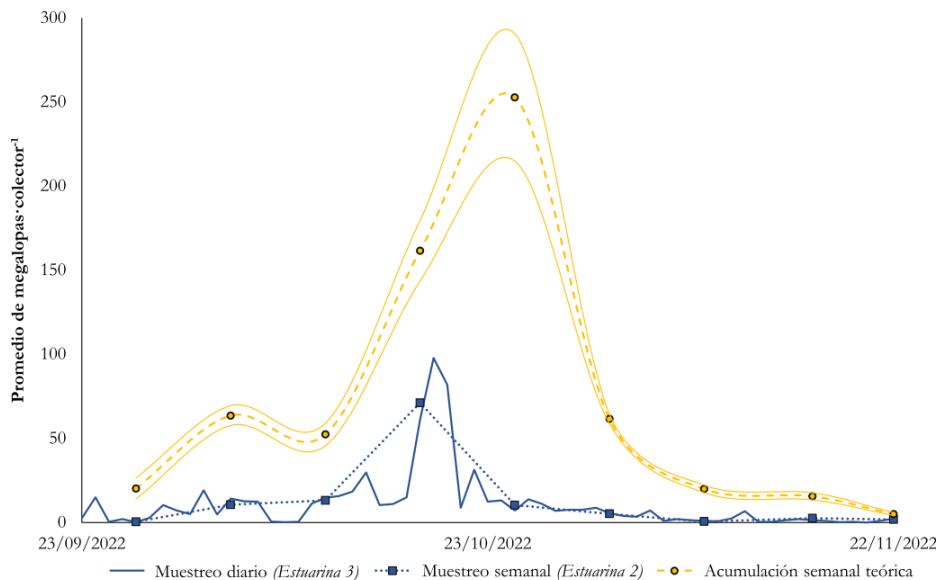


Figura 4.6: Comparativa entre muestreos diario (línea continua) y semanal (línea punteada) del promedio de megalopas de *C. sapidus* por colector en la gola de Perelló. La acumulación semanal teórica (línea discontinua) es un valor ficticio obtenido de la suma de los promedios de los muestreos diarios hasta una ocasión de muestreo semanal (promedio \pm DE).

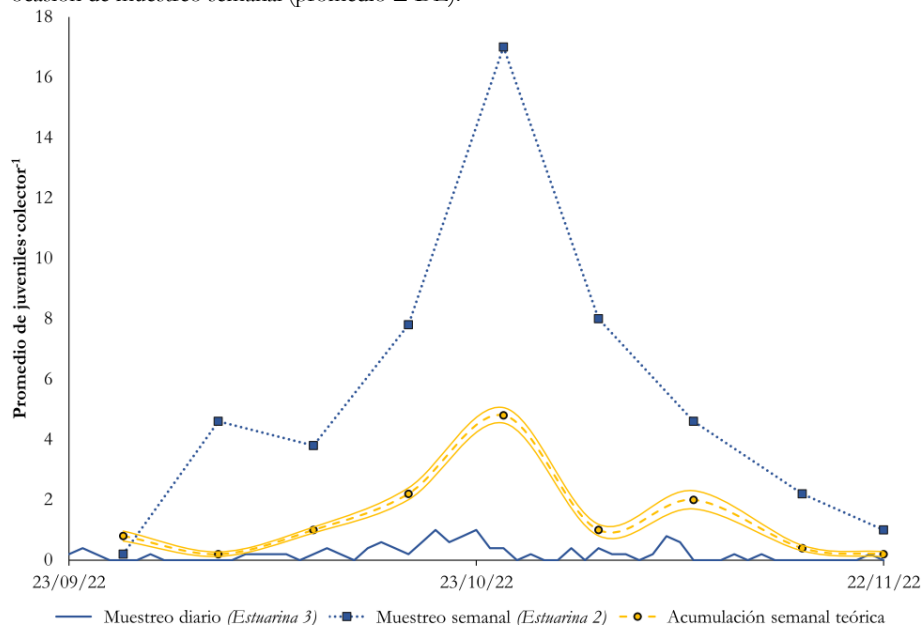


Figura 4.7: Comparativa entre muestreos diario (línea continua) y semanal (línea punteada) del promedio de juveniles de *C. sapidus* por colector en la gola de Perelló. La acumulación semanal teórica (línea discontinua) es un valor ficticio obtenido de la suma de los promedios de los muestreos diarios hasta una ocasión de muestreo semanal (promedio \pm DE).

4.3. Población de ejemplares adultos y subadultos

4.3.1. Estructura de la población

4.3.1.1 Distribución de tallas

Para analizar la distribución de tallas (anchura total del caparazón, Figura 3.6) de cangrejo azul los datos obtenidos de las campañas *Albufera 1* y *Albufera 2* se han agrupado en 2 categorías, “Machos” y “Hembras”, independientemente de su estado de maduración.

La campaña de muestreo *Albufera 1* tuvo lugar en tres zonas de L’Albufera, la Sequiota, el Estany de la Plana y la gola de Perelló (Figura 3.8), que mostraron ciertas diferencias en salinidad (Tabla 4.9). Respecto al tamaño promedio de los ejemplares capturados, se han determinado diferencias significativas por zona de muestreo, pero no entre los grupos de una misma zona (Tabla 4.10). Particularmente, los ejemplares del Estany de la Plana muestran un tamaño promedio superior, pero si se agrupan los datos en base únicamente al sector de captura (sector interior como lado L’Albufera, sector exterior como lado Mediterráneo de las compuertas) se detectan únicamente diferencias significativas en base al tamaño de los machos (Tabla 4.11).

Tabla 4.9: Salinidad y temperatura (°C) en las distintas localizaciones de muestreo de la campaña *Albufera 1*.

		Sequiota (n=27)	Estany de la Plana (n=23)	Gola de Perelló (n=25)
Salinidad	Min	0.8	0.6	1.3
	$\bar{X} \pm DE$	1.1 \pm 0.2	1 \pm 0.2	18.7 \pm 13.3
	Max	1.5	1.4	32.5
Temperatura	Min	22.6	18.7	21.2
	$\bar{X} \pm DE$	26.2 \pm 1.9	24.5 \pm 3.2	24.8 \pm 2.5
	Max	29.7	29.3	28.8

Tabla 4.10: Anchura del caparazón (mm) de los distintos grupos poblacionales en 3 zonas diferenciadas de L’Albufera. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 1*.

	Sequiota (n=90)	Estany de la Plana (n=75)	Gola de Perelló (n=134)	α
Machos (n=125)	135 \pm 22 ^A (n=33)	155 \pm 22 ^B (n=35)	133 \pm 28 ^A (n=57)	***
Hembras (n=174)	134 \pm 27 ^A (n=57)	153 \pm 27 ^B (n=40)	139 \pm 32 ^A (n=77)	**
α	ns	ns	ns	

Tabla 4.11: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de *C. sapidus*, agrupados por sector de captura. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 1*.

	Interior(n=165)	Exterior (n=134)	α
Machos (n=125)	145 ± 24 ^B (n=68)	133 ± 28 ^A (n=57)	*
Hembras (n=174)	142 ± 29 (n=97)	139 ± 32 (n=77)	ns
α	ns	ns	

El efecto de las compuertas sobre la población se han analizado los datos obtenidos durante la campaña *Albufera 2*, en la que se ponían trampas en el sector interno y el sector externo de cada gola. En general se detectaron mayores niveles de salinidad en la zona exterior de las 3 golas, si bien la temperatura fue similar a la del interior en todas las estaciones del año (Tabla 4.12 y Tabla 4.13 respectivamente). Las únicas diferencias significativas detectables vienen dadas por el reducido tamaño de las hembras situadas en la zona exterior de la gola de Pujol comparadas con las más grandes del exterior de la gola de Perelló (Tabla 4.14).

Tabla 4.12: Salinidad en las distintas zonas de muestreo (golas) de la campaña *Albufera 2*, en las 4 estaciones del año.

		Pujol (interior)	Pujol (exterior)	Perellonet (interior)	Perellonet (exterior)	Perelló (interior)	Perelló (exterior)
Invierno (n=5)	Min	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	1.7
	$\bar{X} \pm DE$	0.7 ± 0.1	0.8 ± 0.1	0.7 ± 0	0.7 ± 0.1	0.7 ± 0.1	7.9 ± 8.7
	Max	0.8	1	0.7	0.8	0.8	31.5
Primavera (n=13)	Min	0.6	0.7	0.7	0.7	0.7	1
	$\bar{X} \pm DE$	1.2 ± 1.5	3.5 ± 3.7	0.9 ± 0.4	1.2 ± 1	0.9 ± 0.2	16.8 ± 13.2
	Max	6.1	10.2	1.8	4.3	1.3	36.5
Verano (n=14)	Min	0.9	0.9	0.8	0.8	0.7	0.6
	$\bar{X} \pm DE$	1.1 ± 0.1	1.5 ± 0.7	1.1 ± 0.4	1.8 ± 1.7	0.9 ± 0.2	14.3 ± 13.4
	Max	1.3	3.1	2.3	7.1	1.2	36.6
Otoño (n=13)	Min	0.7	0.7	0.7	0.8	0.6	6.6
	$\bar{X} \pm DE$	1 ± 0.4	7.5 ± 11.5	3 ± 4.5	9.4 ± 15.2	1.1 ± 0.6	27 ± 9.2
	Max	2.3	31.4	15.1	38.3	3	37.3

Tabla 4.13: Temperatura (°C) en las distintas zonas de muestreo (golas) de la campaña *Albufera 2*, en las 4 estaciones del año.

		Pujol (interior)	Pujol (exterior)	Perellonet (interior)	Perellonet (exterior)	Perelló (interior)	Perelló (exterior)
Invierno (n=5)	Min	12.8	12.7	12.1	12.2	12.7	13
	$\bar{X} \pm DE$	14.9 ± 1.6	14.6 ± 1.5	14.2 ± 1.4	14.1 ± 1.2	15.4 ± 1.6	14.4 ± 0.8
	Max	17	16.7	15.8	15.6	16.9	15.5
Primavera (n=13)	Min	15.5	16.5	15.2	15.4	16.1	15.1
	$\bar{X} \pm DE$	20.9 ± 3.7	21.5 ± 3.6	21.1 ± 4	20.7 ± 4.3	21.5 ± 3.5	19.8 ± 3.9
	Max	26.5	27.4	27.5	27.9	27.3	27
Verano (n=14)	Min	25.9	25.3	25	25.1	23.6	22.5
	$\bar{X} \pm DE$	27.5 ± 1.1	27.7 ± 1.5	27.4 ± 1.3	27.5 ± 1.7	26.8 ± 1.8	25.8 ± 1.4
	Max	29.6	30.2	29.4	31	29.1	28.1
Otoño (n=13)	Min	9.6	9.7	8.8	8.9	9.6	11.5
	$\bar{X} \pm DE$	17 ± 5.2	17.4 ± 5.2	16.5 ± 5.3	17.1 ± 5.2	17.7 ± 4.9	18.4 ± 4.3
	Max	23.8	24.1	23.8	23.8	22.9	26.7

Tabla 4.14: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de *C. sapidus* capturados en las distintas golas durante 2021, agrupados por sector de captura. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Pujol (n=28)		Perellonet (n=25)		Perelló (n=87)		α
	Interior (n=6)	Exterior (n=22)	Interior (n=9)	Exterior (n=16)	Interior (n=20)	Exterior (n=67)	
Machos (n=53)	155 ± 6 (n=2)	137 ± 26 ^b (n=9)	146 ± 30 (n=6)	156 ± 22 (n=6)	159 ± 10 (n=5)	141 ± 26 (n=25)	ns
Hembras (n=87)	100 ± 25 ^{AB} (n=4)	96 ± 23 ^{A, a} (n=13)	138 ± 22 ^{AB} (n=3)	131 ± 45 ^{AB} (n=10)	132 ± 39 ^{AB} (n=15)	149 ± 28 ^B (n=42)	***
α	ns	**	ns	ns	ns	ns	

Dado que no se detectan diferencias estadísticamente significativas entre el tamaño promedio de los ejemplares del mismo grupo en base al sector de captura, se agrupan los datos de interior y exterior para facilitar la comparación entre grupos poblacionales en las distintas golas (Tabla 4.15).

Tabla 4.15: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de *C. sapidus* capturados en las distintas golas durante 2021. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Pujol (n=28)	Perellonet (n=25)	Perelló (n=87)	
Machos (n=53)	141 ± 25 ^b (n=11)	151 ± 26 (n=12)	144 ± 25 (n=30)	ns
Hembras (n=87)	97 ± 22 ^{A, a} (n=17)	132 ± 40 ^B (n=13)	144 ± 32 ^B (n=57)	***
α	***	ns	ns	

Se ha realizado también una comparación agrupando todos los datos de las capturas obtenidas en sector interior (L'Albufera) contra todos los conseguidos en el sector exterior (Mediterráneo). Se ofrece también la temperatura y la salinidad promedio para el sector interior y el sector exterior (Tabla 4.16). Teniendo en cuenta que la campaña *Albufera 1* tuvo lugar únicamente entre los meses de junio a noviembre, se emplean los datos obtenidos durante la campaña *Albufera 2* para la caracterización de las zonas interior y exterior. El tamaño promedio entre sexos muestra diferencias significativas en el sector interior, pero no se detectan en el exterior ni entre ejemplares del mismo sexo en función de la zona (Tabla 4.17).

Tabla 4.16: Salinidad y temperatura (°C) del sector interior (L'Albufera) y exterior (Mediterráneo) del sistema, separados por las compuertas. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

		Interior		Exterior	
		Salinidad	Temperatura	Salinidad	Temperatura
Invierno (n=5)	Min	0.7	12.1	0.7	12.2
	$\bar{X} \pm DE$	0.7 ± 0.1	14.8 ± 1.5	5.6 ± 7.8	14.4 ± 0.9
	Max	0.8	17	31.5	16.7
Primavera (n=13)	Min	0.6	15.2	0.7	15.1
	$\bar{X} \pm DE$	1 ± 0.8	21.2 ± 3.7	12 ± 12.8	20.2 ± 3.9
	Max	6.1	27.5	36.5	27.6
Verano (n=14)	Min	0.7	23.6	0.6	22.5
	$\bar{X} \pm DE$	1 ± 0.2	27.3 ± 1.5	10 ± 12.5	26.4 ± 1.6
	Max	2.3	29.6	36.6	31
Otoño (n=13)	Min	0.6	8.8	0.7	8.9
	$\bar{X} \pm DE$	1.7 ± 2.7	16.9 ± 5.1	20.8 ± 13.8	18.1 ± 4.6
	Max	15.1	23.8	38.3	26.7
Anual (n=45)	Min	0.6	8.8	0.6	8.9
	$\bar{X} \pm DE$	1.2 ± 1.6	21 ± 5.8	13.3 ± 13.5	20.7 ± 5.3
	Max	15.1	29.6	38.3	31

Tabla 4.17: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de *C. sapidus* capturados en las distintas golas, agrupados por zona de captura, diferenciando entre el sector interior (L'Albufera) y el sector exterior (Mediterráneo). Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Interior (n=35)	Exterior(n=105)	α
Machos (n=53)	152 ± 21^b (n=13)	142 ± 25 (n=40)	ns
Hembras (n=87)	127 ± 36^a (n=22)	135 ± 37 (n=65)	ns
α	*	ns	

En el intento de obtener una mayor significancia estadística y una mejor descripción del sistema se han agrupado los datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2* atendiendo únicamente al criterio de si la captura se realizó en el sector interior o en el sector exterior (Tabla 4.18). En este caso, se obtienen diferencias significativas para machos en función de la zona, y los machos y las hembras del interior son también significativamente diferentes.

Tabla 4.18: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares de *C. sapidus* capturados en las zonas de muestreo, agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*.

	Interior(n=198)	Exterior(n=234)	α
Machos (n=178)	147 ± 23 ^{B, b} (n=81)	137 ± 27 ^A (n=97)	*
Hembras (n=254)	139 ± 30 ^a (n=117)	137 ± 34 (n=137)	ns
α	*	ns	

Además del promedio se ofrece un histograma de las tallas en base a los grupos poblacionales analizados, en el que puede comprobarse de forma gráfica las distribuciones de tallas previamente mencionadas en base al sector de captura (Figura 4.8). Es destacable que, si bien el tamaño de las hembras es en promedio muy similar o ligeramente inferior al de los machos, los ejemplares de mayor tamaño capturados fueron hembras, siendo éstas las únicas que han rebasado la barrera de los 200 mm de anchura total.

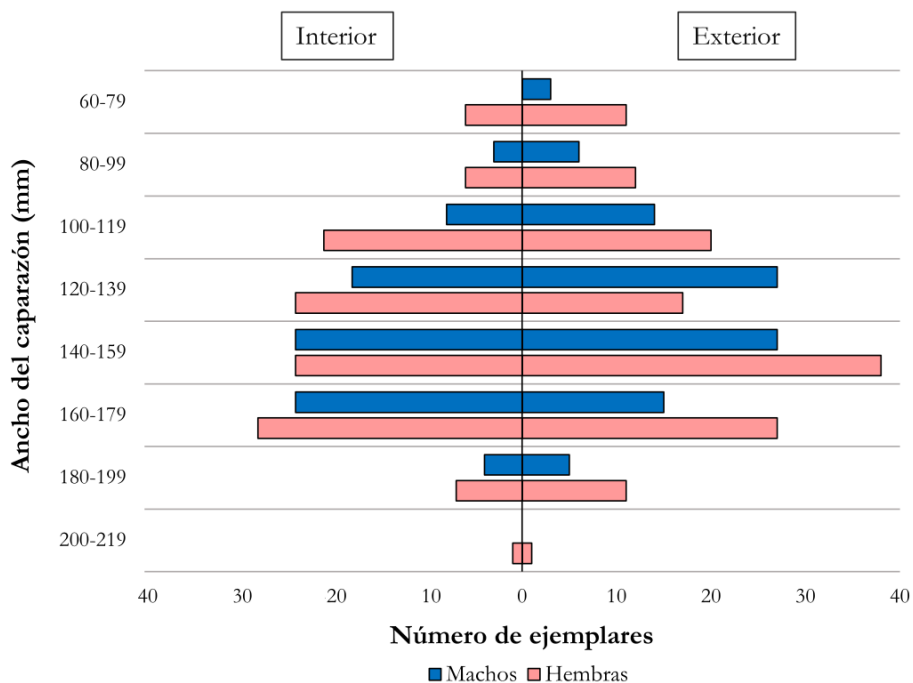


Figura 4.8: Histograma de tallas de los diferentes grupos poblacionales, agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*.

Algunas de las zonas de muestreo fueron comunes en las campañas *Albufera 1* (2019) y *Albufera 2* (2021), particularmente en la gola de Perelló y el Estany de la Plana. Esto permite la comparación de datos obtenidos en el mismo lugar en diferentes años, para tratar de detectar cambios en la población de *C. sapidus* a lo largo del tiempo (Tabla 4.19).

Tabla 4.19: Tamaño promedio de los ejemplares (mm) en 2019 y 2021, separado por grupos poblacionales. Datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*.

	<i>Albufera 1</i> (2019)	<i>Albufera 2</i> (2021)	α
Machos-Estany de la Plana (n=40)	155 ± 21 (n=35)	159 ± 10 (n=5)	ns
Hembras-Estany de la Plana(n=55)	153 ± 27 (n=40)	132 ± 39 (n=15)	ns
Machos-gola de Perelló(n=82)	133 ± 28 (n=57)	140 ± 26 (n=25)	ns
Hembras-gola de Perelló(n=119)	149 ± 28 (n=77)	139 ± 32 (n=42)	ns

4.3.1.2 *Biometría: relación tamaño y peso*

La relación entre el ancho del caparazón y el peso de los ejemplares de *C. sapidus* capturados durante la campaña *Albufera 2* se ha representado en una nube de puntos, separando por sexos (Figura 4.9). Se han determinado los parámetros “a” y “b” de la Ecuación 3.1 para machos y hembras (Tabla 4.20).

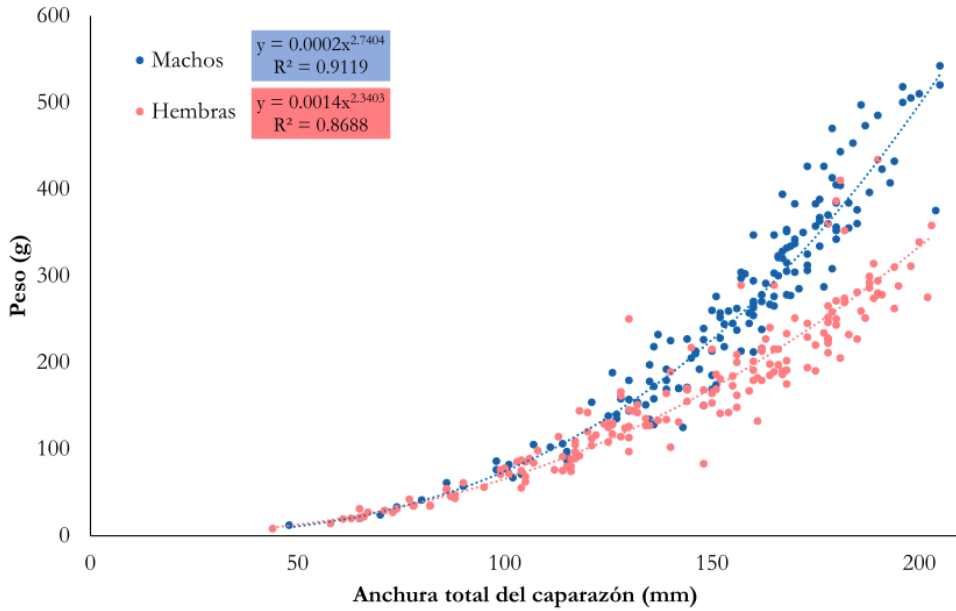


Figura 4.9: Relación entre anchura de caparazón y peso de *C. sapidus*, separada por sexos.

Tabla 4.20: Parámetros de la ecuación biométrica que relaciona anchura total y peso de *C. sapidus*, separado por machos y hembras.

	a	b	r ²
Machos (n=154)	0.0002	2.7404	0.9119
Hembras (n=181)	0.0014	2.3403	0.8688

4.3.1.3 *Proporción de sexos*

De los datos de la campaña *Albufera 1* se puede establecer la proporción de sexos en tres zonas diferentes del sistema (Tabla 4.21). en todos los casos las hembras son más abundantes que los machos.

Tabla 4.21: Proporción de grupos poblacionales (%) por zona de muestreo. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 1*.

	Sequiota (n=90)	Estany de la Plana (n=74)	Gola de Perelló (n=134)	α
Machos (n=125)	36.7 ^a (n=33)	47.3 (n=35)	42.5 ^a (n=57)	ns
Hembras (n=173)	63.3 ^b (n=57)	52.7 (n=39)	57.5 ^b (n=77)	ns
α	***	ns	*	

De la campaña *Albufera 2* se puede extraer la proporción de los distintos grupos poblacionales en la parte interior y exterior de las 3 golas a lo largo de un ciclo anual completo (Tabla 4.22 para Machos, Tabla 4.23 para Hembras). No obstante, el número de datos por separado resulta demasiado bajo para obtener relevancia estadística, por lo que se han agrupado todos los datos del interior y todos los datos del exterior para analizar las golas como un único conjunto (Tabla 4.24).

Tabla 4.22: Proporción de machos de *C. sapidus* (%) respecto del total de capturas en las distintas golas. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Pujol (n=11)	Perellonet (n=12)	Perelló (n=30)	α
Machos-interior (n=13)	33.3 (n=2)	66.7 (n=6)	25 (n=5)	ns
Machos-exterior(n=40)	40.9 (n=9)	37.5 (n=6)	37.3 (n=25)	ns
α	ns	ns	ns	

Tabla 4.23: Proporción de hembras de *C. sapidus* (%) respecto del total de capturas en las distintas golas. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Pujol (n=17)	Perellonet (n=13)	Perelló (n=57)	α
Hembras-interior (n=22)	66.7 (n=4)	33.3 (n=3)	75 (n=15)	ns
Hembras-exterior (n=65)	59.1 (n=13)	62.5 (n=10)	62.7 (n=42)	ns
α	ns	ns	ns	

Tabla 4.24: Proporción de grupos poblacionales (%) de *C. sapidus* capturados en las distintas golas, agrupados por sector de captura. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Interior (n=35)	Exterior (n=105)	α
Machos (n=53)	37.1 ^a (n=13)	38.1 ^a (n=40)	ns
Hembras (n=87)	62.9 ^b (n=22)	61.9 ^b (n=65)	ns
α	*	***	

Para conseguir una mejor representación del sistema se ha analizado también el conjunto de los datos proporcionados por las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*, de nuevo atendiendo al criterio del sector de captura (Tabla 4.25). Al usar todo el conjunto de datos se obtiene un resultado muy similar al proporcionado por el conjunto de las golas (Tabla 4.24), pero con una mayor significación estadística. Las hembras son más abundantes tanto en el interior como en el exterior.

Tabla 4.25: Proporción de grupos poblacionales (%) de *C. sapidus* capturados en las zonas de muestreo, agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*.

	Interior (n=199)	Exterior (n=239)	α
Machos (n=178)	40.6 ^a (n=81)	40.7 ^a (n=97)	ns
Hembras (n=260)	59.4 ^b (n=118)	59.3 ^b (n=142)	ns
α	***	***	

La proporción de sexos en las golas se ha analizado también de forma estacional empleando los datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*. Debido al reducido número de capturas, no es posible calcularla en el sector interno durante invierno y otoño, si bien en el resto de las estaciones muestra una proporción muy constante de cerca de un 40% de machos y un 60% de hembras, independientemente del sector. Por tanto, se puede obtener una visión general de la proporción de sexos estacional sin distinguir por sector (Tabla 4.26). Independientemente del agrupamiento de los datos, las hembras son más abundantes en todas las estaciones del año.

Únicamente se obtienen diferencias significativas cuando el volumen de capturas es mayor (primavera y verano).

Tabla 4.26: Proporción sexos estacional

	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	α
Machos	40	41.8	40.8	40.6	ns
Hembras	60	58.2	59.2	59.4	ns
α	ns	*	*	ns	

Se comparan además los datos obtenidos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*, para determinar si han existido cambios en las proporciones de machos y hembras a lo largo del tiempo (Tabla 4.27). No se detectan diferencias significativas entre 2019 y 2021 en ninguna de las proporciones analizadas.

Tabla 4.27: Proporción de grupos poblacionales (%) de *C. sapidus* en la misma zona en 2019 y 2021. Datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*.

	<i>Albufera 1</i> (2019)	<i>Albufera 2</i> (2021)	α
Machos-Estany de la Plana (n=40)	47.3 (n=35)	25 (n=5)	ns
Machos-gola de Perelló (n=82)	42.5 (n=57)	37.3 (n=25)	ns
Hembras-Estany de la Plana (n=54)	52.7 (n=39)	75 (n=15)	ns
Hembras-gola de Perelló (n=119)	57.5 (n=77)	62.7 (n=42)	ns

4.3.2. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

La variación de la CPUE y la proporción de sexos a lo largo de un ciclo anual puede obtenerse de los datos de la campaña *Albufera 2*, que abarca la práctica totalidad de un año con un muestreo sistemático en la zona cercana a las compuertas de las 3 golas (Figura 4.11).

La CPUE promedio fue menor en invierno, obtuvo valores máximos en primavera y verano, y descendió en otoño hasta valores intermedios (Tabla 4.28). La máxima CPUE se obtuvo en la gola de Pujol exterior en primavera, con 1.08 individuos·trampa⁻¹, y es el único caso en el que se supera una CPUE de 1. La mayoría de las localizaciones de muestreo siguieron la tendencia promedio con algunas excepciones. En la gola de Perellonet exterior la CPUE de

otoño fue mayor que la de verano, y equivalente a la de primavera, y en la gola de Perelló exterior se obtuvo la mayor CPUE estacional en invierno. En las golas de Pujol y Perellonet la CPUE del sector interior fue marcadamente inferior al exterior, mientras que en la gola de Perelló el sector interior fue igual de productivo que el exterior en promedio, si bien en verano la CPUE fue el doble en el sector interior que en el exterior.

Tabla 4.28: Comparativa por estaciones de la CPUE de los ejemplares adultos de *C. sapidus* durante 2021. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Pujol (interior)	Pujol (exterior)	Perellonet (interior)	Perellonet (exterior)	Perelló (interior)	Perelló (exterior)	Promedio
Invierno	0	0.2	0	0.4	0.2	0.55	<i>0.23</i>
Primavera	0.15	1.08	0.31	0.46	0.38	0.38	<i>0.46</i>
Verano	0.21	0.57	0.43	0.21	0.71	0.32	<i>0.41</i>
Otoño	0.08	0.31	0	0.46	0.38	0.44	<i>0.28</i>
Promedio	<i>0.11</i>	<i>0.54</i>	<i>0.18</i>	<i>0.38</i>	<i>0.42</i>	<i>0.42</i>	

Con el fin de dejar de lado particularidades de la zona de muestreo y observar claramente la tendencia general se han analizado los datos agrupando únicamente por sector de captura, interior o exterior (Figura 4.10). La CPUE interior muestra diferencias significativas (**) durante las distintas estaciones, sin embargo la exterior no. Se observa una tendencia contraria, donde la CPUE del interior tiene un mínimo en invierno para crecer en primavera y llegar a un máximo en verano, descendiendo nuevamente en otoño. Por el contrario, la CPUE exterior es más estable, y teniendo un máximo en primavera y un mínimo en verano. Al tener en cuenta todo el ciclo anual, la CPUE promedio es casi el doble en el exterior que en el interior.

Para obtener una visión general de la evolución de la CPUE entre 2019 y 2021, se han empleado los datos de las campañas de muestro *Albufera 1* y *Albufera 2* (Tabla 4.29). No se aprecian diferencias significativas entre ambas campañas.

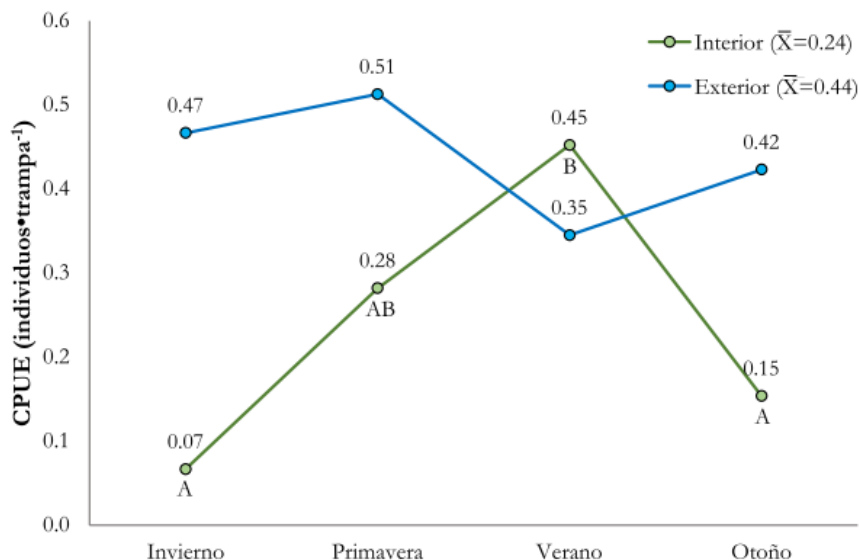


Figura 4.10: CPUE por estación en los sectores interno y externo. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

Tabla 4.29: CPUE de los sectores interno y externo del sistema Datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*. J-N: datos obtenidos entre junio y octubre del año correspondiente. F-D: datos obtenidos entre febrero y diciembre del año correspondiente

	<i>Albufera 1 (2019)</i>	<i>Albufera 2 (2021)</i>	α
CPUE Estany de la Plana	0.68	0.51	ns
CPUE gola de Perelló	0.74	0.41	ns

Una visión detallada de la evolución de la CPUE mensual en las distintas golas está disponible en la Figura 4.11. En esta figura se muestra la evolución separando por golas, sector de captura, sexo y estado de maduración en el caso de las hembras. Al tener los datos más desagregados se observan unas mayores fluctuaciones en la CPUE. En la figura destacan algunos elementos, como la fuerte presencia de hembras inmaduras en la gola de Pujol exterior, o que el único sitio donde se localizaron hembras ovígeras fue en la gola de Perelló exterior.

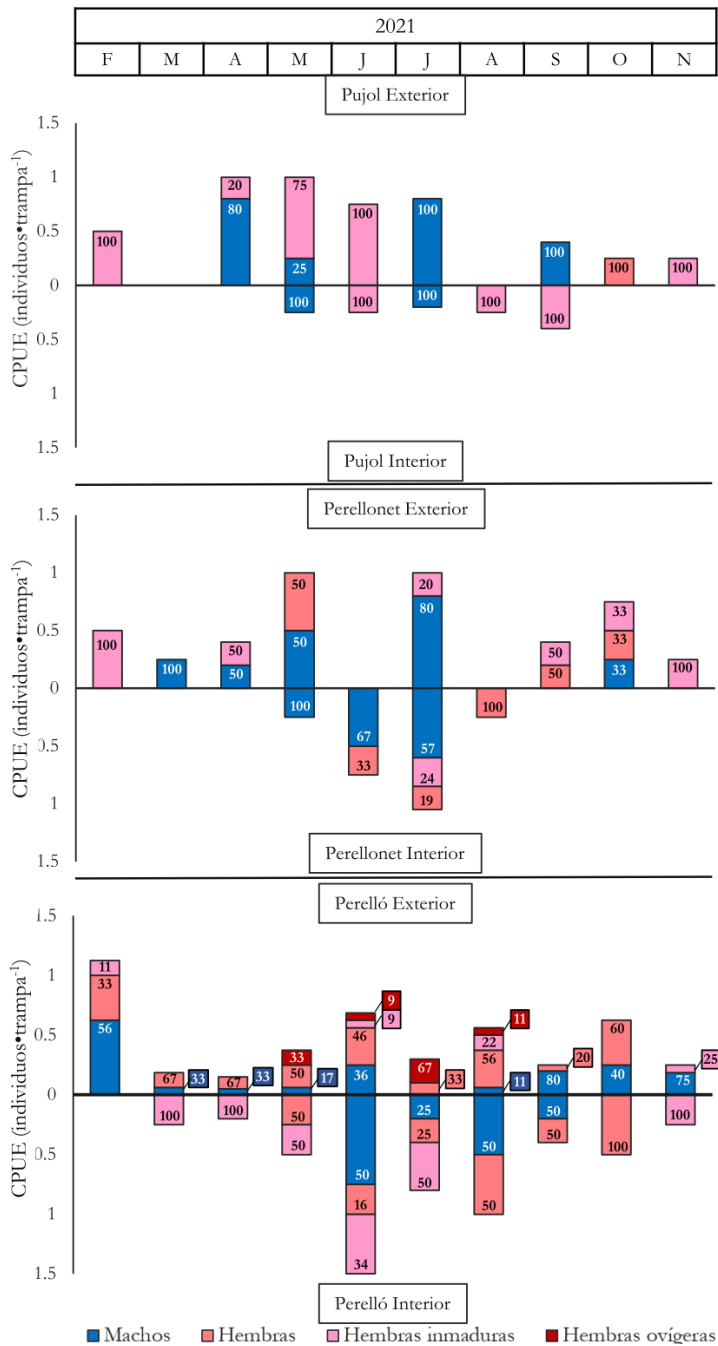


Figura 4.11: CPUE mensual de las tres golas, dividida por grupos poblacionales. El número refleja el porcentaje de capturas de un determinado grupo poblacional sobre el total durante un mes en una zona de muestreo concreta. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

4.4. Ciclo vital de *C. sapidus*

Para conseguir información sobre el ciclo vital de *C. sapidus* y las diferentes fases que lo componen a lo largo de un año completo, se han utilizado los datos de la campaña *Costera 1* para obtener datos sobre las zoeas, *Estuarina 1* y *Estuarina 2* para obtener datos sobre el asentamiento de megalopas y juveniles y *Albufera 2* para obtener datos sobre los adultos, particularmente las hembras dado que son las que realizan la migración reproductiva. Al combinar datos de todas estas campañas de muestreo se obtiene información sobre cada una de las etapas del ciclo reproductivo obtenidas en el mismo emplazamiento, la gola de Perelló y las aguas costeras adyacentes, durante 2021. Todos los datos han sido promediados por mes teniendo en cuenta el esfuerzo de captura del mes correspondiente, revelando una sucesión temporal bien definida de máximos para cada una de las etapas (Figura 4.12).

El máximo número de hembras ovígeras detectadas se da en julio, seguido por el máximo número de zoeas en aguas adyacentes en agosto. En octubre se detectan los máximos para megalopas y juveniles, si bien conviene destacar que los juveniles presentan una distribución más repartida a lo largo del año. Comenzando en marzo se detecta un aumento importante del índice gonadosomático de las hembras, que alcanza su máximo en julio, coincidiendo con el mes en el que se detectan la mayor cantidad de hembras ovígeras. El índice gonadosomático de los machos presenta un menor valor general que el de las hembras debido al menor tamaño relativo de las gónadas, además de no ser detectable una pauta clara a lo largo del ciclo anual. El índice gonadosomático en portúnidos se relaciona de forma directa con la madurez de los órganos sexuales (Liu *et al.*, 2014). El conjunto de estas informaciones sitúa el periodo de apareamiento entre abril y mayo en L'Albufera de Valencia, junio como el mes más importante de migración reproductiva, agosto para las zoeas, y octubre para megalopas y juveniles.

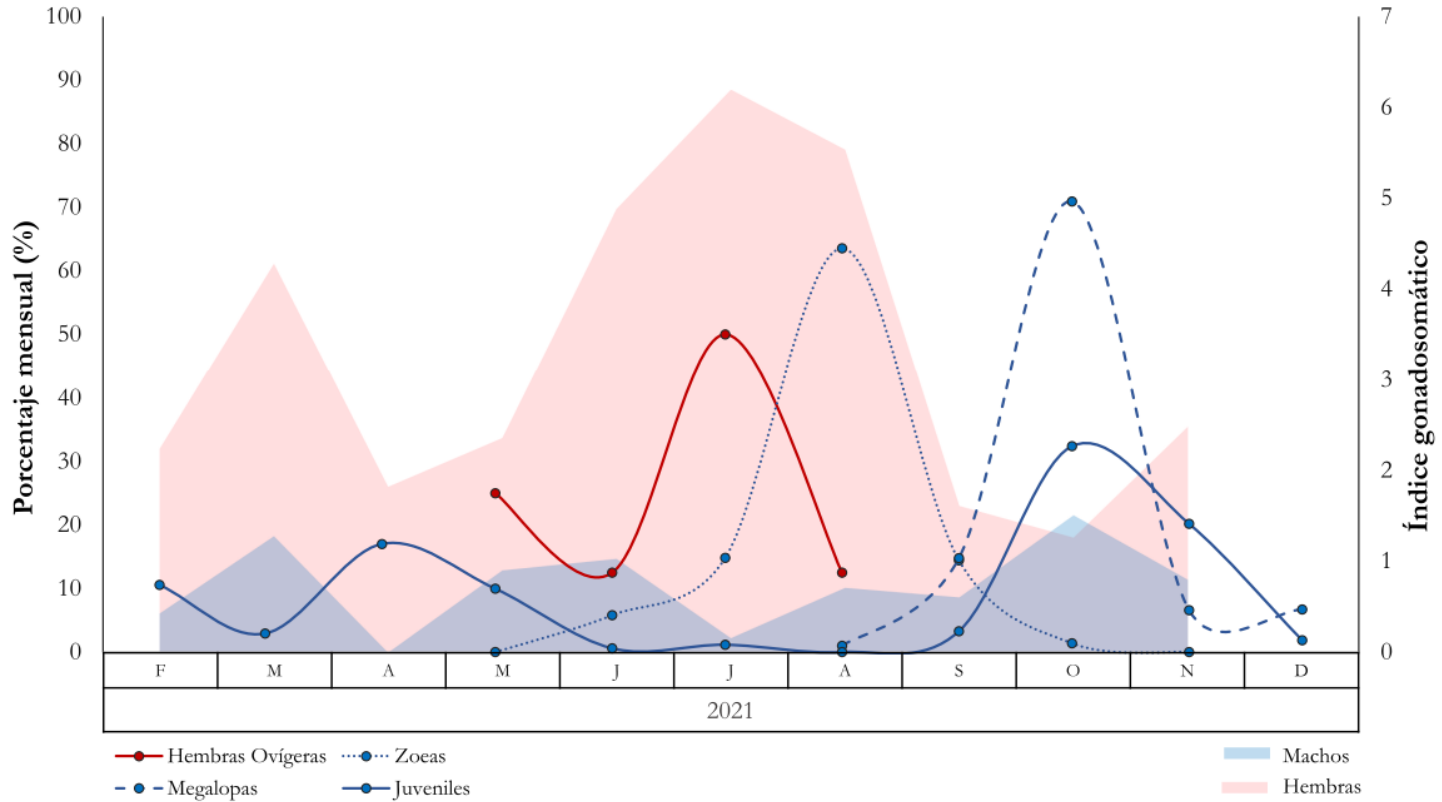


Figura 4.12: Porcentajes promedio mensuales de cada grupo (zoeas, megalopas, juveniles, hembras ovígeras) en base a su total anual. Eje derecho: Promedio mensual del índice gonadosomático para machos y hembras. Datos de las campañas de muestreo *Albufera 2, Costera 1, Estuarina 1 y Estuarina 2*.

Los ejemplares de *C. sapidus* que fueron determinados como hembras se categorizaron como hembras adultas o hembras inmaduras en base a la forma de su abdomen (Figura 1.1 y Figura 1.2). Comparando el examen externo con a la maduración de sus órganos internos (Tabla 3.2), los dos criterios fueron coincidentes en un 97.5% de los ejemplares. Esto permite realizar un análisis más detallado del tamaño de los ejemplares hembra (Tabla 4.30) y también de las distintas proporciones en las que se encuentran (Tabla 4.31). Se ha empleado el conjunto de los datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*, dado que las proporciones entre sexos parecen ser constantes a lo largo del tiempo (Tabla 4.27).

Como es esperable las hembras adultas demostraron ser significativamente más grandes que las inmaduras (Tabla 4.30). Tanto para hembras adultas como inmaduras los ejemplares capturados en el sector interior fueron significativamente mayores que sus análogos exteriores, si bien las diferencias fueron más marcadas en el caso de las hembras inmaduras.

Las proporciones de hembras adultas e inmaduras fueron significativamente diferentes en el sector exterior, pero no en el interior (Tabla 4.31).

Tabla 4.30: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares hembra de *C. sapidus* (adultas e inmaduras), agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*.

	Interior	Exterior	α
Hembras adultas	164 ± 17.8 ^{B, b} (n=53)	158.8 ± 17.5 ^{A, b} (n=88)	*
Hembras inmaduras	118.6 ± 22.6 ^{B, a} (n=64)	99.3 ± 21.2 ^{A, a} (n=49)	***
α	***	***	

Tabla 4.31: Número de hembras adultas e inmaduras de *C. sapidus* y sus proporciones relativas al total de hembras de ese sector. Datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*.

	Interior	Exterior
Hembras adultas	53	88 ^b
Hembras inmaduras	64	49 ^a
Proporción	0.45-0.55	0.64-0.36
α	<i>ns</i>	***

Los machos se clasificaron en adultos e inmaduros, en base a la maduración de sus órganos sexuales internos (Tabla 3.2). La separación entre machos adultos e inmaduros se ha realizado

únicamente con los ejemplares de la campaña de muestreo *Albufera 2* (Tabla 4.32) debido a que los machos capturados en la campaña *Albufera 1* eran liberados inmediatamente tras ser marcados, haciendo imposible este examen. Los machos adultos demostraron ser más grandes que los inmaduros pero, al contrario que en el caso de las hembras, no se detectan diferencias en base al sector de captura.

Tabla 4.32: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares macho de *C. sapidus* (adultos e inmaduros), agrupados por sector de captura. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Interior	Exterior	α
Machos adultos	161.2 ± 10.4 ^b (n=10)	156.5 ± 15.2 ^b (n=20)	ns
Machos inmaduros	122.6 ± 22.4 ^a (n=3)	127.7 ± 25.7 ^a (n=20)	ns
α	*	***	

Dado que el tamaño de los machos no muestra variaciones en ninguna de las combinaciones en base al sector de captura se agrupan todos los datos para contar con un valor estadísticamente más significativo (Tabla 4.33).

Tabla 4.33: Tamaño promedio (mm) de los ejemplares macho de *C. sapidus* (adultos e inmaduros), agrupados por sector de captura. Datos de las campañas de muestreo *Albufera 1* y *Albufera 2*.

	Tamaño promedio
Machos adultos	158.1 ± 13.8 ^b (n=30)
Machos inmaduros	127.1 ± 24.9 ^a (n=23)
α	***

No se encuentran diferencias significativas en la proporción de machos adultos y machos inmaduros ni teniendo en cuenta el sector de captura ni empleando el total de las capturas (Tabla 4.34).

Tabla 4.34: Número de machos adultos e inmaduros de *C. sapidus* y su proporción relativa al total de machos de ese sector, y agrupando los dos sectores. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Interior	Exterior	Total
Machos adultos	10	20	30
Machos inmaduros	3	20	23
Proporción	0.77-0.23	0.5-0.5	0.57-0.43
α	<i>ns</i>	<i>ns</i>	<i>ns</i>

La talla de primera madurez, es decir, la talla a partir de la cual la mitad de los organismos son maduros se ha calculado empleando el total de hembras capturadas en *Albufera 1* y *Albufera 2* divididas por sector de captura, y los machos de la campaña *Albufera 2* sin dividir por sector de captura (Figura 4.13).

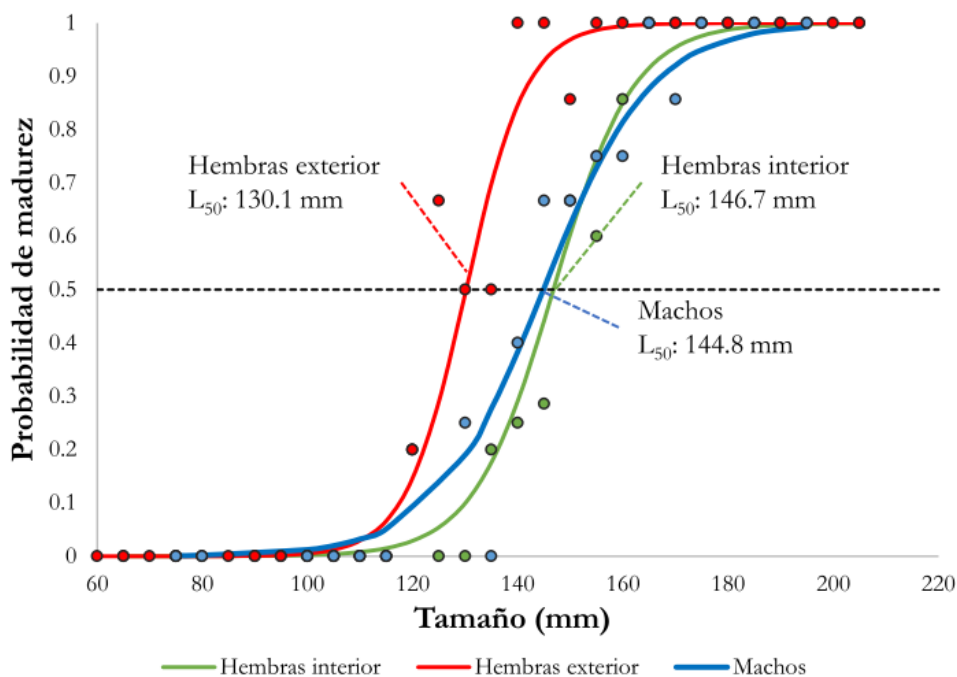


Figura 4.13: Talla de primera madurez (L_{50}) para tres grupos poblacionales en L'Albufera.

4.4.1. Desplazamientos y migración reproductiva

Puede obtenerse información sobre el desplazamiento de los ejemplares de *C. sapidus* y su migración reproductiva en L'Albufera gracias a la recaptura de los ejemplares marcados durante la campaña de muestreo *Albufera 1*, y a los movimientos rastreados empleando acústica durante la campaña de muestreo *Albufera 2*.

De los 299 ejemplares capturados y marcados durante la campaña de muestreo *Albufera 1*, 34 fueron recapturados, separados en 21 machos, 9 hembras y 4 hembras inmaduras. Más de la mitad de estas recapturas se realizaron en menos de una semana tras su liberación, pero algunos ejemplares fueron recapturados posteriormente. Se realizaron 7 recapturas transcurridos más de 20 días tras su marcaje, y el máximo tiempo transcurrido entre un marcaje y su recaptura fue de 54 días. De las 34 recapturas realizadas, 10 fueron realizadas en el sistema de captura planteado durante la campaña *Albufera 1*, y 24 fueron realizadas por otros pescadores incluyendo profesionales y deportivos.

Un total de 11 recapturas se realizaron en una zona diferente a la zona donde fueron liberados, separados en 6 machos, 3 hembras y 2 hembras inmaduras. De estos, 10 se desplazaron entre el Estany de la Plana y la gola de Perelló (Figura 3.8 D), mientras que una hembra inmadura se desplazó desde la Sequiota (Figura 3.8 B) hasta la gola de Perelló (Figura 3.8 D) recorriendo una distancia mínima de más de 5300 m en 41 días.

Los 10 ejemplares que pasaron desde el Estany de la Plana hacia la gola de Perelló fueron marcados en los siguientes meses: 1 en junio, 5 en julio, 1 en agosto y 4 en septiembre, y sus periodos de recaptura variaron entre los 2 y los 42 días.

Únicamente un ejemplar fue recapturado en más de una ocasión, un macho que fue marcado en el Estany de la Plana el día 25/06/19 para ser recapturado el 03/07/2019 en la misma zona pero en una trampa más cercana a las compuertas. Su siguiente recaptura fue el 07/07/2019, momento para el cual ya había atravesado la compuerta y se encontraba en la zona de la gola de Perelló. Incluyendo ambas recapturas este ejemplar acumula un tiempo total de 12 días desde su marcaje inicial hasta su captura final.

De las 5 hembras marcadas con emisores acústicos durante la campaña de muestreo *Albufera 2*, una de ellas (H-5) nunca se detectó por ninguno de los 3 hidrófonos (Tabla 4.35). Otra de ellas mostró un comportamiento diferente del resto (H-1), en el permaneció la mayor

parte del tiempo en la cercanía de la compuerta. Las otras 3 hembras atravesaron la compuerta con rapidez, pues durante el mismo mes en el que fueron marcadas su zona de detección mayoritaria fue la vigilada por el hidrófono “Gola”. H-2 y H-4 se mantuvieron en la gola de Perelló durante 6 meses, pero H-3 fue detectada en junio, abandonó la gola en julio y regresó en agosto para no volver a ser detectada. El abandono de la gola durante julio se produjo previsiblemente en dirección al Mediterráneo debido a la falta de detecciones en los hidrófonos “Compuerta” y “Estany”. Durante junio, todas las hembras mostraron un pequeño número de detecciones por el hidrófono “Estany”, que no detectó ninguna otra hembra durante los 5 meses restantes.

Por otra parte, el macho (M-1) mostró un patrón de movimiento completamente diferente. Durante junio se mantuvo en la zona de la compuerta donde fue liberado, para ir progresivamente retirándose hacia la parte interior de L’Albufera durante julio. No se volvió a detectar durante los 4 meses siguientes (Tabla 4.35).

Tabla 4.35: Porcentaje de detección por zona (Estany, Compuerta o Gola) ordenados de mayor a menor. Datos de la campaña de muestreo *Albufera 2*.

	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre
	Compuerta 76%	Compuerta 86%	Compuerta 97%	Compuerta 99%	Compuerta 100%	Compuerta 99%
H-1	Gola 20%	Gola 12%	Gola 3%	Gola 1%	Gola -	Gola 1%
	Estany 4%	Estany 2%	Estany -	Estany -	Estany -	Estany -
H-2	Gola 95%	Gola 100%	Gola 95%	Gola 77%	Gola 100%	Gola 99%
	Compuerta 3%	Compuerta -	Compuerta 5%	Compuerta 23%	Compuerta -	Compuerta 1%
	Estany 2%	Estany -	Estany -	Estany -	Estany -	Estany -
H-3	Gola 98%	-	Gola 100%	-	-	-
	Compuerta 1%	-	Compuerta	-	-	-
	Estany 1%	-	Estany	-	-	-
H-4	Gola 100%	Gola 100%	Gola 100%	Gola 96%	Gola 100%	Gola 100%
	Compuerta -	Compuerta -	Compuerta -	Compuerta 4%	Compuerta -	Compuerta -
	Estany -	Estany -	Estany -	Estany -	Estany -	Estany -
M-1	Compuerta 100%	Estany 60 %	-	-	-	-
	Gola -	Compuerta 40%	-	-	-	-
	Estany -	Gola -	-	-	-	-

4.5. Interacción entre *P. marmoratus* y *C. sapidus*

4.5.1. Depredación directa

P. marmoratus en superioridad depredó sobre *C. sapidus* en únicamente 1 de las 6 réplicas, ofreciendo un porcentaje de depredación del 16.7% (Tabla 4.36). Es destacable que en una de las réplicas (R1 en la Tabla 4.36), *C. sapidus* mudó el caparazón durante el experimento, lo cual conlleva asumir un estado vulnerable, y aun así no fue agredido ni devorado por *P. marmoratus*. En cambio, *C. sapidus* en superioridad depredó sobre *P. marmoratus* en 4 de las 6 réplicas, obteniendo un porcentaje de depredación del 66.7% (Tabla 4.36). El ratio promedio de ventaja en tamaño fue de 7, tanto para *P. marmoratus* como para *C. sapidus*. Sin embargo, el peso promedio de los ejemplares en ventaja fue bastante diferente, siendo de 11.2 g para *P. marmoratus* y de 40.9 g para *C. sapidus*.

Tabla 4.36: Peso (g) de los ejemplares utilizados en todas las réplicas del ensayo de depredación directa. PM=*P. marmoratus*. CS=*C. sapidus*. Ratio: calculado siempre como grande/pequeño. La última fila en negrita representa un promedio de la columna.

Réplica	Ventaja <i>P. marmoratus</i>				Ventaja <i>C. sapidus</i>			
	PM	CS	Ratio	Tiempo de depredación	CS	PM	Ratio	Tiempo de depredación
R1	8.2	0.9	9.1	-	62	7.7	8.1	9:13:46
R2	9.6	1.1	8.7	0:25:42	52.7	6.8	7.8	0:11:38
R3	11.6	1.7	6.8	-	38.9	5.3	7.3	-
R4	11.9	2.1	5.7	-	36.6	5.1	7.2	23:50:32
R5	12.3	2.2	5.6	-	27.9	5.1	5.5	0:42:47
R6	13.6	2.2	6.2	-	27.7	4.5	6.2	-
\bar{X}	11.2	1.7	7	-	40.9	5.8	7	8:29:41

4.5.2. Competencia por el alimento

El detalle del tamaño de los individuos empleados en el ensayo de competencia por el alimento está disponible en la Tabla 4.37.

Tabla 4.37: Peso (g) de los ejemplares utilizados en todas las réplicas de las interacciones por el alimento. PM=*P. marmoratus*. CS=*C. sapidus*. Ratio: calculado siempre como grande/pequeño. La última fila en negrita representa un promedio de la columna.

Réplica	Solitario		Igualdad			Ventaja <i>P. marmoratus</i>			Ventaja <i>C. sapidus</i>		
	PM	CS	PM	CS	Ratio	PM	CS	Ratio	PM	CS	Ratio
R1	2.8	0.9	3.9	3.9	1	12.3	3.9	3.15	6.8	36.6	5.38
R2	3.9	1.7	3.2	3	1.07	13.6	3.86	3.52	7.7	20.3	2.64
R3	10.2	2.1	1.2	1.4	1.17	9.6	2.7	3.56	5.1	27.7	5.43
R4	7.1	0.98	2.5	2.2	1.14	10.2	2.2	4.64	5.1	22.5	4.41
R5	4.1	2.2	3.1	2.7	1.15	4	1.4	2.86	5	38.9	7.78
R6	5.2	0.71	2.4	2.2	1.09	7	2	3.50	5.3	27.9	5.26
R7	4	3.9	9.6	7.5	1.28	-	-	-	-	-	-
R8	12.3	1.4	0.5	0.4	1.25	-	-	-	-	-	-
\bar{X}	6.2	1.7	3.3	2.9	1.14	9.5	2.7	3.5	5.8	29	5.2

El experimento de competencia revela que *P. marmoratus* fue en general, más efectivo en localizar y consumir las presas que *C. sapidus* (Figura 4.14). Tomando todos los datos como un conjunto, *P. marmoratus* fue capaz de conseguir al menos una parte del alimento en un 85% de las interacciones simuladas, mientras que *C. sapidus* lo logró en un 59% de las interacciones.

En ninguno de los escenarios simulados un cangrejo de menor tamaño disputó la presa a otro mayor, independientemente de las especies, y por tanto la única situación en la que un cangrejo de menor tamaño que su rival pudo acceder a la presa es porque la alcanzó primero (Figura 4.14). No obstante, no se detectan diferencias estadísticamente significativas en los porcentajes de éxito en ninguna de las combinaciones de especie y escenario (Tabla 4.38).

En situación de igualdad y en ventaja, *P. marmoratus* fue capaz de consumir parte de la presa en todas las interacciones simuladas, e incluso tuvo un 67% de éxito al estar en inferioridad. Sin

embargo, *C. sapidus* sólo logro un 75% de éxito en igualdad, y un 50% en inferioridad y superioridad (Figura 4.14).

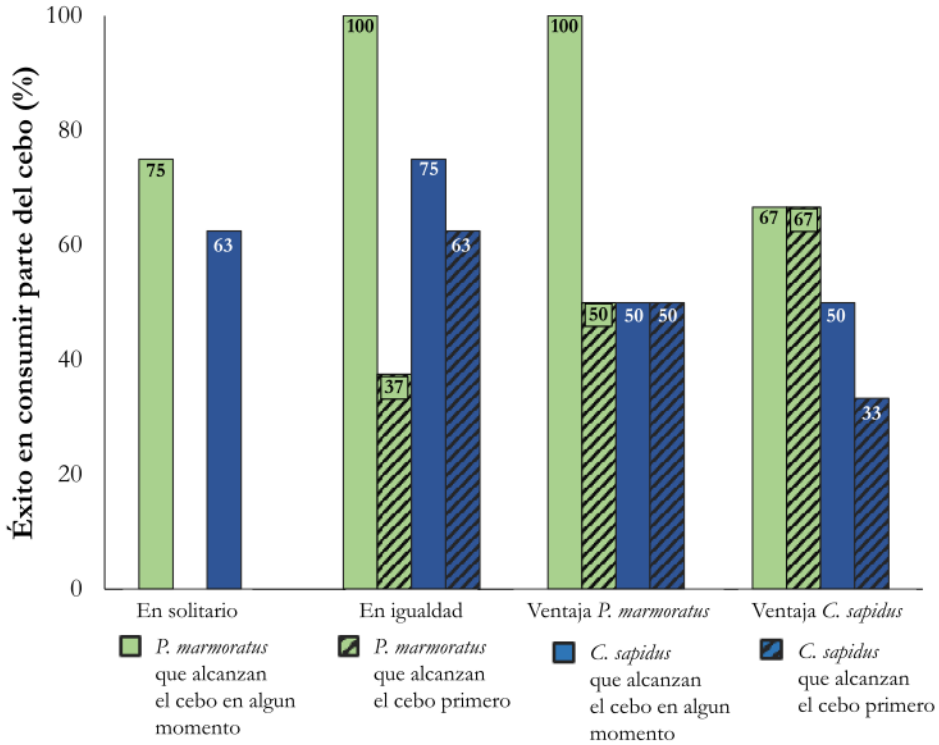


Figura 4.14: Porcentaje de éxito en alcanzar y consumir una parte de la presa en los distintos escenarios simulados en laboratorio. Cada porcentaje representa una parte del total de réplicas para un escenario en concreto.

Tabla 4.38: Porcentaje de éxito alcanzando el cebo (Figura 4.14), comparando las dos especies analizadas y cada especie en los distintos escenarios simulados.

	<i>P. marmoratus</i> (cualquier momento)	<i>P. marmoratus</i> (primero)	<i>C. sapidus</i> (cualquier momento)	<i>C. sapidus</i> (primero)	α
En solitario	75%	-	62.5%	-	ns
En igualdad	100%	37.5%	75%	62.5%	ns
Ventaja para <i>P. marmoratus</i>	100%	50%	50%	50%	ns
Ventaja para <i>C. sapidus</i>	66.7%	66.7%	50%	33.3%	ns
α	ns	ns	ns	ns	

Respecto al tiempo requerido para alcanzar la presa y analizando los datos de las interacciones con oponente como un conjunto, *P. marmoratus* fue más lento en encontrar las presas con un tiempo promedio de 252 s, mientras que para *C. sapidus* el tiempo promedio es de 195 s (Figura 4.15). Si se tienen en cuenta únicamente los ejemplares que alcanzaron la presa antes que su oponente el tiempo promedio de *P. marmoratus* es de 184 s, mientras que para *C. sapidus* es de 84 s (Tabla 4.39). En ambos casos exhiben una marcada diferencia con el promedio de los tiempos sin oponente, que es de 510 s para *P. marmoratus* y 52 s para *C. sapidus*.

A nivel de especie se revela una tendencia contraria, pues *P. marmoratus* fue manifiestamente más rápido en encontrar la presa cuando tenía competencia que en ausencia de ella, mientras que *C. sapidus* fue más rápido en solitario que en interacciones competitivas (Figura 4.15). La diferencia de tiempo en alcanzar la presa en solitario es la única que resulta estadísticamente significativa (Tabla 4.39).

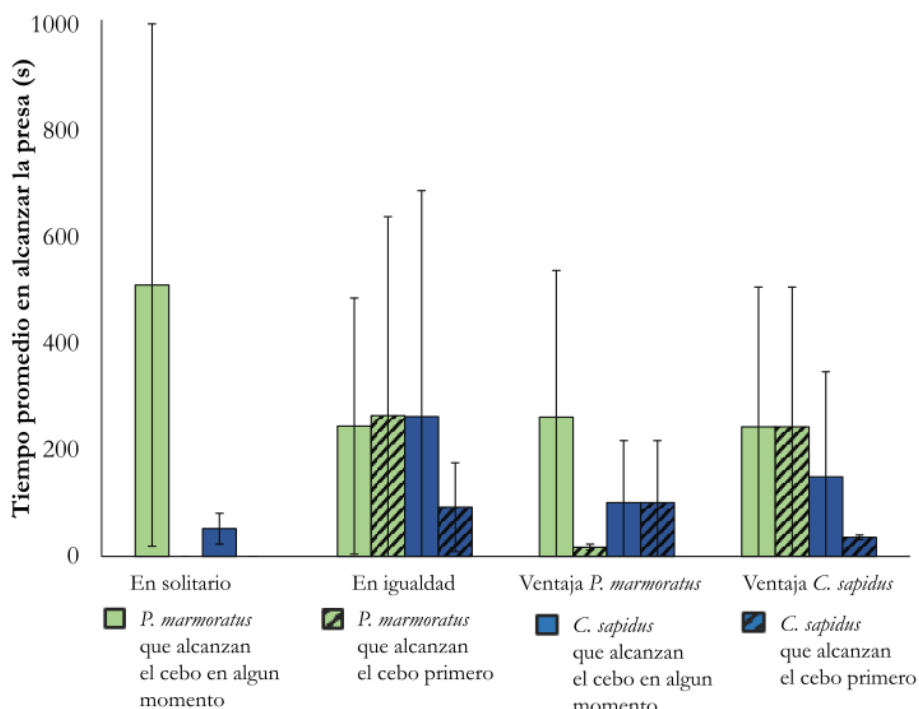


Figura 4.15: Tiempo promedio en alcanzar la presa en los distintos escenarios simulados en laboratorio. Las barras de error representan la desviación estándar.

Tabla 4.39: Tiempo para alcanzar el cebo (s, Figura 4.15) comparando las dos especies analizadas y una especie en los distintos escenarios simulados.

	<i>P. marmoratus</i> (cualquier momento)	<i>P. marmoratus</i> (primero)	<i>C. sapidus</i> (cualquier momento)	<i>C. sapidus</i> (primero)	α
En solitario	510 ± 491 ^B	-	52 ± 29 ^A	-	**
En igualdad	245 ± 241	265 ± 374	263 ± 424	92 ± 83	ns
Ventaja para <i>P. marmoratus</i>	262 ± 275	17 ± 5	101 ± 116	101 ± 116	ns
Ventaja para <i>C. sapidus</i>	244 ± 262	244 ± 262	150 ± 197	36 ± 4	ns
α	ns	ns	ns	ns	

4.6. Modelado del ecosistema de L'Albufera

4.6.1. Relaciones tróficas entre grupos funcionales

Otra forma de representar las relaciones tróficas del sistema de una forma más visual es el diagrama de flujo de energía, proporcionado por Ecopath (Figura 4.16). En éste puede apreciarse el consumo por parte de *C. sapidus* de hasta otros 7 grupos funcionales. Los dos grupos que componen la mayor parte de su dieta son Detritus (73%) y Macroinvertebrados (13%). En menor medida, *C. sapidus* se alimenta también de *P. clarkii* (5%) y de la ictiofauna presente en L'Albufera (Ciprínidos 3%, *G. hoolbroki* 2%, *L. gibossus* 2% y Mugílidos 2%). Los 4 consumidores de *C. sapidus* en L'Albufera están repartidos entre 3 grupos funcionales, y la CP El Palmar por medio de las capturas. Los grupos funcionales que depredan sobre *C. sapidus* son las Aves zancudas (5%), las Aves piscívoras (5%) y *A. anguilla* (1%).

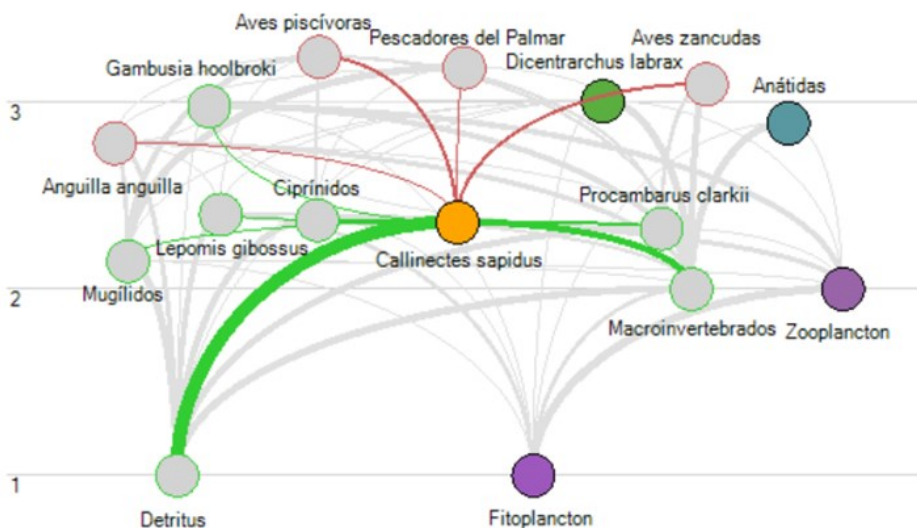


Figura 4.16: Diagrama de flujo de energía del ecosistema de L'Albufera. Las líneas verdes indican consumo, mientras que las líneas rojas indican depredación. El grosor de la línea indica la cantidad de flujo de energía. La escala de la izquierda indica el nivel trófico.

4.6.2. Resultados del modelo ecotrófico

Durante el periodo dependiente de la biomasa de especies comerciales, la biomasa de *C. sapidus* creció cerca de un 58% en 2023, si bien tuvo un pico máximo en 2021 con un 117% de crecimiento sobre la biomasa inicial (Figura 4.17). En el escenario 1, la evolución de la biomasa de *C. sapidus* durante el periodo independiente muestra un ligero y prolongado descenso hasta llegar a niveles similares a los de 2019 y 2022. Esto supone un incremento del 46 % comparado con la biomasa inicial de 2017. En el escenario 3, al eliminarse la presión pesquera, la biomasa de *C. sapidus* crece de forma descontrolada, llegando en 2031 hasta un 300% de la biomasa inicial. Adicionalmente, y dado que la evolución de *C. sapidus* en el escenario 3 estaba lejos de estabilizarse, de ese escenario se ha modelado un periodo de 100 años para determinar la capacidad de carga teórica del sistema. Los datos revelaron un rápido crecimiento hasta 2050 con un 610% de la biomasa inicial, y alcanza el punto de equilibrio con un 710% de la biomasa inicial de 2018 cerca del 2070 (Figura 4.18). Traducidos a biomasa por unidad de superficie, estos valores equivaldrían a 5.4 y 6.6 t·km⁻², respectivamente.

Los principales grupos funcionales afectados por la presencia de *C. sapidus* se determinan como aquellos en los que la diferencia de biomasa relativa entre 2018 y 2031 es superior al 30% (Tabla 4.40).

La naturaleza de esta diferencia, bien positiva o negativa, permite determinar si un grupo funcional se ve beneficiado o perjudicado en términos de la evolución de su biomasa. Los grupos funcionales más afectados son Aves zancudas (1, Figura 4.19), *A. anguilla* (7,), Ciprínidos (8, Figura 4.21), Mugílidos (9,) y *P. clarkii* (11, Figura 4.23).

Las Aves zancudas (1, Figura 4.19) tienen una evolución muy similar tanto en el escenario 1 (Presencia de *C. sapidus* con explotación pesquera continuada) como en el 3 (Presencia de *C. sapidus* con interrupción de la explotación pesquera en 2024). Sufriendo una fuerte caída de su biomasa hasta un 60% de su valor inicial hasta 2024, en el que se estabilizan durante el resto de la simulación. En el escenario 2 (Ausencia de *C. sapidus*) se mantienen a un nivel constante.

A. anguilla (7, Figura 4.20) y los Mugílidos (9, Figura 4.22) tienen un comportamiento similar, pero contrario. En ambos casos la variación entre los distintos escenarios es pequeña, si bien la diferencia sobre el nivel inicial de biomasa es importante. Esto quiere decir que no se ven especialmente afectados por la presencia o ausencia de *C. sapidus* en L'Albufera, pero el valor inicial de biomasa del sistema puede haber sido subestimado, en el caso de *A. anguilla*, o sobrestimado, en el caso de los Mugílidos. De esta forma, *A. anguilla* termina todos los escenarios con un aumento sustancial de su biomasa inicial, mientras que los Mugílidos sufren un descenso aproximado del 50%.

Los Ciprínidos (8, Figura 4.21) sufren un descenso en todos los escenarios partiendo desde el valor de 2023, que resulto excepcionalmente elevado comparado con el resto de la serie de datos de explotación pesquera. Sin embargo y también en todos los casos, al finalizar el periodo de simulación cuentan con un valor superior al del inicio del periodo de un 150% en el escenario 2, un 200% en el escenario 3 y un 250% en el escenario 1.

El mayor perjudicado por la presencia de *C. sapidus* en L'Albufera es sin duda *P. clarkii* (11, Figura 4.23), que tanto en el escenario 1 como en el 3 prácticamente desaparece del ecosistema de la laguna. En ambos casos el nivel de biomasa inicial cae de forma drástica hasta 2022, para continuar descendiendo hasta 2031 de forma progresiva, momento para el cual la biomasa de *P. clarkii* es prácticamente residual. En el escenario 2, por el contrario, su biomasa se mantiene a un nivel similar al inicial.

Por el contrario, otros grupos se ven poco afectados por la presencia del cangrejo azul y su evolución en todos los escenarios es similar. Estos grupos incluyen Aves piscívoras (2), Aves anátidas (3), *G. hoolbrooki* (4), *L. gibbosus* (5), *D. labrax* (6), Macroinvertebrados (12), Zooplancton (13), Fitoplancton (14) y Detritus (15). Estos grupos disponen de sus gráficas en el Anexo IV: Evolución de la biomasa de los grupos funcionales poco afectados por el cangrejo azul.

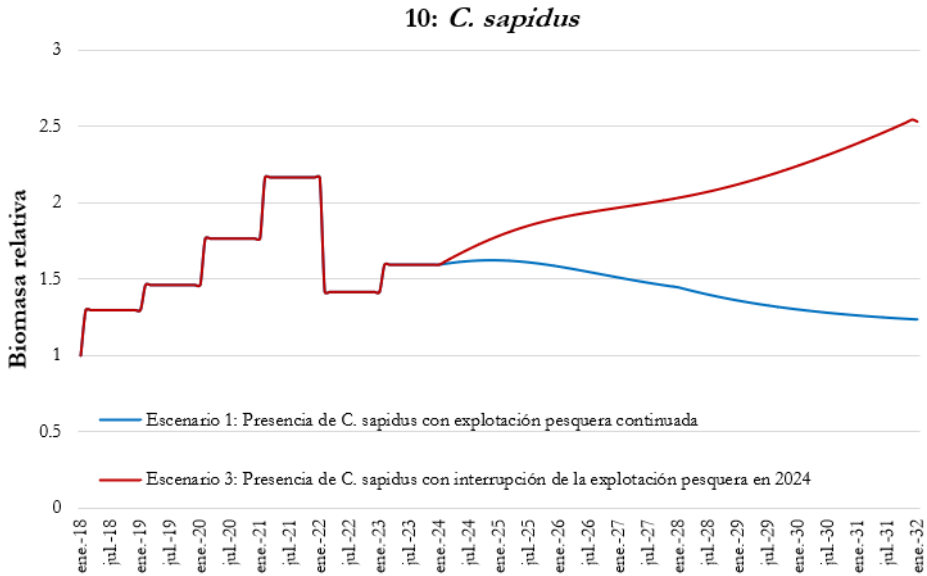


Figura 4.17: Evolución de la biomasa relativa de *C. sapidus* en los distintos escenarios simulados.

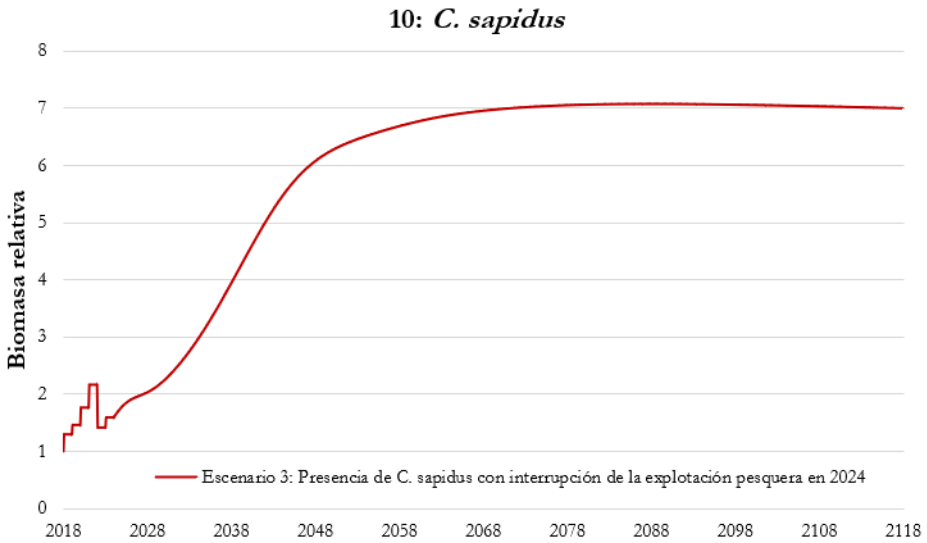


Figura 4.18: Evolución de la biomasa de *C. sapidus* a largo plazo en ausencia de explotación pesquera.

Tabla 4.40: Cambio porcentual de biomasa en el periodo 2018-2031. En celdas en gris las variaciones consideradas como importantes, iguales o superiores al 35%.

	<i>Escenario 1: Presencia de C. sapidus con explotación pesquera continuada</i>	<i>Escenario 2: Ausencia de C. sapidus</i>	<i>Escenario 3: Presencia de C. sapidus con interrupción de la explotación pesquera en 2024</i>
1. Aves zancudas	-43 %	+4 %	-35 %
2. Aves piscívoras	+1 %	+3 %	-6 %
3. Aves anátidas	-4 %	+1 %	-5 %
4. <i>G. hoolbroki</i>	-27 %	-11 %	-34 %
5. <i>L. gibossus</i>	-8 %	-5 %	-23 %
6. <i>D. labrax</i>	-1 %	-5 %	-7 %
7 <i>A. anguilla</i>	+81 %	+67 %	+74 %
8. Ciprinidos	+178 %	+73 %	+120 %
9. Mugílidos	-40 %	-36 %	-43 %
10. <i>C. sapidus</i>	+32 %	-	+170 %
11. <i>P. clarkii</i>	-100 %	+1 %	-100 %
12. Macroinvertebrados	+3 %	+2 %	+1 %
13. Zooplancton	-36 %	-8 %	-17 %
14. Fitoplancton	+3 %	+1 %	+1 %
15. Detritus	+2 %	+1 %	+1 %

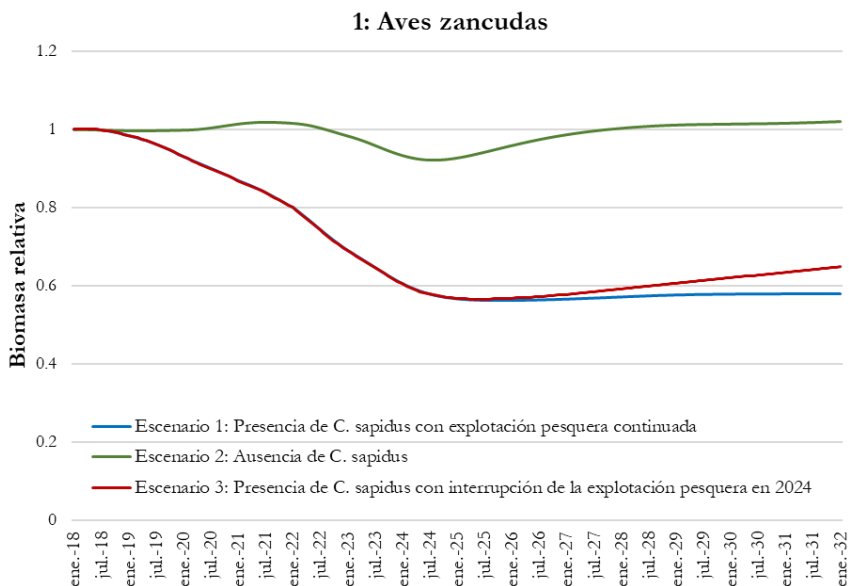


Figura 4.19: Evolución de la biomasa relativa de las Aves zancudas en los distintos escenarios simulados.

7: *A. anguilla*

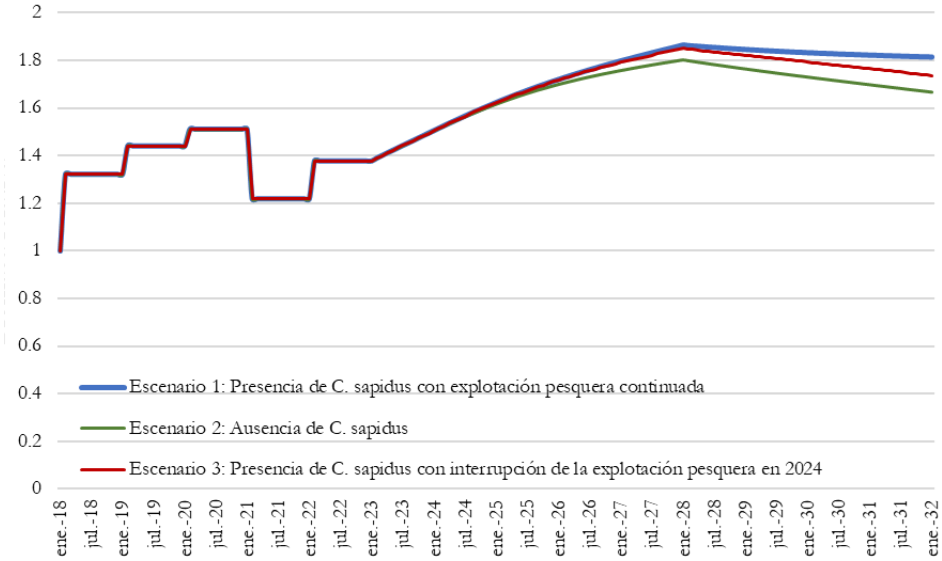


Figura 4.20: Evolución de la biomasa relativa de *A. anguilla* en los distintos escenarios simulados.

8: Ciprínidos

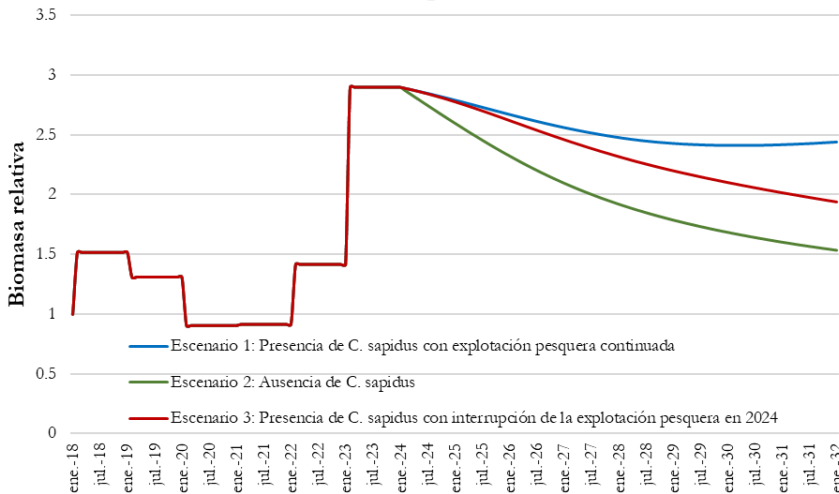


Figura 4.21: Evolución de la biomasa relativa de los Ciprínidos en los distintos escenarios simulados.

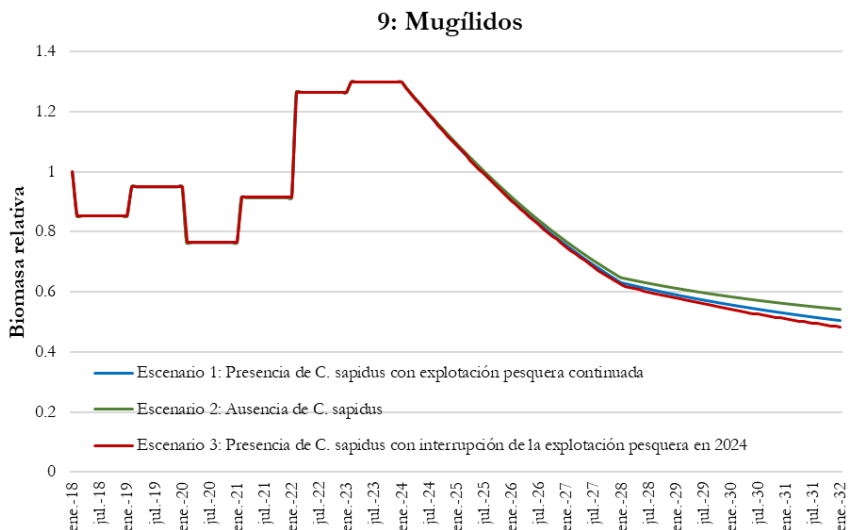


Figura 4.22: Evolución de la biomasa relativa de los Mugílidos en los distintos escenarios simulados

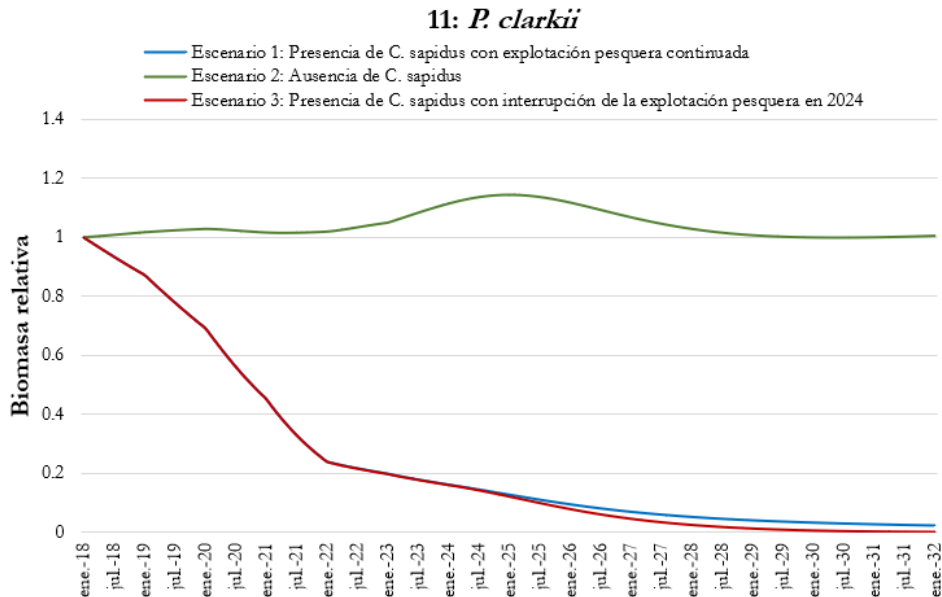


Figura 4.23: Evolución de la biomasa relativa de *P. clarkii* en los distintos escenarios simulados

Capítulo 5: Discusión

5.1. Fase planctónica de *C. sapidus*

Si bien existe cuantiosa información sobre abundancia y/o distribución de zoeas de *C. sapidus* en los hábitats nativos, en las zonas invadidas del mar Mediterráneo no existen trabajos previos documentados sobre este estadio de su ciclo vital. La densidad máxima encontrada en este estudio ($3.64 \text{ zoeas} \cdot \text{m}^{-3}$) fue menor que en estudios similares realizados en el área de distribución nativa de *C. sapidus*. Epifanio *et al.* (1984) encontró densidades de hasta $7.7 \pm 3.2 \text{ zoeas} \cdot \text{m}^{-3}$ en la parte interior de la boca de la bahía de Delaware, superior a la del presente estudio, pero dentro del mismo orden de magnitud. Un trabajo anterior en la bahía de Delaware halló densidades mucho más bajas ($0.55 \pm 0.89 \text{ zoeas} \cdot \text{m}^{-3}$), probablemente relacionadas con condiciones meteorológicas adversas (Dittel y Epifanio, 1982). Sin embargo, Tilburg *et al.* (2009) realizaron un muestreo en la zona costera adyacente a la bahía de Delaware y descubrieron que las densidades más comunes eran de cientos de zoeas $\cdot \text{m}^{-3}$, y que también eran frecuentes densidades de hasta miles de zoeas $\cdot \text{m}^{-3}$. El tamaño de la malla y la profundidad de muestreo fueron muy similares en Epifanio *et al.* (1984), en Tilburg *et al.* (2009) y en el presente estudio.

La circulación convergente en la bahía de Delaware (Kahn y Helser, 2005; Tilburg *et al.*, 2009) junto con la alta abundancia local de *C. sapidus* podrían ser factores que contribuyen a estas altas densidades larvarias, mientras que en nuestra zona de estudio predomina un desplazamiento del agua hacia el sur a lo largo de la costa (Morales, 2018; Ribó *et al.*, 2015).

Respecto a la distribución espacial de las zoeas, 2/3 del total se recogieron a 1000 m de distancia de la costa, 1/3 a 300 m, y prácticamente ninguna a 3000 m. Estas diferencias en abundancias son probablemente consecuencia de dos factores, la circulación de las corrientes y la distancia desde la costa donde las hembras ovígeras liberan las zoeas. Epifanio (2019) recopila diferentes investigaciones en la zona de distribución nativa que han demostrado que esta distancia puede ser tan variable como dentro del estuario, 5 km desde la costa o más de 50 km desde la costa. Existen, sin embargo, dos diferencias sustanciales entre nuestra zona de estudio y la zona donde se llevaron a cabo estas investigaciones. En primer lugar las hembras ovígeras se ayudan de las corrientes provocadas por la bajamar para recorrer grandes distancias desde la zona estuarina hacia la desembocadura (Forward *et al.*, 2003b; Tankersley *et al.*, 1998). Al ser micromareal, en nuestra zona de estudio dichas corrientes no existen o son muy limitadas, lo cual limita la capacidad de desplazamiento de las hembras en dirección al Mediterráneo. El otro

factor determinante de esta migración es la búsqueda de una salinidad relativamente elevada (23-28), para evitar estrés osmótico a las zoeas recién eclosionadas (Sandoz y Rogers, 1944). Tilburg *et al.* (2007) demostraron mediante simulaciones que el punto de eclosión de las zoeas afectaba directamente a su posterior distribución. Teniendo en cuenta el abrupto gradiente de salinidad presente en la zona de estudio, la distribución espacial detectada en las zoeas y el hecho de que la práctica totalidad eran zoeas estaban en el estadio 1, es decir, contaban con muy pocos días de vida, es posible que el punto de eclosión de las zoeas sea bastante cercano a la costa en nuestra zona de estudio y en otros lugares que compartan las características previamente descritas.

La distribución de los estadios de las zoeas recogidas de *C. sapidus*, con la gran mayoría en el estadio 1 (>95%), y sólo un pequeño número de ellas estaban en el estadio 2 (<5%), es similar a la documentada por Epifanio *et al.* (1984). No se encontraron estadios más avanzados de zoeas de *C. sapidus*. Por el contrario, Tilburg *et al.* (2009) encontró todos los estadios de desarrollo larvario, pero los más avanzados se limitaron a los puntos de muestreo más alejados, a más de 10 km de la costa. Este patrón de distribución también se observó en el Golfo de México (Rabalais *et al.*, 1995), por lo que queda por averiguar la localización de los estadios larvarios más avanzados en el mar Mediterráneo.

El efecto de las condiciones de salinidad y temperatura sobre la eclosión, muda, supervivencia y tiempo de desarrollo de las zoeas de *C. sapidus* sólo se ha probado hasta una salinidad máxima de 32-33 (Costlow y Bookhout, 1959; Sandoz y Rogers, 1944). De hecho, aunque las temperaturas reportadas para la Bahía de Delaware están dentro del rango de temperaturas de nuestra área de estudio, las salinidades son más altas en el Mediterráneo (37-38 vs. 28-32) (Epifanio *et al.*, 1984; Tilburg *et al.*, 2009). Para las zoeas de *C. sapidus*, la salinidad óptima para la eclosión es de entre 23 y 28, y la alimentación más activa se observa a una salinidad de 24 (Sandoz y Rogers, 1944). En base a esta información, las altas salinidades del mar Mediterráneo podrían no ser particularmente adecuadas para ellas, aunque no se dispone de información específica sobre los posibles efectos para el desarrollo de las larvas. Sin embargo, el éxito de la colonización del Mediterráneo por *C. sapidus* sugiere que podría disponer de ventajas significativas en otros aspectos biológicos de las fases larvarias o posteriores. Esto se ve apoyado por el hecho de que la población de *C. sapidus* instalada en el mar Mediterráneo presenta el efecto fundador, revelando que se originó a partir de pocos individuos (González-Ortegón *et al.*, 2022).

En nuestra área de estudio el pico máximo de zoeas se observó en agosto de 2021 con un pico secundario más bajo en septiembre de 2021 (Figura 4.2), coincidiendo con los hallazgos de Epifanio *et al.* (1984). El pico de abundancia de zoeas en agosto también se encuentra en el área de distribución nativa, pero allí se solapa con el periodo de mayor abundancia de al menos otras 5 especies de decápodos (Dittel y Epifanio, 1982). Sin embargo, en nuestra área de estudio, se apreció un desfase de abundancias máximas entre *C. sapidus* y sus potenciales competidores (Figura 4.2) que podría suponer una ventaja para las zoeas de *C. sapidus* en el mar Mediterráneo, permitiéndoles prosperar en un entorno con menos competidores. Las zoeas de *C. sapidus* fueron el 26.4 % del total de zoeas obtenidas, lo cual podría ser una consecuencia de la muy alta tasa de reproducción de *C. sapidus* (Hines *et al.*, 2003).

5.2. Asentamiento de megalopas y juveniles

El patrón de asentamiento de megalopas observado durante cuatro años en la gola de Perelló, con un pico consistente en septiembre y octubre, ha sido también observado en Turquía, pero con un pico en agosto y septiembre (Yesilyurt y Tureli, 2016).

El patrón de asentamiento observado en nuestra zona es similar a los del área de distribución nativa, pero con menos variabilidad interanual y una distribución temporal más estrecha (Jones y Epifanio, 1995; Ogburn *et al.*, 2009). Esto podría ser consecuencia de la regulación del régimen hídrico por las compuertas presentes en las golas de L'Albufera, de dos maneras principales. En primer lugar, pueden forzar la agrupación de las hembras que se desplazan al mar para la eclosión, provocando un evento de migración reproductiva muy restringido en el tiempo. En segundo lugar, las compuertas también pueden frenar la entrada de megalopas en los estuarios al reducir el flujo de agua efluente de la laguna, dado que las megalopas necesitan de distintas señales químicas presentes en agua dulce para localizar sistemas estuarinos (Forward *et al.*, 1997a; Forward *et al.*, 2003a). Teniendo en cuenta la posición de nuestras estaciones de muestreo en las golas, nuestro escenario es más similar al investigado por Epifanio *et al.* (1984), que también muestra un claro pico de megalopas en septiembre.

Epifanio *et al.* (1984) evidencia también un retraso de unas 5-6 semanas entre la captura del 50% del total de zoeas (fase 1) y el de megalopas, que en nuestro caso se amplía a unas 9-10 semanas (Figura 4.12). Uno de los factores que pueden ser responsables de esta diferencia son

las condiciones fisicoquímicas del mar Mediterráneo, particularmente salinidad y temperatura, que pueden alterar la duración de las etapas de vida planctónica (Costlow, 1967; Costlow y Bookhout, 1959). En segundo lugar, las condiciones oceanográficas de la Bahía de Delaware, donde se realizó el estudio de Epifanio *et al.* (1984), promueven una alta retención larvaria que puede facilitar que las megalopas regresen a su estuario natal (Tilburg *et al.*, 2009; Tilburg *et al.*, 2005). En nuestra región de estudio las corrientes a lo largo de la línea de costa presentan de forma persistente una dirección sur (Morales, 2018; Ribó *et al.*, 2015), lo que puede favorecer la colonización de zonas estuarinas más meridionales. Este mismo patrón de Norte a Sur fue detectado durante la colonización de *C. sapidus* a lo largo de la costa mediterránea española (descrito en la introducción con mayor detalle).

Con respecto a la distribución espacial de megalopas y juveniles en nuestra área de estudio, en 2022, en la gola de Pujol fue donde se capturaron la mayor cantidad de megalopas, seguida por Perelló y finalmente Perellonet con sólo un 4% del total. La principal diferencia entre la gola de Perellonet y los otros dos lugares de muestreo es la menor salinidad, que se ha demostrado, en estudios de laboratorio, como un factor determinante que influye en la supervivencia de las megalopas al realizar la metamorfosis a juveniles (Costlow, 1967). Concretamente, la combinación de salinidad y temperatura en la gola de Perellonet provocaría una mortalidad del 100% de las megalopas que tratan de llevar a cabo la metamorfosis, mientras que en la gola de Pujol esta tasa descendería al 30% (Millikin y Williams, 1984). Los juveniles tienen una mejor osmorregulación y son capaces de prosperar en la baja salinidad presente en la gola de Perellonet (Millikin y Williams, 1984). En general, nuestros resultados durante 2022 sugieren que la salinidad promedio del estuario es un factor importante que influye en la colonización de las primeras fases de vida de *C. sapidus*, lo que coincide con resultados anteriores de Carolina del Sur (Mense y Wenner, 1989).

En el año 2023, se observaron los valores más bajos de megalopas y juveniles de toda la serie de datos de este estudio, que incluyó 4 años (2020-2023). En la gola de Perelló, y comparando con el menor valor obtenido entre 2020 y 2022, las megalopas cayeron a una quinta parte, y los juveniles bajaron un 25 %. Se produjo la misma situación en las golas de Pujol y Perellonet, con porcentajes de descenso que varían entre el 20 y el 90 % comparando con el año anterior. Es conocido que las poblaciones de *C. sapidus* tienen una gran variación interanual por

factores que afectan a la supervivencia de las primeras etapas de su ciclo de vida, entre las que destacan temperatura y salinidad (Hines, 2007). Entre 2022 y 2023, la temperatura de las golas fue muy similar, pero la salinidad subió de forma notable. Este cambio en la salinidad es consecuencia de un cambio en la circulación del agua en las golas respecto del año anterior, que puede venir dado por una menor liberación de agua dulce desde L'Albufera debido a que 2023 fue un año extremadamente seco, con entre un 50 y un 70 % menos de precipitación que los años 2020-2022, según recoge una estación meteorológica cercana a L'Albufera (Avamet). Este efecto puede verse incrementado por la gestión de las compuertas de las golas que decida hacer la comunidad de regantes. Como se ha mencionado previamente, las megalopas dependen de unas ciertas señales químicas para localizar los estuarios (Forward *et al.*, 2003a), y un flujo saliente reducido puede dificultar su localización.

El agua de los golas, proveniente de L'Albufera, lleva una carga de fitoplancton importante como consecuencia del estado hipereutrófico de la laguna, lo cual provoca una gran turbidez (Martín *et al.*, 2020). Se ha demostrado que la turbidez está intensamente relacionada con la abundancia y capacidad de supervivencia de los ejemplares juveniles de cangrejo azul (Hyman *et al.*, 2022; Hyman *et al.*, 2024) debido a que perjudica a la capacidad de captura de los depredadores visuales. Esto puede provocar una gran tasa de supervivencia de los juveniles de *C. sapidus* en las golas, brindando protección mientras ingresan en la laguna, donde la turbidez es similar o mayor. En el ecosistema de L'Albufera, depredadores visuales perjudicados por la turbidez incluyen Aves zancudas, Aves piscívoras y *D. labrax*, grupos funcionales presentes en el modelo. Todos estos depredadores visuales comen muy pequeñas fracciones de *C. sapidus*, debido a que únicamente los ejemplares de pequeño tamaño son accesibles para ellos. En su área de distribución nativa los ejemplares juveniles de *C. sapidus* sufren una alta mortalidad (Heck Jr y Coen, 1995; Heck Jr y Spitzer, 2001). En L'Albufera y sus golas, sin embargo, combinando la turbidez y el hecho de que la biomasa de los posibles depredadores locales es baja, es posible que los ejemplares juveniles de *C. sapidus* tengan una mortalidad menor, condicionada de manera principal por sus conespecíficos de mayor tamaño.

Además, Leffler (1972) demostró que la temperatura producía importantes diferencias en el crecimiento de los ejemplares juveniles a lo largo de 70 días, además de que la actividad de los organismos era notablemente mayor cuanto más alta era la temperatura. La temperatura óptima

de crecimiento determinada por Leffler (1972) fue de entre 20 y 27 °C. La temperatura promedio en las golas durante octubre de 2021, el mes en el que se encontraron más juveniles, fue de 22.1 °C. Combinando todos estos factores, es posible que las golas de L'Albufera sean un entorno muy adecuado y seguro para los ejemplares juveniles de *C. sapidus*.

5.2.1. Aspectos metodológicos del uso de colectores pasivos

Los colectores pasivos han sido el método elegido en este estudio para capturar megalopas y juveniles de *C. sapidus*. A lo largo de 4 años se han obtenido un total de 4024 y 2301 individuos, respectivamente. Los colectores empleados son de pequeño tamaño, baratos, accesibles. Estas son importantes ventajas a la hora de combatir la pérdida de colectores por el vandalismo o las inclemencias meteorológicas, además de facilitar en gran medida el transporte de un gran número de ellos, el personal necesario para llevar a cabo las tareas de campo, y las instalaciones donde se lleva a cabo la extracción de los organismos ahí refugiados.

Mediante el análisis de los datos de las campañas de muestreo simultaneas *Estuarina 2* y *Estuarina 3* en la gola de Perelló, se determinó que el tiempo de permanencia de las megalopas en los colectores es de hasta un día. Esto podría estar relacionado con el régimen de mareas presente en la zona de estudio, con un régimen diario y micromareal. El mecanismo habitual de colonización estuarina por megalopas se denomina *Flood tide transport* (transporte con el flujo de marea) y consiste en ascender por la columna de agua durante la pleamar nocturna para ser transportados hacia el interior del estuario (DeVries *et al.*, 1994; Olmi, 1994; Welch y Forward, 2001). Tankersley *et al.* (1995) documentó que ligeros aumentos de la salinidad de sólo 0.3 a 0.5 pueden desencadenar el ascenso de las megalopas por la columna de agua. El análisis de los datos proporcionados por los HOBOS durante la campaña *Estuarina 3* revela que, en nuestra zona de estudio, se produjeron aumentos de salinidad comparables o incluso mayores en 28 de los 58 días monitorizados (48,3%) en la pleamar nocturna. También la turbulencia es otro factor que induce la natación sostenida en las megalopas de *C. sapidus* (Welch *et al.*, 1999). Aunque no se dispone de datos relacionados con la turbulencia para el presente estudio, los aumentos localizados de turbulencia asociados al movimiento de la marea podrían ser posibles debido a la canalización a través de cauces estrechos (golas). La amplitud máxima de la marea fue inferior a 13 cm durante la campaña de muestreo *Estuarina 3*.

Otro factor que afectaría al comportamiento natatorio de las megalopas es la presencia de olores de posibles hábitats de cría y de depredadores, que modifica el patrón de ingreso en el estuario (Forward *et al.*, 2003a). Los hábitats potenciales de cría en el área de distribución nativa se caracterizan típicamente por especies vegetales como *Zostera marina* (Linnaeus, 1753) o *Spartina alterniflora* (Loisel). No existen hábitats de ese tipo ni de ninguna otra vegetación sumergida en la gola de Perelló, sin embargo, toda la laguna de L'Albufera puede ser clasificada como una marisma de *Phragmites* y *Typha*, que también es un hábitat adecuado para los juveniles (Jivoff y Able, 2003; Long *et al.*, 2011). En cuanto a los posibles depredadores y/o competidores locales (p. ej., *P. marmoratus*, *Eriphia verrucosa* (Forskål, 1775), *X. poressa* o *B. sexdentatus*), que no están presentes en el área de distribución nativa, sería recomendable investigar el posible efecto disuasorio de las señales químicas de estos depredadores.

También se podría considerar que el tiempo de residencia de las megalopas en los colectores de un día podría estar ocasionado por la transformación de éstas en juveniles, sin embargo, en los ensayos de laboratorio realizados, se apreció que la metamorfosis tarda unos 6-7 d (Tabla 4.8), tiempo demasiado largo para considerarlo un factor determinante, a pesar de que la presencia de otras señales químicas como los ácidos húmicos o el amonio en el medio natural también podrían acelerarla o retrasarla (Forward *et al.*, 1997b). La combinación de turbulencia y la presencia de ácidos húmicos dentro de la gola de Perelló es posiblemente suficiente para estimular la migración diaria de megalopas aguas adentro, mientras que la importancia de otros mecanismos como transporte con el flujo de marea y la influencia de las señales químicas de los depredadores nativos no está clara aún.

Por el contrario, en el caso de la cantidad de juveniles capturados en los colectores, los datos muestran un aumento de la atracción a lo largo de los siete días de instalación. Es probable que este aumento esté relacionado con el desarrollo de una comunidad bioincrustante, desde biopelículas hasta colonizadores primarios y secundarios. Otro factor que podría estar influyendo es la cantidad de material orgánico atrapado por los colectores. Este material se compone principalmente de restos de plantas de marisma y proporciona tanto un recurso alimenticio como una mayor complejidad del hábitat para los juveniles en desarrollo (Hyman *et al.*, 2023; Rakocinski *et al.*, 2003).

La estandarización del número de megalopas y juveniles en función de tiempo de instalación (p.ej. dividir el número de megalopas y/o juveniles de un colector instalado 6 días por 6 para expresarlo por día) debería manejarse con cuidado, ya que la tasa de asentamiento puede variar en gran medida con el tiempo de instalación. Por ejemplo, (Bishop *et al.*, 2010), instalaron colectores durante más de un día y dividieron la abundancia total por el número de días instalados, lo que en base a nuestros datos llevaría a una subestimación de megalopas. Tankersley *et al.* (2002) realizó pruebas con colectores que se revisaban cada hora frente a colectores que estuvieron instalados toda la noche. De forma similar a nuestro caso, se observó que el asentamiento acumulado de megalopas en los colectores horarios era mayor que en los colectores nocturnos. Por el contrario, en el caso de los juveniles, esta estandarización conduciría a una sobreestimación de las capturas diarias, ya que un aumento de la frecuencia de muestreo reduce la cantidad total de juveniles capturados.

Por lo tanto, para obtener medidas precisas del asentamiento máximo de megalopas en los colectores, los factores que deben tenerse en cuenta incluyen no sólo el tiempo de instalación, sino también las fases de la marea nocturna, el tamaño del colector y la disponibilidad de señales químicas. Cabe señalar que estas afirmaciones podrían ser ciertas sólo para colectores de pequeño tamaño como los empleados durante este estudio, y que los de mayor tamaño como los utilizados por Bishop *et al.* (2010) podrían acumular megalopas durante más de un día o ser percibidos como escondites adecuados para juveniles más rápidamente.

Otro factor que podría tener influencia en el desempeño de los colectores pasivos es el entorno en el que se encuentran, particularmente la presencia o ausencia de otros refugios potenciales como la vegetación acuática sumergida, que son un refugio habitual tanto de megalopas como de juveniles de *C. sapidus* (Epifanio, 2019). Además de las diferencias en salinidad, la gola de Perelló muestra una diferencia fundamental con las otras dos dado que se trata de un puerto pesquero y deportivo, en el que la vegetación sumergida es prácticamente inexistente salvo la presencia de algas de tallo filamentosos, posiblemente del género *Cladophora* (observación personal). El calado se mantiene de forma artificial mediante dragados regulares y cuenta con dos escolleras de protección que evitan la acción del oleaje. Las golas de Perellonet y Pujol tienen cauces mucho más naturales, con cierta presencia de vegetación emergente en las riberas, y se dan otros procesos naturales como la formación de barras de arena como

consecuencia del oleaje que reducen el flujo de salida. Se desconoce si estos factores pueden afectar a la invasión del estuario por parte de megalopas y juveniles de *C. sapidus*, tanto en número total de individuos como en la pauta de invasión. Particularmente, la presencia de vegetación en lugares donde se instalan los colectores pasivos debe ser objeto de más estudio. En ambos casos son un refugio potencial para estos estadios tempranos del ciclo de vida de *C. sapidus* y podrían competir entre ellos, y la presencia de parches de vegetación tan pequeños como 0.25 m² ya tiene una fuerte capacidad de atracción sobre los juveniles (Hines, 2007).

5.3. Población de adultos y subadultos

La distribución de tallas, la proporción de sexos y la abundancia son los parámetros básicos necesarios para comprender la ecología del cangrejo azul en una zona determinada, requisitos previos para comprender interacciones más complejas (Hines, 2007).

La proporción de machos y hembras determinada en este estudio es de un 40% de machos y un 60% (Tabla 4.25), y no muestra apenas variación entre las diversas zonas de muestreo (Tabla 4.21, Tabla 4.24) ni de forma estacional (Tabla 4.26).

Van Engel (1958), Tagatz (1965) y Hines *et al.* (1987) documentaron que *C. sapidus* muestra en su área de distribución nativa variación en la proporción de sexos a lo largo de los sistemas estuarinos, siendo los machos más abundantes en la zona interior del estuario, donde la salinidad es muy reducida. Este mismo efecto fue corroborado con posterioridad en otro estuario por Jivoff y Able (2003). Otros estudios encuentran también una mayoría de machos sobre hembras, pero en zonas de salinidad alta (Jivoff *et al.*, 2017; Ramach *et al.*, 2009). En el Mediterráneo otros estudios han encontrado también una abundancia de machos sobre hembras en zonas de distinta salinidad, concretamente Razek *et al.* (2016) y Zakzok *et al.* (2022) en dos lagunas costeras de Egipto (salinidad >35 y 1-18 , respectivamente), y Marchessaux *et al.* (2023) en una marisma salada en Sicilia (15-42).

Existen también algunos estudios que documentan una mayoría de hembras sobre machos, si bien son menos numerosos. En Brasil, Pereira *et al.* (2009) documentaron una proporción de sexos muy similar a la de L'Albufera. En el Mediterráneo, esta misma proporción de sexos fue descrita por Sumer *et al.* (2013) en una laguna costera de Turquía.

La variación típica en la proporción de sexos de *C. sapidus* siguiendo un gradiente de salinidad no puede darse en el entorno de L'Albufera debido a que, en menos de 300 m, se produce un cambio drástico en la salinidad, variando de 37 en el Mediterráneo a 1 en el interior de la laguna. En estuarios de su área de distribución nativa las poblaciones de *C. sapidus* se distribuyen de forma desigual, con una mayoría de machos en la parte más interior de los sistemas estuarinos que va dando paso gradualmente a una mayor proporción de hembras sobre machos cerca de la desembocadura (Hines *et al.*, 1987; Tagatz, 1965; Van Engel, 1958), similar a la determinada en este estudio. En Brasil, Severino-Rodrigues *et al.* (2013) describe una proporción

de hembras sobre machos similar a la determinada en este estudio (67%), en la desembocadura de una laguna estuarina.

Respecto al tamaño de los ejemplares que componen una población, en su área de distribución nativa existen varios estudios importantes que proporcionan esta información. Uno de los primeros y más importantes es el realizado por Hines *et al.* (1987), que capturó cangrejos en distintas partes de un tributario de la Bahía de Chesapeake, uno de los lugares del mundo donde la población de *C. sapidus* es más importante. La zona localizada más al interior cuenta con una profundidad promedio de 1.5 m, un fondo de sedimento blando, y una vegetación ribereña compuesta por *Typha angustifolia*. Las oscilaciones de salinidad (0-14) y temperatura (0-33 °C) son más importantes que en L'Albufera. Según Hines *et al.* (1987), el tamaño promedio de la población de machos de esa zona fue de entre 107 y 127 mm, mientras que en nuestra zona de estudio fue de entre 137 y 147 mm.

Otro estudio destacado dentro del área de distribución nativa es el realizado por Jivoff y Able (2003). En este caso el estudio se realizó en una marisma en la Bahía de Delaware de *Phragmites* y *Spartina*, vegetación también presente en la zona de L'Albufera, si bien la mayoría de las especies del género *Spartina* son invasoras en nuestra zona de estudio (Martínez-Fort y Donat-Torres, 2020). En este caso el tamaño promedio de los ejemplares de *C. sapidus* capturados, sin distinguir entre machos y hembras, se sitúa cerca de unos 110 mm. En un estudio posterior, Jivoff *et al.* (2017) capturaron más de 10 000 ejemplares de *C. sapidus* en un entorno de salinidad alta (21-24). En este caso el promedio del tamaño de los ejemplares macho se sitúa entre 120 y 130 mm, y el de los ejemplares hembra entre 130 y 140 mm.

En una bahía al sur de Brasil, Pereira *et al.* (2009) muestrearon *C. sapidus* en distintas zonas con unas salinidades de entre 23 y 27. La distribución de tallas promedio fue de entre 96 y 134 mm para los machos, y de entre 93 y 122 mm para las hembras.

En el Mediterráneo las poblaciones de *C. sapidus* también han sido objeto de estudio recientemente. En Egipto, por ejemplo, Razek *et al.* (2016) reportaron un tamaño promedio de 115 mm para machos y para hembras en una laguna costera comunicada con el Mediterráneo por 3 canales. Kevrekidis y Antoniadou (2018), en Grecia, documentaron un tamaño promedio de 135 mm para machos y 134 para hembras en la Bahía de Modona. Recientemente, Zakzok *et*

al. (2022) reportaron en Egipto un tamaño promedio de 93 mm para machos y de 91 mm para hembras capturados en el canal de comunicación entre una laguna costera y el Mediterráneo.

En el caso de nuestra zona de estudio se han obtenido datos de dos zonas diferenciadas, el sector interno (L'Albufera) y el sector externo (Mediterráneo), disponibles en la Tabla 4.18. El tamaño promedio de los machos en el sector exterior (salinidad 13) fue de 137 mm, y de 147 mm en el sector interior (salinidad 1). Para las hembras estos valores son de 137 y 139 mm, respectivamente. Estos valores son superiores a los citados previamente, sin importar si se trata de poblaciones en el área de distribución nativa o de poblaciones establecidas en el Mediterráneo. Los únicos datos de una población con un tamaño superior a la descrita en este estudio son de Tagatz (1965), que describe un tamaño promedio de unos 160 mm en Florida.

Una de las posibles explicaciones para este fenómeno es la selección de tallas por la presión pesquera. En L'Albufera, la especie se explota comercialmente únicamente desde 2017, lo cual deja un reducido margen de tiempo para que la eliminación de las tallas más grandes por pesca afecte al tamaño promedio de la población. Esto ha ocurrido en la Bahía de Chesapeake donde la cantidad de capturas de *C. sapidus* y el tamaño de las hembras mostró un descenso importante debido a la pesca entre 1978 y 1998 (Lipcius y Stockhausen, 2002). En Maryland, Abbe (2002) documenta un efecto aún más importante sobre los machos, donde la cantidad de cangrejos mayores a 152 mm ha pasado de casi un 22 % en el periodo 1968-1972 a un 6% en el periodo 1996-2000. Es destacable que, en este caso, los machos grandes sufren una mayor presión pesquera dirigida debido a que son económicamente más valiosos. En ambos ejemplos la población ha sufrido grandes alteraciones, pero han sido necesarios periodos de tiempo considerables para notar los efectos. La población descrita por Tagatz (1965) es la más antigua, y la única de mayor tamaño que la descrita en este estudio. En L'Albufera la implantación de *C. sapidus* es aún muy reciente y los posibles efectos de la pesca sobre la población local serán revelados con el tiempo.

Mediante el uso de las técnicas de modelado se ha comprobado que es precisamente la pesca la herramienta que permite mantener bajo control la población de *C. sapidus* en L'Albufera (Figura 4.18). Los resultados de los modelos deben ser manejados con precaución, aún más cuando se trata de predicciones a tan largo plazo, pero sí existe un cierto consenso en que la pesca es una herramienta de control eficaz de la población (Mancinelli *et al.*, 2017b; Sharov *et al.*,

2003). Buscando maximizar el impacto sobre la población, sería recomendable el uso de diversos tipos de trampas, cada una apropiada para su zona y la fracción de la población elegida como blanco (Glamuzina *et al.*, 2021). Téngase en cuenta que, el resultado del modelo que revela el control por pesca como una herramienta fundamental, no tiene en cuenta las capturas de pescadores deportivos o furtivos, que en esta zona pueden ser muy abundantes (comunicación directa CP El Palmar). El gran aumento de biomasa en las capturas durante 2021 (Figura 4.17), año récord de capturas hasta el presente, puede explicarse al menos de forma parcial por el confinamiento de 2020, que rebajó la presión pesquera sobre la especie.

Otra posible explicación es la gran cantidad de detritus vegetales y sedimento rico en materia orgánica que compone el fondo de la laguna, que proporciona una fuente de alimento constante. No se han encontrado datos de otras poblaciones de cangrejo azul viviendo en entornos someros hipereutróficos. Una de las posibles consecuencias de la hipereutrofia es el descenso de los niveles de oxígeno disuelto debido a la descomposición de la materia orgánica (Howarth *et al.*, 2011). *C. sapidus* evita activamente zonas de hipoxia (Pihl *et al.*, 1991), pero ésta no se suele dar en L'Albufera, ni siquiera durante el descenso de oxígeno disuelto durante la noche (Martín *et al.*, 2020).

En la laguna de L'Albufera, si bien *C. sapidus* tiene una alimentación altamente detritívora, también depreda activamente sobre algunos organismos. Particularmente, los macroinvertebrados componen casi un 15% de su dieta, un grupo muy variado compuesto mayoritariamente por oligoquetos, larvas de insectos y caracoles. Estos, sin embargo, no se ven especialmente perjudicados debido a su enorme biomasa en L'Albufera. Dentro de este grupo suscitan un especial interés los miembros de familia *Unionidae*, conocidos popularmente como *Petxinots* o *náyades*, unos moluscos bivalvos de agua dulce de gran tamaño. La composición local de esta familia está compuesta por tres especies, una de las cuales (*Unio ravoisieri*) está catalogada como en peligro de extinción en el LESPRES (Generalitat Valenciana, 2012). En el Delta del Ebro y otras zonas de la Comunidad Valenciana existen ya evidencias de la depredación por parte de *C. sapidus* sobre miembros de esta familia (Ventura *et al.*, 2018). Sería de interés en futuras versiones del modelo separar las especies sensibles en grupos funcionales aparte, dado que si bien el grueso de macroinvertebrados no se ven afectados si pueden verse algunos con

características concretas, pero debe tenerse en cuenta que cada grupo funcional añadido al modelo aumenta su complejidad.

El marcado efecto que tiene *C. sapidus* sobre *P. clarkii* según los resultados del modelo es debido a que comparten un nicho ecológico muy similar, pero además de competir, *C. sapidus* depreda de forma directa sobre *P. clarkii*. Durante los primeros años de implantación de *C. sapidus* en L'Albufera, se ha notificado un aparente descenso en la población de *P. clarkii* (comunicación directa en 2019 por parte de Paloma Mateache, Directora Conservadora del Parque Natural de L'Albufera). Según se ha podido comprobar en años posteriores a tal declaración, el efecto sobre la población de *P. clarkii* no es tan dramático como muestra la simulación. *P. clarkii* puede haberse visto desplazado de la laguna y acequias principales a acequias más pequeñas y arrozales circundantes, donde sigue siendo frecuente (observación personal), dado que *C. sapidus* no suele salir del agua, pero *P. clarkii* puede hacerlo sin problemas. Esta capacidad permite que su población siga presente en el entorno de L'Albufera en zonas en las que *C. sapidus* no tiene fácil acceso.

A. anguilla es otra especie que comparte entorno con *C. sapidus* en L'Albufera, pero que según los resultados del modelo no muestra apenas variación en sus estimaciones por la presencia del cangrejo azul en la laguna. Otros autores sí que han asociado la presencia de *C. sapidus* con la disminución de *A. anguilla*, en lugares tan cercanos como el Delta del Ebro (Clavero *et al.*, 2022). Por parte de los pescadores locales no se ha percibido un descenso en las anguilas (comunicación directa CP El Palmar). Independientemente de la interacción de las dos especies en el medio natural, sí queda claro que en un entorno confinado, como dentro de un arte de pesca, *C. sapidus* puede depredar sobre *A. anguilla*. Esto ha obligado a los pescadores locales a adaptar sus artes de pesca, añadiendo una separación adicional con una red de luz de malla más fina. Las anguilas pueden atravesar esta última malla pero los cangrejos no, lo que evite que resulten dañadas y se reduzca su valor de mercado.

En este estudio se ha observado una diferencia entre la talla de hembras adultas y de hembras inmaduras a ambos lados de las compuertas (Tabla 4.30), que probablemente sea una consecuencia de la diferencia de salinidad promedio entre los sectores interno y externo. La salinidad es uno de los principales factores que afectan al tamaño de maduración de las hembras de *C. sapidus*, junto a la temperatura (Fisher, 1999). La temperatura apenas muestra diferencias

entre el sector interno y el sector externo del sistema a lo largo del año, mientras que la salinidad es marcadamente diferente entre ambas zonas (Tabla 4.16). Fisher (1999) describe una relación inversamente proporcional entre la salinidad y la talla de primera madurez de las hembras de *C. sapidus*. Según Fisher (1999), una diferencia entre las salinidades de 0 a 10 podría provocar una diferencia en el talla de primera madurez de las hembras de más de 10 mm. En nuestro caso, esa diferencia es de 16.5 mm, si bien la diferencia de salinidades también es ligeramente superior (12). En relación con el tamaño promedio, algunos estudios como Hines *et al.* (1987) o Marchessaux *et al.* (2023) ofrecen información separando entre hembras adultas e inmaduras. Al igual que se ha descrito previamente para la población general, estos ejemplares resultan de un menor tamaño promedio que los encontrados en el sistema de L'Albufera, tanto en el sector exterior como en el interior, donde las diferencias son aún más pronunciadas.

La temperatura, además de afectar al desarrollo sexual de las hembras, ejerce también un importante efecto sobre el crecimiento de los ejemplares de *C. sapidus*, tanto juveniles (Leffler, 1972) como adultos (Brylawski y Miller, 2006). En estuarios como la bahía de Chesapeake la especie suele llevar a cabo un proceso de semi hibernación cuando las temperaturas bajan de unos 10 °C. Sin embargo, Hines (2007), ya especifica que pueden existir variaciones incluso dentro del área de distribución nativa, pues los cangrejos que habitan en estuarios de aguas más templadas crecen más rápido e incluso pueden alcanzar la madurez sexual en su primer año. En entornos invadidos del Mediterráneo, y de forma similar a este estudio, Carozzo *et al.* (2014) pone de manifiesto que la especie se capturó durante todo el año en una laguna costera de Italia, y por tanto el proceso de semi hibernación podría ser muy limitado. Sin embargo, en Sicilia, más recientemente Marchessaux *et al.* (2023) afirma que sí existió el proceso de semi hibernación cuando se alcanzaron temperaturas por debajo de 12 °C. En este estudio se capturaron ejemplares adultos desde febrero hasta noviembre de 2021, si bien las capturas fueron más abundantes en los meses más cálidos. Durante la fase de preparación para la campaña *Albufera 2* se capturó un adulto el día 21/01/2021 en la gola de Perelló, con una temperatura del agua de 9.8 °C, CPUE de 0.25 para esa fecha. Existe, por lo tanto, una adaptación de este proceso a las condiciones locales, si bien no está claro si los cangrejos residentes en estuarios mediterráneos con temperaturas suaves cesan completamente su actividad en algún momento del ciclo anual.

Marchessaux *et al.* (2022) determinaron el rango de temperatura óptimo de *C. sapidus* entre 20 y 28 °C, resultados similares a los proporcionados por Leffler (1972) para juveniles. Además de los datos de temperatura de la campaña de muestro *Albufera 2*, se cuenta con una serie de datos que se tomaron durante la preparación de dicha campaña en la gola de Perelló, lo cual proporciona una serie temporal de temperatura en 2021 desde el 12 de enero al 15 de diciembre. De esta serie, casi la mitad (48 %) de los valores están dentro del rango óptimo para *C. sapidus*. Respecto al crecimiento de los individuos, Brylawski y Miller (2006) determina una temperatura mínima de 10.8 °C, si bien Smith (1997) la determinó previamente en 9.8 °C. Marchessaux *et al.* (2022) también situó en 32 °C la temperatura a la que *C. sapidus* empieza a sufrir estrés térmico. Por tanto, tomando como límite inferior 10 °C y 32 °C como límite superior, el 98% de los valores registrados estuvieron dentro de ese rango, siendo únicamente enero y diciembre los meses en los que se registraron temperaturas inferiores a 10 °C. Por tanto, el rango de temperaturas presente en la zona de estudio resulta muy adecuado para *C. sapidus*, cuyo crecimiento se detiene únicamente en los momentos más fríos de diciembre y enero, e incluso se sitúa dentro de su rango óptimo durante casi la mitad del año.

Si bien existieron capturas durante la práctica totalidad del ciclo anual en 2021, el patrón mostrado entre sectores fue marcadamente diferente (Figura 4.10). La CPUE interior fue muy similar a la determinada por Carrozzo *et al.* (2014), y mostró la pauta esperada de variación con mayores capturas en las estaciones más cálidas. En cambio, la CPUE exterior se mantuvo relativamente constante a lo largo del año, siendo el menor valor en verano, lo cual podría explicarse debido a la migración reproductiva de las hembras, dado que las hembras ovígeras se encontraron entre finales de primavera y verano (Figura 4.12). La mayor diferencia entre el sector interno y el externo se da en invierno, donde las capturas en el sector interno son prácticamente inexistentes. Una posible explicación a esto estaría relacionada con la retirada de los ejemplares a aguas más profundas cuando bajan las temperaturas (Hines, 2007), y con el gasto metabólico que conlleva para *C. sapidus* vivir en entornos de agua dulce (Cameron, 1978). Combinando ambos factores, es posible que los cangrejos que se encuentran en la laguna, pero más cerca de los sistemas estuarinos, prefieran pasar la época más fría en el entorno más salado y profundo, lo cual incrementaría la CPUE exterior en invierno y reduciría la interior, a pesar de la gran proximidad entre los puntos de muestreo.

Es precisamente en el sistema estuarino donde puede ocurrir la interacción entre *C. sapidus* y otro de los decápodos más abundantes de la zona, *P. marmoratus*. En base a los experimentos de competencia desarrollados en este estudio y al minucioso examen de sus grabaciones, se determina que, a nivel general, *C. sapidus* se mostró mucho más reacio a combatir por la presa, abandonándola rápidamente al menor signo de conflicto. Por el contrario, *P. marmoratus* se mostró mucho más propenso a defender su presa, incluso cuando era de menor tamaño que *C. sapidus*.

En algunos de los ensayos de competencia se registraron intentos de agresión por parte de *P. marmoratus* cuando tenía superioridad de tamaño sobre *C. sapidus*, pero ninguno de estos intentos fue fructífero. De igual forma, en los ensayos de depredación, *P. marmoratus* únicamente logró capturar un ejemplar de *C. sapidus*. La diferente morfología de los ejemplares jugó un papel importante en el desarrollo de estos intentos de agresión. En base a la observación de las grabaciones se pudo determinar que la capacidad natatoria de *C. sapidus* representaba una gran ventaja para evitar los enfrentamientos, pues permite unas retiradas muy veloces. Las diferencias morfológicas se ven reflejadas en el patrón de ataque de los ejemplares. *C. sapidus* ataca a sus presas aproximándose frontalmente, empleando únicamente sus quelípedos. Contrariamente, *P. marmoratus* ataca desplazándose lateralmente, tratando de envolver a la presa usando sus extremidades ambulacrales. Este patrón de ataque resultó, comparativamente, más lento, y a pesar de que durante el ensayo de depredación directa se registraron numerosos intentos de agresión de *P. marmoratus* sobre *C. sapidus*, estos últimos lograron evitarlos en la inmensa mayoría de las ocasiones.

Según MacDonald *et al.* (2007), *C. sapidus* encontró la presa en un 60% de las ocasiones cuando estaba en solitario, porcentaje muy similar al determinado por nuestros ensayos (62.5%). Cuando se enfrentaba a otros cangrejos, *C. sapidus* mostró unas tasas de éxito variables, siendo del 70% contra *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan) y del 40% cuando se enfrentó a *C. maenas* (MacDonald *et al.*, 2007). En nuestro caso su porcentaje de éxito es del 75% en condiciones de igualdad con su oponente (Figura 4.14), lo cual pone de manifiesto una alta tasa de variabilidad en conseguir la presa en función de la especie oponente.

A pesar de que *C. sapidus* fue, en general, más rápido en encontrar las presas (Figura 4.15), las abandonó rápidamente en situaciones de conflicto, incluso en las situaciones en las que fue

el instigador, comportamiento similar al observado por MacDonald *et al.* (2007). Este comportamiento puede estar motivado parcialmente porque su caparazón no es especialmente resistente, y la forma que tienen sus quelas, con un diseño que favorece los movimientos rápidos y precisos por encima de la fuerza bruta, las vuelve menos adecuadas para un combate prolongado contra un oponente que dispone de una buena protección física (MacDonald *et al.*, 2007; Schenk y Wainwright, 2001). Otra motivación para ser extremadamente cautelosos es la ya mencionada capacidad natatoria, pues la pérdida de una de estas extremidades puede reducir la velocidad de natación casi en un 40%, dejando al cangrejo en un estado de vulnerabilidad (Smith, 1995).

Las desventajas mostradas por *C. sapidus* en este ensayo tienen su contrapartida en el entorno real, pues si bien su alta movilidad y velocidad de reacción lo hacen menos apropiado para una lucha prolongada contra un oponente resistente, en un entorno natural es posible que hubiera podido huir con la presa para evitar la competencia.

En los experimentos llevados a cabo entre las dos especies, la diferencia de tamaño resultó el factor fundamental, dado que, independientemente de la especie, nunca un cangrejo de menor tamaño disputó la presa a uno mayor. Teniendo en cuenta el tamaño promedio de los ejemplares, *C. sapidus* es muy superior a *P. marmoratus*, y a cualquier otra especie de cangrejo con la que comparte entorno en el ecosistema mediterráneo invadido. *C. sapidus* capturados en este estudio en la zona común para las dos especies tenían un peso promedio de 166 g, mientras que el tamaño máximo de *P. marmoratus* está por debajo de los 35 g (Aydin *et al.*, 2014). Por tanto, *P. marmoratus* sería presa fácil de cualquier adulto o sub adulto refugiado entre las rocas de las escolleras presentes en muchas desembocaduras de la costa mediterránea española, siendo su principal defensa la capacidad de salir del agua para huir de *C. sapidus* (Cannicci *et al.*, 2007).

5.3.1.1 *Biometría: relación tamaño y peso*

Las diferencias morfológicas entre sexos condicionan una relación tamaño y peso diferenciada (Figura 4.9). Dos son los factores principales que afectan a esta diferenciación. Por una parte; para una misma anchura de caparazón los machos tienen unos quelípedos más grandes y pesados (Vermeij, 1977). Esto está relacionado con el hecho de que los machos deben competir por las hembras, además de estar relacionado con el cortejo sexual, hasta tal punto que en los machos del género *Callinectes* el tamaño de la pinza está directamente relacionado con la densidad de su población (Vermeij, 1977).

Otro factor es un ligero cambio en la forma del caparazón de las hembras que tiene lugar cuando realizan su muda terminal y se transforman en hembras adultas, en el que las espinas laterales son, en relación al caparazón, más largas que en mudas previas (Tagatz, 1965). Al realizarse la relación con el peso a través de la anchura total, y teniendo en cuenta ambos factores, se entiende el motivo por el que los machos son más pesados.

Este mismo tipo de relación es descrita por otros autores, y en todos los casos se repite el patrón descrito para machos y hembras (Tabla 5.1 para machos, Tabla 5.2 para hembras).

Empleando la comparación gráfica con otros autores, los machos de la zona de estudio no resultaron especialmente pesados, siendo los segundos más ligeros (Figura 5.1), pero sin embargo las hembras quedaron en segunda posición (Figura 5.2). Para ambos sexos, la relación obtenida de Pereira *et al.* (2009) fue la que predecía un mayor peso, y la de Newcombe *et al.* (1949), el menor. Probablemente, esto está relacionado con particularidades de la zona que afectan a la población residente. Berglund (1981) describió una serie de factores que afectan a la selección por tamaño de dos especies de *Palaemon*. De ser aplicables a *Callinectes* y otros crustáceos, la población de Pereira *et al.* (2009) se encontraría en un entorno con abundancia de comida, alta competencia intraespecífica y bajo riesgo de depredación, entre otros. Esos factores son también aplicables a la población de *C. sapidus* residente en L'Albufera, si bien existe la posibilidad de que la turbidez inhiba en cierta forma el crecimiento de las pinzas relacionado con el cortejo sexual documentado por Vermeij (1977), al estar localizados en un entorno en el que las señales visuales no son de utilidad.

Tabla 5.1: Relaciones tamaño-peso para ejemplares macho de *C. sapidus* descritas por otros autores y su proximidad con la determinada en este estudio. *: autores que midieron la anchura del caparazón en cm.

Fuente	Sexo	N	Min	\bar{X}	Max	a	b	r ²
Presente estudio	Machos	154	48	154	205	0.0002	2.7404	0.9119
Fassatoui <i>et al.</i> (2021)	Machos	30	-	~104	-	0.000067	3.008	0.89
*Atar y Seçer (2003)	Machos	710	51	125	181	0.1834	2.6129	0.91
*Pereira <i>et al.</i> (2009)	Machos	80	65	~117	162	0.0805	2.954	0.924
Newcombe <i>et al.</i> (1949)	Machos	-	-	-	-	0.00026	2.67	-

Relación tamaño-peso para machos

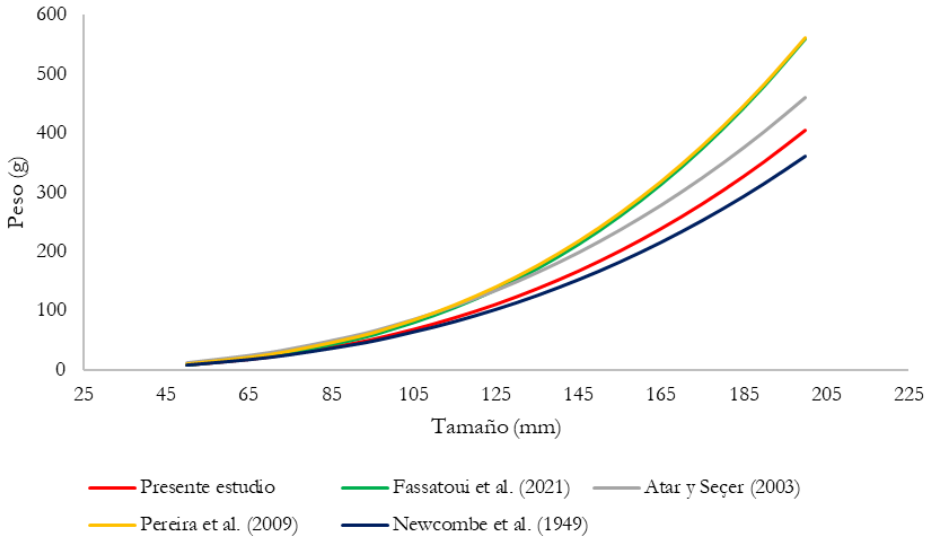


Figura 5.1: Relación tamaño-peso para ejemplares macho de *C. sapidus*, comparación con otros autores.

Tabla 5.2: Relaciones tamaño-peso para ejemplares hembra de *C. sapidus* descritas por otros autores y su proximidad con la determinada en este estudio. *: autores que midieron la anchura del caparazón en cm.

Fuente	Sexo	N	Min	\bar{X}	Max	a	b	r ²
Presente estudio	Hembras	181	44	140	203	0.0014	2.3403	0.8688
Lipcius y Stockhausen (2002)	Hembras	389	~110	~150	~180	0.000631	2.47	0.87
Fassatoui <i>et al.</i> (2021)	Hembras	32	-	~115	-	0.005910	2.037	0.85
*Atar y Seçer (2003)	Hembras	317	55	117	175	0.3913	2.1989	0.915
*Pereira <i>et al.</i> (2009)	Hembras	117	58	~107	153	0.1752	2.568	0.926
Newcombe <i>et al.</i> (1949)	Hembras	-	-	-	-	0.00034	2.57	-

Relación tamaño-peso para hembras

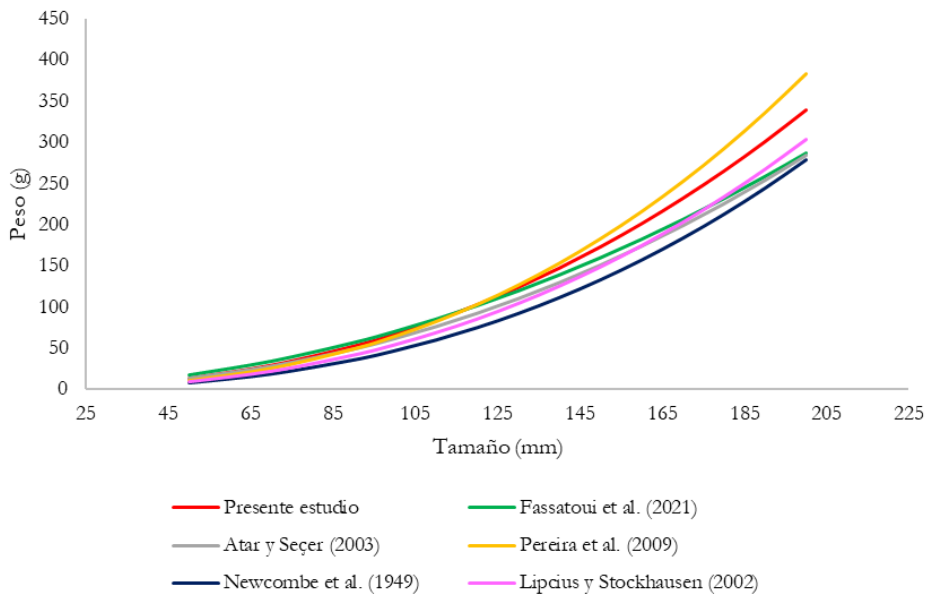


Figura 5.2: Relación tamaño-peso para ejemplares hembra de *C. sapidus*, comparación con otros autores.

5.4. Migración reproductiva

Durante la campaña *Albufera 1* se registró el desplazamiento de 11 ejemplares marcados en una zona y recapturados en otra, y en todos los casos (6 machos, 3 hembras y 2 hembras inmaduras) se desplazaron del sector interno al sector externo, concretamente a la gola de Perelló. El movimiento de las hembras podría corresponder con la migración reproductiva, pero se desconoce la causa del desplazamiento de los machos. El desplazamiento de estos machos en 2019 fue contrario al del macho marcado con un emisor acústico en 2021, que se desplazó desde la zona del Estany la Plana hacia la laguna.

El desplazamiento de las hembras marcadas con emisores acústicos sí responde a la pauta de migración típica, en la que abandonaron la zona del Estany de la Plana para salir a la gola de Perelló, una zona de mayor salinidad. Una de las hembras abandonó la gola de Perelló durante junio, aparentemente en dirección al Mediterráneo. La dirección de desplazamiento y la coincidencia con la mayor abundancia de hembras ovígeras capturadas durante la campaña *Albufera 2* hacen pensar que se dirigía a aguas costeras adyacentes para la eclosión de sus huevos.

A pesar de que se han señalado ciertos meses como clave en el ciclo vital local, el periodo de apareamiento y reproducción se extiende, probablemente, varios meses más a lo largo del año, principalmente condicionado por la temperatura. Sin embargo, la bien definida pauta de abundancia de zoeas, megalopas y juveniles hace pensar que la intensidad no sería la misma durante todos esos meses. En el área de distribución nativa, otros estudios que han seguido el movimiento de las hembras hacia el mar mediante sistemas de marcado lo han hecho en junio, agosto (Carr *et al.*, 2004) y septiembre (Tankersley *et al.*, 1998).

El efecto directo de la temperatura hace que las hembras residentes en la bahía de Chesapeake tengan entre 1 y 3 puestas al año, en cambio, las residentes en Florida pueden tener hasta 8 puestas anuales, separadas en intervalos de 10 a 14 días, en un periodo de 4 a 6 meses (Hines *et al.*, 2003; Jivoff *et al.*, 2007). Dado que las hembras son fecundadas en una única ocasión y no necesitan regresar al estuario una vez lo abandonan, es posible que el pico de hembras ovígeras detectado en junio corresponda a las que abandonan el estuario por primera vez, y que permanezcan en las aguas costeras adyacentes produciendo nuevas puestas durante varios meses. Sería interesante explorar esta posibilidad en futuras investigaciones, dado que un periodo de

reproducción más prolongado en el año debería provocar también una mayor duración del periodo con zoeas y megalopas, cuando éstos son muy episódicos.

5.5. Ciclo vital

Se ha preparado un modelo teórico visual simplificado del ciclo vital de *C. sapidus* en L'Albufera, que aúna la mayor parte de la información obtenida durante el desarrollo de este trabajo sobre los diferentes estadios del ciclo vital de *C. sapidus* (Figura 5.3). Para ello se han empleado los resultados de las secciones 4.1, 4.2, 4.3 y 4.4. Los machos de la campaña de muestreo *Albufera 1* se han clasificado como inmaduros o adultos empleando la L_{50} calculada en el punto 4.4.

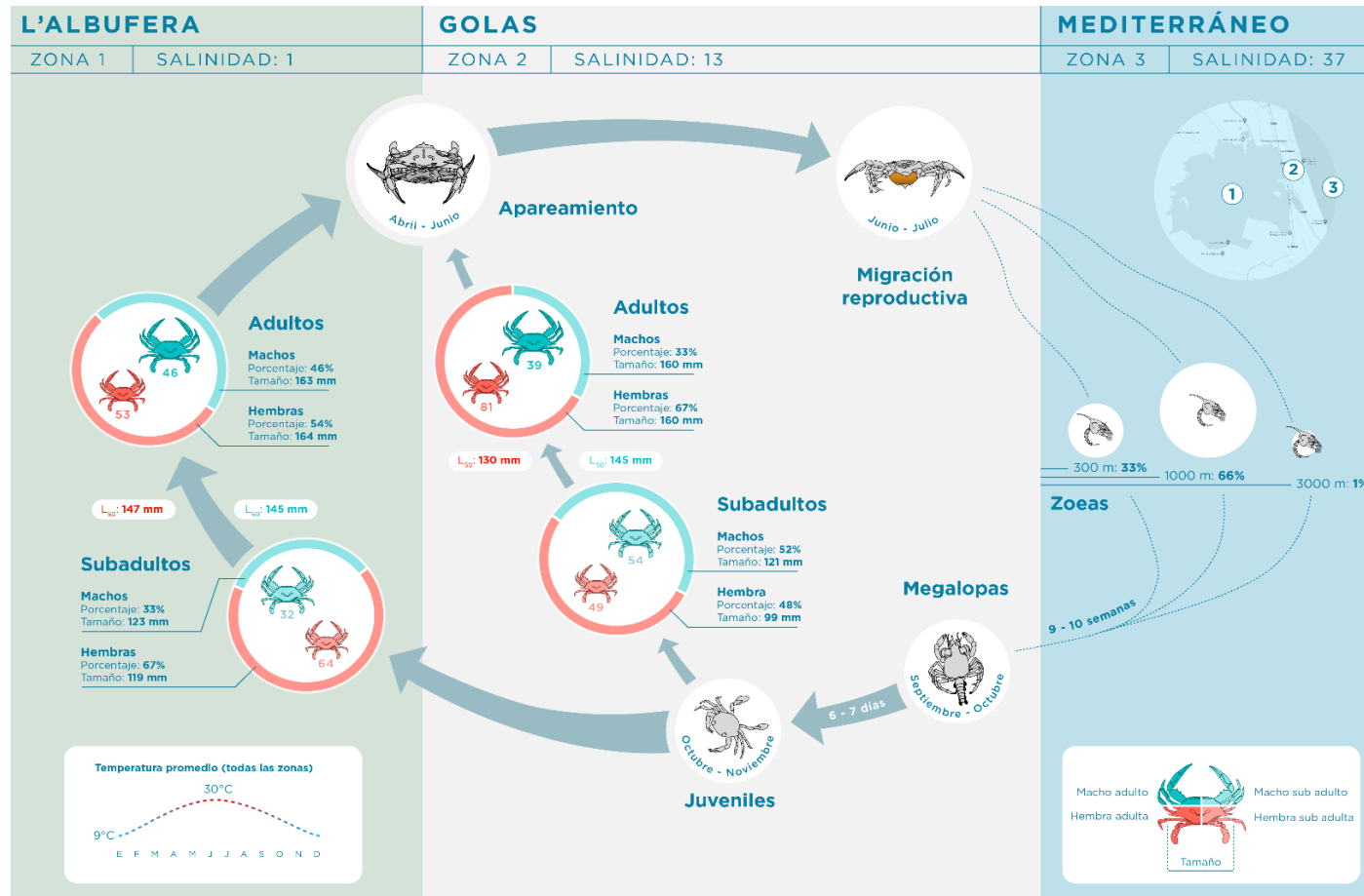


Figura 5.3: Modelo teórico visual simplificado del ciclo vital de *C. sapidus* en el entorno de L'Albufera de Valencia.

Capítulo 6: Conclusiones

El cangrejo azul *Callinectes sapidus* es una especie invasora con una amplia distribución global, cuya presencia ha aumentado en los últimos años en el Mediterráneo. En la presente tesis se han localizado cada una de las etapas del ciclo de vida de *C. sapidus* en el hábitat invadido de L'Albufera de Valencia y sus aguas costeras adyacentes. En el caso de las zoeas, se presenta la primera descripción documentada de su distribución espacial y temporal en el Mediterráneo.

Respecto de la distribución espacial y temporal de zoeas, se detectó una pauta espacial bien definida, con la mayor presencia de zoeas a 1000 m de la línea de costa (66.3 %), una presencia moderada a 300 m (33.7 %) y una ausencia casi total a 3000 m (<0.1 %). Esta distribución podría ser debida a la zona de eclosión elegida por las hembras ovígeras, próxima a la costa, además del régimen de corrientes de la zona. Las zoeas estuvieron presentes en el zooplancton desde junio a octubre, pero en cantidades muy variables. El periodo comprendido entre el 18 de julio y el 26 de agosto incluyó el 78.4 % del total de zoeas de *C. sapidus*.

Respecto a la tolerancia de las zoeas a la alta salinidad del Mediterráneo, la bibliografía indica que podrían no estar especialmente bien adaptadas. Que la especie se haya implantado con éxito a pesar de esta aparente desventaja, en una fase tan crítica, sugiere importantes ventajas en otras etapas del ciclo vital, y/o ventajas de otro tipo en la fase planctónica. Como posible ventaja competitiva, se evidenció un desfase entre los picos de abundancia máxima de *C. sapidus* y otros decápodos. Las zoeas de *C. sapidus* representaron una proporción notable del total de zoeas localizadas (26.4 %).

Respecto al patrón de ingreso en los sistemas estuarinos por parte de megalopas y juveniles, se detectó una pauta consistente durante 4 años en la gola de Perelló en la cual septiembre y octubre fueron los meses más representativos para megalopas, y octubre y noviembre para juveniles. En 2022, se detectaron dos pautas de invasión distintas en los canales de conexión de L'Albufera con el Mediterráneo, consistente en una mayoría de megalopas o de juveniles. Posiblemente la salinidad fue el factor más importante que condicionó dichas pautas. Comparativamente con los años previos, en 2023 hubo un marcado descenso de megalopas y juveniles, que podría ser consecuencia de las bajas precipitaciones de la zona y la gestión de las

compuertas de las golas. Las megalopas se ayudan de señales químicas para encontrar las entradas a los sistemas estuarinos, proceso que se ve dificultado si el flujo saliente es limitado. Una vez ingresan en el sistema estuarino, la duración restante de la fase megalopa es de 6-7 d.

El tiempo de instalación de los colectores pasivos para el muestreo de megalopas y juveniles tiene una gran influencia sobre qué etapa temprana del ciclo de vida se va a capturar. El tiempo máximo de acumulación de megalopas fue de menos de un día, posiblemente porque lo abandonan con la pleamar nocturna. Por el contrario, los juveniles se beneficiaron de un tiempo de instalación más largo, dado que el atractivo del colector aumenta con el paso del tiempo, probablemente debido al desarrollo de una comunidad bioincrustante.

Respecto de la caracterización de la población de adultos y subadultos de *C. sapidus*, el tamaño promedio resultó superior al documentado en diversas poblaciones, tanto de hábitats nativos como invadidos. La talla de primera madurez también resultó elevada. Probablemente, esto es debido a que en L'Albufera, *C. sapidus* dispone de alimento en abundancia. Además, debido a su reciente implantación, aún no se ha dado el proceso de selección de tallas que puede ocurrir mediante la pesca. La proporción de sexos mostró una abundancia de hembras (60%) sobre machos (40%), similar a la de las poblaciones localizadas en las desembocaduras de los estuarios nativos. Existe una diferencia significativa en el tamaño de las hembras inmaduras entre el sector interior y exterior, consecuencia del brusco cambio de salinidad creado por las compuertas, siendo la maduración sexual más rápida en entornos más salinos.

Respecto de los resultados de las técnicas de modelado y los experimentos de competencia, *P. marmoratus* no resultó especialmente afectado por *C. sapidus* en las condiciones experimentales simuladas, y la capacidad de huida ante rivales más fuertes se vería incrementada en un entorno natural. En L'Albufera, *P. clarkii* es el principal afectado por la presencia de *C. sapidus* debido a que comparten un nicho ecológico muy similar, además de existir depredación de *C. sapidus* sobre *P. clarkii*. Por el contrario, otros grupos funcionales no se ven afectados en gran medida por la presencia del cangrejo azul, generalmente porque sus biomásas son muy grandes. Tener la capacidad de prever impactos sobre otras especies, en particular las que resultan especialmente

valiosas, bien por su rendimiento económico o por su estado de protección, permite establecer medidas de gestión antes de que resulten dañadas. En base a las simulaciones realizadas, la pesca se revela como una eficaz herramienta de control, que impide que la población de *C. sapidus* incremente de forma notable en L'Albufera. El máximo de biomasa de *C. sapidus* presente en L'Albufera durante 2021 podría haber estado relacionado con la declaración del estado de alarma por la COVID 19, que retiró la presión pesquera, tanto profesional como deportiva, unos meses durante 2020.

Bibliografia

- Abbe, G.R., 2002. Decline in size of male blue crabs (*Callinectes sapidus*) from 1968 to 2000 near Calvert Cliffs, Maryland. *Estuaries* 25, 105-114. <https://doi.org/10.1007/BF02696054>
- Ashton, W.D., 1972. The logit transformation, with special reference to its use in bioassay. *Griffin's statistical monographs and courses.*, 1-76.
- Aslan, H., Polito, M.J., 2021. Trophic ecology of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* as an invasive non-native species in the Aegean Sea. *Biological Invasions* 23, 2289-2304. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02506-7>
- Atar, H.H., Seçer, S., 2003. Width/length-weight relationships of the blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun 1896) population living in Beymelek Lagoon Lake. *Turkish Journal of Veterinary & Animal Sciences* 27, 443-447.
- Avamet, Associació Valenciana de Meteorologia 'Josep Peinado'. <https://www.avamet.org/mx-any.php?id=c21m235e03&data=2023-01-01>.
Fecha de acceso: 13/01/2024
- Aydin, M., Karadurmuş, U., Tunca, E., 2014. Biological characteristics of *Pachygrapsus marmoratus* in the southern Black Sea (Turkey). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 94, 1441-1449. <https://doi.org/10.1017/S0025315414000253>
- 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.
- Berglund, A., 1981. Sex dimorphism and skewed sex ratios in the prawn species *Palaemon adspersus* and *P. squilla*. *Oikos*, 158-162. <https://doi.org/10.2307/3544440>
- Bishop, T.D., Miller, H.L., Walker, R.L., Hurley, D.H., Menken, T., Tilburg, C.E., 2010. Blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) settlement at three Georgia (USA) estuarine sites. *Estuaries and coasts* 33, 688-698. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9259-4>
- Blanco, S., Romo, S., Villena, M.-J., Martínez, S., 2003. Fish communities and food web interactions in some shallow Mediterranean lakes. *Hydrobiologia* 506, 473-480. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008583.05327.da>
- Blanco, S., Romo, S., 2006. Ichthyofauna of Lake Albufera of Valencia (Spain): past and present status. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Sección Biológica* 101, 45-56.
- BOE-A-2016-3357, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. [https://www.boe.es/eli/es/res/2016/03/28/\(1\)/dof/spa/pdf](https://www.boe.es/eli/es/res/2016/03/28/(1)/dof/spa/pdf)
- Brando, V.E., Ceccarelli, R., Libralato, S., Ravagnan, G., 2004. Assessment of environmental management effects in a shallow water basin using mass-balance models. *Ecological Modelling* 172, 213-232. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.008>

- Brey, T., 2001. The Virtual Handbook on Population Dynamics. Population Dynamics in Benthic Invertebrates: A Virtual Handbook. <http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook>. Fecha de acceso: 2019
- Brylawski, B.J., Miller, T.J., 2006. Temperature-dependent growth of the blue crab (*Callinectes sapidus*): a molt process approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 1298-1308. <https://doi.org/10.1139/f06-011>
- Bueno-Pardo, J., García-Seoane, E., Sousa, A.I., Coelho, J.P., Morgado, M., Frankenbach, S., Ezequiel, J., Vaz, N., Quintino, V., Rodrigues, A.M., 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>
- Cameron, J.N., 1978. NaCl balance in blue crabs, *Callinectes sapidus*, in fresh water. *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 123, 127-135.
- Cammen, L.M., 1979. Ingestion rate: an empirical model for aquatic deposit feeders and detritivores. *Oecologia* 44, 303-310. <https://doi.org/10.1007/BF00545232>
- Cannicci, S., Paula, J., Vannini, M., 1999. Activity pattern and spatial strategy in *Pachygrapsus marmoratus* (Decapoda: Grapsidae) from Mediterranean and Atlantic shores. *Marine Biology* 133, 429-435. <https://doi.org/10.1007/s002270050481>
- Cannicci, S., Gomei, M., Boddi, B., Vannini, M., 2002. Feeding habits and natural diet of the intertidal crab *Pachygrapsus marmoratus*: opportunistic browser or selective feeder? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 983-1001. <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0869>
- Cannicci, S., Gomei, M., Dahdouh-Guebas, F., Rorandelli, R., Terlizzi, A., 2007. Influence of seasonal food abundance and quality on the feeding habits of an opportunistic feeder, the intertidal crab *Pachygrapsus marmoratus*. *Marine Biology* 151, 1331-1342. <https://doi.org/10.1007/s00227-006-0570-3>
- 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, 233-240. <https://doi.org/10.1023/A:1013106905602>
- Carr, S.D., Tankersley, R.A., Hench, J.L., Forward, R.B., Luettich, R.A., 2004. Movement patterns and trajectories of ovigerous blue crabs *Callinectes sapidus* during the spawning migration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, 567-579. [10.1016/j.ecss.2004.02.012](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.02.012)
- Carrozzo, L., Potenza, L., Carlino, P., Costantini, M.L., Rossi, L., Mancinelli, G., 2014. Seasonal abundance and trophic position of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun 1896 in a Mediterranean coastal habitat. *Rendiconti Lincei* 25, 201-208. [10.1007/s12210-014-0297-x](https://doi.org/10.1007/s12210-014-0297-x)
- Casalduero, F.G., Esplá, A.R., Muñoz, A.I., Castillo, F.G., Hernández, F.M., González-Carrión, F., 2016. Alloctonous marine invertebrates in the Mar Menor lagoon,

- Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado. Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad, pp. 157-178.
- Castejón, D., Guerao, G., 2013. A new record of the American blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae), from the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. *BioInvasions Records* 2, 141-143. <https://doi.org/10.3391/bir.2013.2.2.08>
- Castellani, C., Edwards, M., 2017. *Marine Plankton: A practical guide to ecology, methodology, and taxonomy*. Oxford University Press.
- Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana, 2017. https://mediambient.gva.es/documents/91061501/164096126/IT09_2017+Censos+aves+acuaticas+nidificantes+en+zonas+humedas+2017.pdf/f1988d63-7762-44ea-9845-7a7a03b0198f?t=1514366527560
- Chen, J., 2015. Decision rules of blue crab (*Callinectes sapidus*) movement in wind-driven systems.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., Forrest, R., 2008. *Ecopath with Ecosim: a user's guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver 154, 31.
- Chucholl, C., 2013. Feeding ecology and ecological impact of an alien 'warm-water' omnivore in cold lakes. *Limnologia* 43, 219-229. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2012.10.001>
- Cilenti, L., Lago, N., Lillo, A.O., Veli, D.L., Scirocco, T., Mancinelli, G., 2024. Soft-Shell Production of the Invasive Atlantic Blue Crab *Callinectes sapidus* in the Lesina Lagoon (Se Italy). <https://doi.org/10.3390/jmse12020310>
- Clavero, M., Franch, N., Bernardo-Madrid, R., López, V., Abelló, P., Queral, J.M., Mancinelli, G., 2022. Severe, rapid and widespread impacts of an Atlantic blue crab invasion. *Marine Pollution Bulletin* 176, 113479. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113479>
- Costlow, J.D., Bookhout, C.G., 1959. The larval development of *Callinectes sapidus* Rathbun reared in the laboratory. *The Biological Bulletin* 116, 373-396. <https://doi.org/10.2307/1538947>
- Costlow, J.D., 1967. The effect of salinity and temperature on survival and metamorphosis of megalops of the blue crab *Callinectes sapidus*. *Helgolander Wiss. Meeresunters* 15, 84-97. <https://doi.org/10.1007/BF01618611>
- CSIC, 2020. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. <http://www.vertebradosibericos.org/>. Fecha de acceso:
- Davenport, J., Burnell, G.M., Cross, T., Emmerson, M., McAllen, R., Ramsay, R., Rogan, E., 2009. *Challenges to marine ecosystems: proceedings of the 41st European Marine Biology Symposium*. Springer Science & Business Media.
- DeRivera, C.E., Ruiz, G.M., Hines, A.H., Jivoff, P., 2005. Biotic resistance to invasion: native predator limits abundance and distribution of an introduced crab. *Ecology* 86, 3364-3376.

- DeVries, M.C., Tankersley, R.A., Forward, R.B., Kirby-Smith, W.W., Luettich, R.A., 1994. Abundance of estuarine crab larvae is associated with tidal hydrologic variables. *Marine Biology* 118, 403-413. <https://doi.org/10.1007/BF00350297>
- Dittel, A.I., Epifanio, C.E., 1982. Seasonal abundance and vertical distribution of crab larvae in Delaware Bay. *Estuaries* 5, 197-202. <https://doi.org/10.2307/1351835>
- 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, 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.
- Elton, C.S., 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4899-7214-9>
- Encarnação, J., Baptista, V., Teodósio, M.A., Morais, P., 2021. Low-cost citizen science effectively monitors the rapid expansion of a marine invasive species. *Frontiers in Environmental Science* 9, 752705. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.752705>
- Epifanio, C., Valenti, C., Pembroke, A., 1984. Dispersal and recruitment of blue crab larvae in Delaware Bay, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 18, 1-12. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(84\)90002-7](https://doi.org/10.1016/0272-7714(84)90002-7)
- Epifanio, C., Garvine, R., 2001. Larval transport on the Atlantic continental shelf of North America: a review. *Estuarine, coastal and shelf Science* 52, 51-77.
- Epifanio, C.E., 1988. Dispersal strategies of two species of swimming crab on the continental shelf adjacent to Delaware Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 243-248.
- Epifanio, C.E., 2019. Early life history of the blue crab *Callinectes sapidus*: a review. *Journal of Shellfish Research* 38, 1-22. <https://doi.org/10.2983/035.038.0101>
- Erguden, S., 2013. Age, growth, sex ratio and diet of eastern mosquitofish *Gambusia holbrooki* Girard, 1859 in Seyhan Dam Lake (Adana/Turkey).
- Falco, S., 2003. Comportamiento de los nutrientes en un estuario estratificado: caso del delta del Ebro. *Universitat Politècnica de València*.
- Falk-Petersen, J., 2004. Ecosystem effects of red king crab invasion. A modelling approach using Ecopath with Ecosim. *Universitetet i Tromsø*.
- Fassatoui, C., Hatira, S., Romdhane, M.S., 2021. Size-weight relationships and condition factor of the invasive Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae) from northern Tunisia: a preliminary investigation. *Journal of Crustacean Biology* 41, ruab039. doi.org/10.1093/jcabi/ruab039
- 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, 515-533.
<https://doi.org/10.5194/npg-11-515-2004>
- Fisher, M.R., 1999. Effect of temperature and salinity on size at maturity of female blue crabs. Transactions of the American Fisheries Society 128, 499-506.
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1999\)128%3C0499:EOTASO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1999)128%3C0499:EOTASO%3E2.0.CO;2)
- Forward, R.B., Swanson, J., Tankersley, R.A., Welch, J.M., 1997a. Endogenous swimming rhythms of blue crab, *Callinectes sapidus*, megalopae: effects of offshore and estuarine cues. Marine Biology 127, 621-628.
<https://doi.org/10.1007/s002270050052>
- Forward, R.B., Tankersley, R.A., Blondel, D., Rittschof, D., 1997b. Metamorphosis of the blue crab *Callinectes sapidus*: effects of humic acids and ammonium. Marine Ecology Progress Series 157, 277-286.
<http://doi.org/doi:10.3354/meps157277>
- Forward, R.B., Tankersley, R., Smith, K., Welch, J., 2003a. Effects of chemical cues on orientation of blue crab, *Callinectes sapidus*, megalopae in flow: implications for location of nursery areas. Marine Biology 142, 747-756.
<https://doi.org/10.1007/s00227-002-0966-7>
- Forward, R.B., Tankersley, R., Welch, J., 2003b. Selective tidal-stream transport of the blue crab *Callinectes sapidus*: an overview. Bulletin of Marine Science 72, 347-365.
- Froese, R., Pauly, D., 2019. Fishbase. www.fishbase.org version (10/2023). Fecha de acceso: 2019
- Galanidi, M., Aissi, M., Ali, M., Bakalem, A., Bariche, M., Bartolo, A.G., Bazairi, H., Beqiraj, S., Bilecenoglu, M., Bitar, G., 2023. Validated inventories of non-indigenous species (NIS) for the Mediterranean Sea as tools for regional policy and patterns of NIS spread. Diversity 15, 962.
<https://doi.org/10.3390/d15090962>
- Galil, B.S., 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. Marine pollution bulletin 55, 314-322.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.008>
- Galil, B.S., Clark, P.F., Carlton, J.T., 2011. In the wrong place-alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts. Springer Science & Business Media.
<https://doi.org/10.1007/978-94-007-0591-3>
- Garcia, L., Pinya, S., Colomar, V., París, T., Puig, M., Rebassa, M., Mayol, J., 2018. The first recorded occurrences of the invasive crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) in coastal lagoons of the Balearic Islands (Spain). BioInvasions Records 7, 191-196.
- Generalitat Valenciana, 2012. Memoria de Gestión Técnica.
- Gil-Fernández, A., 2018. Análisis de la dieta de *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) en ambientes recientemente invadidos del Golfo de Valencia.
- Glamuzina, L., Conides, A., Mancinelli, G., Glamuzina, B., 2021. A comparison of traditional and locally novel fishing gear for the exploitation of the invasive

- Atlantic blue crab in the Eastern Adriatic Sea. *Journal of marine science and engineering* 9, 1019. <https://doi.org/10.3390/jmse9091019>
- González-Ortegón, E., Berger, S., Encarnação, J., Chairi, H., Morais, P., Teodosio, M.A., Oliva-Paterna, F.J., Schubart, C.D., Cuesta, J.A., 2022. Free Pass Through the Pillars of Hercules? Genetic and Historical Insights Into the Recent Expansion of the Atlantic Blue Crab *Callinectes sapidus* to the West and the East of the Strait of Gibraltar. *Frontiers in Marine Science*, 1121. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.918026>
- González del Río, J., Romero, I., Falco, S., Rodilla, M., Saez, M., Sierra, J., Sánchez-Arcilla, A., Mösso, C., 2010. Changes in phytoplankton population along the saline gradient of the Júcar Estuary and Plume. *Journal of Coastal Research*, 63-68. <https://doi.org/10.2112/1551-5036-47.sp1.63>
- Hartnoll, R., 1978. The determination of relative growth in Crustacea. *Crustaceana*, 281-293. <https://doi.org/10.1163/156854078X00844>
- Heck Jr, K.L., Coen, L.D., 1995. Predation and the abundance of juvenile blue crabs: a comparison of selected east and gulf coast (USA) studies. *Bulletin of Marine Science* 57, 877-883.
- Heck Jr, K.L., Spitzer, P.M., 2001. Post settlement mortality of juvenile blue crabs: patterns and processes, *Proceedings of the Blue Crab Mortality Symposium*. Gulf States Marine Fisheries Commission, Ocean Springs, MS, pp. 18-27.
- Hernández-Crespo, C., Martín, M., 2015. Determination of background levels and pollution assessment for seven metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Mn) in sediments of a Mediterranean coastal lagoon. *Catena* 133, 206-214. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.05.013>
- 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. Universitat Politècnica de València.
- Hines, A.H., Lipcius, R.N., Haddon, A.M., 1987. Population dynamics and habitat partitioning by size, sex, and molt stage of blue crabs *Callinectes sapidus* in a sub-estuary of central Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 36, 55-64. [10.3354/meps036055](https://doi.org/10.3354/meps036055)
- Hines, A.H., Jivoff, P.R., Bushmann, P.J., van Montfrans, J., Reed, S.A., Wolcott, D.L., Wolcott, T.G., 2003. Evidence for sperm limitation in the blue crab, *Callinectes sapidus*. *Bulletin of Marine Science* 72, 287-310.
- Hines, A.H., 2007. Ecology of juvenile and adult blue crabs, in: Kennedy, V.S., Cronin, L.E. (Eds.), *The blue crab Callinectes sapidus*. Maryland Sea Grant College University of Mary, pp. 565–654.
- Howarth, R., Chan, F., Conley, D.J., Garnier, J., Doney, S.C., Marino, R., Billen, G., 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, 18-26. <https://doi.org/10.1890/100008>

- Hubert, W.A., Fabrizio, M.C., 2007. Relative abundance and catch per unit effort. Analysis and interpretation of freshwater fisheries data. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 279-325.
- Hyman, A., Miller, C., Shi, D., Lipcius, R., 2023. Effects of structural complexity and water depth on the juvenile blue crab *Callinectes sapidus* in a simulated salt marsh mesocosm. bioRxiv, 2023.2001. 2023.524977. <https://doi.org/10.1101/2023.01.23.524977>
- Hyman, A.C., Chiu, G.S., Fabrizio, M.C., Lipcius, R.N., 2022. Spatiotemporal modeling of nursery habitat using Bayesian inference: Environmental drivers of juvenile blue crab abundance. *Frontiers in Marine Science* 9, 271. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.834990>
- Hyman, A.C., Chiu, G.S., Seebo, M.S., Smith, A., Saluta, G.G., Lipcius, R.N., 2024. Ontogenetic patterns in juvenile blue crab density: effects of habitat and turbidity in a Chesapeake Bay tributary. *Marine Ecology Progress Series* 729, 135-150. <https://doi.org/10.3354/meps14490>
- Jivoff, P.R., Able, K.W., 2003. Blue crab, *Callinectes sapidus*, response to the invasive common reed, *Phragmites australis*: Abundance, size, sex ratio, and molting frequency. *Estuaries* 26, 587-595. <https://doi.org/10.1007/BF02823733>
- Jivoff, P.R., Hines, A.H., Quackenbush, S., 2007. Reproduction and embryonic development. Blue crab: *Callinectes sapidus*.
- Jivoff, P.R., Smith, J.M., Sodi, V.L., VanMorter, S.M., Faugno, K.M., Werda, A.L., Shaw, M.J., 2017. Population structure of adult blue crabs, *Callinectes sapidus*, in relation to physical characteristics in Barnegat Bay, New Jersey. *Estuaries and Coasts* 40, 235-250. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0127-8>
- Johnson, D.S., 2015. The savory swimmer swims north: a northern range extension of the blue crab *Callinectes sapidus*? *Journal of Crustacean Biology* 35, 105-110. <https://doi.org/10.1163/1937240X-00002293>
- Jones, M., Epifanio, C., 1995. Settlement of brachyuran megalopae in Delaware Bay: an analysis of time series data. *Marine Ecology Progress Series* 125, 67-76. <http://doi.org/10.3354/meps125067>
- Jorgensen, S.E., Nielsen, S.N., Jorgensen, L., 1991. Handbook of ecological parameters and ecotoxicology, Handbook of ecological parameters and ecotoxicology. Elsevier Editora.
- Kahn, D.M., Helser, T.E., 2005. Abundance, dynamics and mortality rates of the Delaware Bay stock of blue crabs, *Callinectes sapidus*. *Journal of Shellfish Research* 24, 269-284. [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2005\)24\[269:ADAMRO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2005)24[269:ADAMRO]2.0.CO;2)
- Kao, Y.-C., Adlerstein, S., Rutherford, E., 2014. The relative impacts of nutrient loads and invasive species on a Great Lakes food web: an Ecopath with Ecosim analysis. *Journal of Great Lakes Research* 40, 35-52.
- Kevrekidis, K., Antoniadou, C., 2018. Abundance and population structure of the blue crab *Callinectes sapidus* (Decapoda, Portunidae) in Thermaikos Gulf (Methoni Bay), northern Aegean Sea. *Crustaceana* 91, 641-657.

- Kourantidou, M., Cuthbert, R.N., Haubrock, P.J., Novoa, A., Taylor, N.G., Leroy, B., Capinha, C., Renault, D., Angulo, E., Diagne, C., 2021. Economic costs of invasive alien species in the Mediterranean basin. *NeoBiota* 67, 427-458. [10.3897/neobiota.67.58926](https://doi.org/10.3897/neobiota.67.58926)
- Langseth, B.J., Rogers, M., Zhang, H., 2012. Modeling species invasions in Ecopath with Ecosim: an evaluation using Laurentian Great Lakes models. *Ecological Modelling* 247, 251-261.
- Laughlin, R.A., 1982. Feeding habits of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, in the Apalachicola estuary, Florida. *Bulletin of Marine Science* 32, 807-822.
- Le Cren, E.D., 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*, 201-219. <https://doi.org/10.2307/1540>
- Leffler, C., 1972. Some effects of temperature on the growth and metabolic rate of juvenile blue crabs, *Callinectes sapidus*, in the laboratory. *Marine Biology* 14, 104-110. <https://doi.org/10.1007/BF00373209>
- Lipcius, R.N., Stockhausen, W.T., 2002. Concurrent decline of the spawning stock, recruitment, larval abundance, and size of the blue crab *Callinectes sapidus* in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 226, 45-61. doi.org/10.3354/meps226045
- Liu, Z., Wu, X., Wang, W., Yan, B., Cheng, Y., 2014. Size distribution and monthly variation of ovarian development for the female blue swimmer crab, *Portunus pelagicus* in Beibu Gulf, off south China. *Scientia Marina* 78, 257-268. <https://doi.org/10.3989/scimar.03919.24a>
- Long, W.C., Grow, J.N., Majoris, J.E., Hines, A.H., 2011. Effects of anthropogenic shoreline hardening and invasion by *Phragmites australis* on habitat quality for juvenile blue crabs (*Callinectes sapidus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 409, 215-222. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.08.024>
- López-Gunn, E., Willaarts, B., Rica, M., Corominas, J., Llamas, R., 2013. The Spanish water “pressure cooker”: threading the interplay between resource resilient water governance outcomes by strengthening the robustness of water governance processes. *International Journal of Water Governance* 1, 13-40. <https://doi.org/10.7564/12-IJWG8>
- Lorán Núñez, R.M., Valdez, A.J., Escudero, F., 1993. Algunos aspectos poblacionales de las jaibas *Callinectes* spp en la Laguna de Alvarado, Veracruz. *Ciencia Pesquera*, 15-31.
- Lv, S., Zhang, Y., Liu, H.-X., Zhang, C.-W., Steinmann, P., Zhou, X.-N., Utzinger, J., 2009. *Angiostrongylus cantonensis*: morphological and behavioral investigation within the freshwater snail *Pomacea canaliculata*. *Parasitology research* 104, 1351-1359.
- MacDonald, J.A., Roudez, R., Glover, T., Weis, J.S., 2007. The invasive green crab and Japanese shore crab: behavioral interactions with a native crab species, the blue

- crab. *Biological Invasions* 9, 837-848. <https://doi.org/10.1007/s10530-006-9085-6>
- Mancinelli, G., Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapiris, K., Katselis, G., Ribeiro, F., 2017a. 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.
- Mancinelli, G., Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapiris, K., Katselis, G., Ribeiro, F., 2017b. The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution, impact and prospective invasion management strategies. *Marine pollution bulletin* 119, 5-11. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.050>
- Mancinelli, G., Bardelli, R., Zenetos, A., 2021. A global occurrence database of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus*. *Scientific Data* 8, 111. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00888-w>
- Mantelatto, F.L., Reigada, A.L., Gatti, A.C., Cuesta, J.A., 2014. Morphology of the first zoeal stages of five species of the portunid genus *Callinectes* (Decapoda, Brachyura) hatched at the laboratory. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 86, 755-768. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201420130030>
- Marchessaux, G., Bosch-Belmar, M., Cilenti, L., Lago, N., Mangano, M.C., Marsiglia, N., Sarà, G., 2022. The invasive blue crab *Callinectes sapidus* thermal response: Predicting metabolic suitability maps under future warming Mediterranean scenarios. *Frontiers in Marine Science* 9, 1055404. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1055404>
- Marchessaux, G., Gjoni, V., Sarà, G., 2023. Environmental drivers of size-based population structure, sexual maturity and fecundity: A study of the invasive blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in the Mediterranean Sea. *PLoS one* 18, e0289611. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0289611>
- Martín, M., Hernández-Crespo, C., Andrés-Doménech, I., Benedito-Durá, V., 2020. Fifty years of eutrophication in the Albufera lake (Valencia, Spain): Causes, evolution and remediation strategies. *Ecological Engineering* 155, 105932. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105932>
- Martínez-Fort, J., Donat-Torres, M.P., 2020. *Spartina* Genus in the Valencian Litoral (Spain), *Handbook of Halophytes: From Molecules to Ecosystems towards Biosaline Agriculture*. Springer, pp. 1-31. https://doi.org/10.1007/978-3-030-17854-3_24-1#DOI
- Mense, D.J., Wenner, E.L., 1989. Distribution and abundance of early life history stages of the blue crab, *Callinectes sapidus*, in tidal marsh creeks near Charleston, South Carolina. *Estuaries* 12, 157-168. <https://doi.org/10.2307/1351820>
- Millikin, M.R., Williams, A.B., 1984. Synopsis of biological data on the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun. NOAA technical report NMFS.
- 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). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte*

- Limnologie: Verhandlungen 28, 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. Universitat Politècnica de València.
- Morais, P., Gaspar, M., Garel, E., Baptista, V., Cruz, J., Cerveira, I., Leitao, F., Teodosio, M., 2019. The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 expands its non-native distribution into the Ria Formosa lagoon and the Guadiana estuary (SW-Iberian Peninsula, Europe). *BioInvasions Records* 8, 123-133. 10.3391/bir.2019.8.1.14
- Morales, J.A., 2018. The Spanish Coastal Systems: Dynamic Processes, Sediments and Management. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-93169-2>
- Morgan, S.G., 1990. Impact of planktivorous fishes on dispersal, hatching, and morphology of estuarine crab larvae. *Ecology* 71, 1639-1652.
- Nehring, S., 2011. Invasion history and success of the American blue crab *Callinectes sapidus* in European and adjacent waters, In the wrong place-alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts. Springer, pp. 607-624.
- Newcombe, C., Campbell, F., Am, E., 1949. A study of the form and growth of the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun. *Growth* 13, 71-96.
- Ogburn, M., Diaz, H., Forward, R.B., 2009. Mechanisms regulating estuarine ingress of blue crab *Callinectes sapidus* megalopae. *Marine Ecology Progress Series* 389, 181-192. <https://doi.org/10.3354/meps08139>
- Olmi, E.J., 1994. Vertical migration of blue crab *Callinectes sapidus* megalopae: implications for transport in estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 113, 39. <https://doi.org/10.3354/meps113039>
- 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, 447-453. <https://doi.org/10.1071/MF98015>
- Pan, J.-X., Fang, K.-T., Pan, J.-X., Fang, K.-T., 2002. Maximum likelihood estimation. Growth curve models and statistical diagnostics, 77-158.
- Pauly, D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES journal of Marine Science* 39, 175-192. <https://doi.org/10.1093/icesjms/39.2.175>
- Pereira, M.J., Branco, J.O., Christoffersen, M.L., Freitas, F., Fracasso, H.A.A., Pinheiro, T.C., 2009. Population biology of *Callinectes danae* and *Callinectes sapidus* (Crustacea: Brachyura: Portunidae) in the south-western Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89, 1341-1351. <https://doi.org/10.1017/S0025315409000605>
- Pérez-Bote, J., 2005. Feeding ecology of the exotic red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in the Guadiana River (SW Iberian Peninsula). *Crustaceana* 77, 1375-1387. <https://doi.org/10.1163/1568540043166001>

- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., 2014. Ecology and distribution of *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus 1758). *Biology of European sea bass* 1. <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>
- Pessani, D., Tirelli, T., Flagella, S., 2004. Key for the identification of Mediterranean brachyuran megalopae. *Mediterranean Marine Science* 5, 53-64. <https://doi.org/10.12681/mms.203>
- Phillipson, J., Abel, A., Steel, J., Woodell, S., 1977. Nematode numbers, biomass and respiratory metabolism in a beech woodland—Wytham Woods, Oxford. *Oecologia* 27, 141-155. <https://doi.org/10.1007/BF00345819>
- Pihl, L., Baden, S., Diaz, R., 1991. Effects of periodic hypoxia on distribution of demersal fish and crustaceans. *Marine biology* 108, 349-360. <https://doi.org/10.1007/BF01313644>
- Pinnegar, J.K., Tomczak, M.T., Link, J.S., 2014. How to determine the likely indirect food-web consequences of a newly introduced non-native species: a worked example. *Ecological Modelling* 272, 379-387.
- Plagányi, É.E., 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries.
- Polovina, J.J., 1984. An overview of the ECOPATH model. *Fishbyte* 2, 5-7.
- Pons, P., 2024. El cangrejo azul, una plaga que salta a la cocina. <https://valenciaplaza.com/el-cangrejo-azul-una-plaga-que-salta-a-la-cocina>. Fecha de acceso: 30/03/2024
- Prado, P., Ibanez, 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>
- Prado, P., Peñas, A., Ibáñez, C., Cabanes, P., Jornet, L., Álvarez, N., Caiola, N., 2020. Prey size and species preferences in the invasive blue crab, *Callinectes sapidus*: Potential effects in marine and freshwater ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 245, 106997. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106997>
- Prado, P., Ibáñez, C., Chen, L., Caiola, N., 2021. Feeding habits and short-term mobility patterns of blue crab, *Callinectes sapidus*, across invaded habitats of the Ebro Delta subjected to contrasting salinity. *Estuaries and Coasts* 45, 839-855. <https://doi.org/10.1007/s12237-021-01004-2>
- Prado, P., Baeta, M., Mestre, E., Solis, M.A., Sanauja, I., Gairin, I., Camps-Castellà, J., Falco, S., Ballesteros, M., 2024. Trophic role and predatory interactions between the blue crab, *Callinectes sapidus*, and native species in open waters of the Ebro Delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 108638. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108638>

- Prager, M.H., McConaugha, J.R., Jones, C.M., Geer, P.J., 1990. Fecundity of blue crab, *Callinectes sapidus*, in Chesapeake Bay: biological, statistical and management considerations. *Bulletin of Marine Science* 46, 170-179.
- Prat, N., Rieradevall, M., 1995. Life cycle and production of Chironomidae (Diptera) from Lake Banyoles (NE Spain). *Freshwater Biology* 33, 511-524. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb00410.x>
- Programa de seguimiento de zonas húmedas, 2020. Generalitat Valenciana. <https://mediambient.gva.es/es/web/espacios-naturales-prottegidos/programa-de-seguimiento-de-zonas-humedas>. Fecha de acceso:
- Provenzano Jr, A.J., McConaugha, J.R., Philips, K.B., Johnson, D.F., Clark, J., 1983. Vertical distribution of first stage larvae of the blue crab, *Callinectes sapidus*, at the mouth of Chesapeake Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 16, 489-499. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(83\)90081-1](https://doi.org/10.1016/0272-7714(83)90081-1)
- Puertos del Estado, 2022. REDMAR, Informe Anual 2022 de Valencia 3. <https://bancodatos.puertos.es//BD/informes/anuales/3/3651N22.pdf>
- Rabalais, N.N., Burditt Jr, R.F., Coen, L.D., Cole, B.E., Eleuterius, C., Heck Jr, K.L., McTigue, T.A., Morgan, S.G., Perry, H.M., Truesdale, F.M., 1995. Settlement of *Callinectes sapidus* megalopae on artificial collectors in four Gulf of Mexico estuaries. *Bulletin of Marine Science* 57, 855-876.
- Rakocinski, C.F., Perry, H.M., Abney, M.A., Larsen, K.M., 2003. Soft-sediment recruitment dynamics of early blue crab stages in Mississippi Sound. *Bulletin of Marine Science* 72, 393-408.
- Ramach, S., Darnell, M.Z., Avissar, N., Rittschof, D., 2009. Habitat use and population dynamics of blue crabs, *Callinectes sapidus*, in a high-salinity embayment. *Journal of Shellfish Research* 28, 635-640. <https://doi.org/10.2983/035.028.0328>
- Razek, F.A.A., Ismaiel, M., Ameran, M., 2016. Occurrence of the blue crab *Callinectes sapidus*, Rathbun, 1896, and its fisheries biology in Bardawil Lagoon, Sinai Peninsula, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 42, 223-229. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.04.005>
- Red Natura 2000, l'Albufera. <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=ES0000471#1>. Fecha de acceso: 04/01/2024
- Ribó, M., Puig, P., van Haren, H., 2015. Hydrodynamics over the Gulf of Valencia continental slope and their role in sediment transport. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 95, 54-66. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2014.10.004>
- Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Fish. Res. Board Can. Bull.* 191, 1-382.
- Rield, R., 1986. Fauna y flora del Mar Mediterráneo. Omega. Barcelona, 858.
- Rodríguez Martínez, J., 2016. Ecología.
- 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, 011-028. <https://doi.org/10.23818/limn.27.02>
- Rosas, C., Lazaro-Chavez, E., Bückle-Ramirez, F., 1994. Feeding habits and food niche segregation of *Callinectes sapidus*, *C. rathbunae*, and *C. similis* in a subtropical coastal lagoon of the Gulf of Mexico. *Journal of Crustacean Biology* 14, 371-382.
- Sahuquillo, M., Poquet, J., Rueda, J., Miracle, M., 2007. Macroinvertebrate communities in sediment and plants in coastal Mediterranean water bodies (Central Iberian Peninsula), *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. EDP Sciences, pp. 117-130. <https://doi.org/10.1051/limn/2007018>
- Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., 2001. The population biology of invasive species. *Annual review of ecology and systematics* 32, 305-332. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114037>
- Sandoz, M., Rogers, R., 1944. The effect of environmental factors on hatching, moulting, and survival of zoea larvae of the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun. *Ecology* 25, 216-228. <https://doi.org/10.2307/1930693>
- Schenk, S.C., Wainwright, P.C., 2001. Dimorphism and the functional basis of claw strength in six brachyuran crabs. *Journal of Zoology* 255, 105-119. <https://doi.org/10.1017/S0952836901001157>
- Schubart, C.D., Martin, J., Crandall, K., Felder, D., 2009. Mitochondrial DNA and decapod phylogenies: the importance of pseudogenes and primer optimization. *Decapod crustacean phylogenetics* 47, 65.
- Schubart, C.D., Delí, T., Mancinelli, G., Cilenti, L., Gil-Fernández, A., Falco, S., Berger, S., 2022. Phylogeography of the Atlantic Blue Crab *Callinectes sapidus* (Brachyura: Portunidae) in the Americas versus the Mediterranean Sea: Determining Origins and Genetic Connectivity of a Large-Scale Invasion. *Biology* 12, 35. <https://doi.org/10.3390/biology12010035>
- Seiter, S., Kingsolver, J., 2013. Environmental determinants of population divergence in life-history traits for an invasive species: climate, seasonality and natural enemies. *Journal of Evolutionary Biology* 26, 1634-1645. <https://doi.org/10.1111/jeb.12159>
- Servicio de Información sobre Sitios Ramsar, 2020. L'Albufera. <https://rsis Ramsar.org/es/ris/454>. Fecha de acceso: 22/01/2024
- Severino-Rodrigues, E., Musiello-Fernandes, J., Mour, Á.A., Branco, G.M., Canéo, V.O., 2013. Fecundity, reproductive seasonality and maturation size of *Callinectes sapidus* females (Decapoda: Portunidae) in the Southeast coast of Brazil. *Revista de Biología Tropical* 61, 595-602.
- Shahdadi, A., Schubart, C.D., 2018. Taxonomic review of *Perisesarma* (Decapoda: Brachyura: Sesarmidae) and closely related genera based on morphology and molecular phylogenetics: new classification, two new genera and the questionable phylogenetic value of the epibranchial tooth. *Zoological Journal*

- of the Linnean Society 182, 517-548.
<https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlx032>
- Sharov, A., Vølstad, J., Davis, G., Davis, B., Lipcius, R., Montane, M., 2003. Abundance and exploitation rate of the blue crab (*Callinectes sapidus*) in Chesapeake Bay. *Bulletin of Marine Science* 72, 543-565.
- Siegel, S., 1957. Nonparametric statistics. *The American Statistician* 11, 13-19.
- Smith, L.D., 1995. Effects of limb autotomy and tethering on juvenile blue crab survival from cannibalism. *Marine ecology progress series. Oldendorf* 116, 65-74.
- Smith, S.G., 1997. *Models of crustacean growth dynamics*. University of Maryland, College Park.
- Soria, J., Vera-Herrera, L., Calvo, S., Romo, S., Vicente, E., Sahuquillo, M., Sòria-Perpinyà, X., 2021. Residence time analysis in the albufera of Valencia, a Mediterranean Coastal Lagoon, Spain. *Hydrology* 8, 37.
<https://doi.org/10.3390/hydrology8010037>
- Soria, J.M., 2006. Past, present and future of la Albufera of Valencia Natural Park. *Limnetica* 25, 135-142. <https://doi.org/10.23818/limn.25.10>
- Soriano, Ó., 2003. Los quironómidos (Diptera, Chironornidae) de Madrid. Efecto de la regulación ejercida por el embalse del Vado (Guadalajara, España) sobre una comunidad de quironómidos.
- Streftaris, N., Zenetos, A., 2006. Alien marine species in the Mediterranean-the 100 'Worst Invasives' and their impact. *Mediterranean Marine Science* 7, 87-118.
- Stuck, K., Perry, H., Graham, D., Heard, R.W., 2009. Morphological characteristics of early life history stages of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, from the northern Gulf of Mexico with a comparison of studies from the Atlantic seaboard. *Gulf and Caribbean Research* 21, 37-55.
<https://doi.org/10.18785/gcr.2101.05>
- Sumer, C., Teksam, I., Karatas, H., Beyhan, T., Aydin, C.M., 2013. Growth and reproduction biology of the blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896, in the Beymelek Lagoon (Southwestern Coast of Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 13. https://doi.org/10.4194/1303-2712-v13_4_13
- Tagatz, M.E., 1965. The Fishery for Blue Crabs in the St. Johns River, Florida with Special Reference to Fluctuation in Yield Between 1961 and 1962. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Bureau of
- Tagatz, M.E., 1968. Biology of the blue crab, *Callinectes sapidus* rathbun,· In *The St. Johns River, Florida*. Fish B-Noaa 67.
- Tankersley, R., McKelvey, L., Forward, R.B., 1995. Responses of estuarine crab megalopae to pressure, salinity and light: implications for flood-tide transport. *Marine Biology* 122, 391-400. <https://doi.org/10.1007/BF00350871>
- Tankersley, R., Welch, J., Forward, R.B., 2002. Settlement times of blue crab (*Callinectes sapidus*) megalopae during flood-tide transport. *Marine Biology* 141, 863-875.
<https://doi.org/10.1007/s00227-002-0896-4>

- Tankersley, R.A., Wieber, M.G., Sigala, M.A., Kachurak, K.A., 1998. Migratory behavior of ovigerous blue crabs *Callinectes sapidus*: evidence for selective tidal-stream transport. *The Biological Bulletin* 195, 168-173. <https://doi.org/10.2307/1542824>
- Tesch, F.-W., Bartsch, P., 2003. *The eel*. Wiley Online Library. <http://dx.doi.org/10.1002/9780470995389>
- Tilburg, C.E., Reager, J.T., Whitney, M.M., 2005. The physics of blue crab larval recruitment in Delaware Bay: a model study. *Journal of Marine Research* 63, 471-495.
- Tilburg, C.E., Dittel, A.I., Epifanio, C.E., 2007. Retention of crab larvae in a coastal null zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 570-578. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.11.030>
- Tilburg, C.E., Dittel, A.I., Epifanio, C.E., 2009. High concentrations of blue crab (*Callinectes sapidus*) larvae along the offshore edge of a coastal current: effects of convergent circulation. *Fisheries Oceanography* 18, 135-146. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2009.00502.x>
- Türkmen, A., Türkmen, M., Tepe, Y., Mazlum, Y., Oymael, S., 2006. Metal concentrations in blue crab (*Callinectes sapidus*) and mullet (*Mugil cephalus*) in Iskenderun Bay, Northern East Mediterranean, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 77, 186-193. 10.1007/s00128-006-1049-0
- Tyler, S., 1991. *Turbellarian biology*. KLUWER ACADEMIC PUBL SPUIBOULEVARD 50, PO BOX 17, 3300 AA DORDRECHT, NETHERLANDS, pp. R5-R5.
- Van Engel, W., 1990. Development of the reproductively functional form in the male blue crab, *Callinectes sapidus*. *Bulletin of Marine Science* 46, 13-22.
- Van Engel, W.A., 1958. The blue crab and its fishery in Chesapeake Bay. Part 1. Reproduction, early development, growth and migration. *Commercial fisheries review* 20, 6.
- van Montfrans, J., Peery, C.A., Orth, R.J., 1990. Daily, monthly and annual settlement patterns by *Callinectes sapidus* and *Neopanope sayi* megalopae on artificial collectors deployed in the York River, Virginia: 1985–1988. *Bulletin of Marine Science* 46, 214-229.
- Ventura, M.P., Salgado, S.Q., De Arenas, J.H.N., Cano, J.V., Mata, P.R., Soriano, J.L., 2018. Predation of the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 on freshwater bivalves (Unionidae & Corbiculidae) in eastern Iberian Peninsula. *Folia Conchyliologica* 47.
- Vermeij, G.J., 1977. Patterns in crab claw size: the geography of crushing. *Systematic Biology* 26, 138-151. <https://doi.org/10.1093/sysbio/26.2.138>
- Vicente, E., Miracle, M.R., 1992. The coastal lagoon Albufera de Valencia: an ecosystem under stress. *Limnetica* 8, 87-100.

- Walker, A.N., Lee, R.F., Frischer, M.E., 2009. Transmission of the parasitic dinoflagellate *Hematodinium* sp. infection in blue crabs *Callinectes sapidus* by cannibalism. *Diseases of aquatic organisms* 85, 193-197.
- Warburg, M.R., Amar, K.-O., Davidson, D., Sayag, L., Schwartz, Y., Tudiver, B., Yifrach, H., 2007. Long-term study on a brachyuran crab community (Crustacea: Decapoda) inhabiting a boulder shore in the eastern Mediterranean: relative abundance. *Zoology in the Middle East* 41, 71-80. <https://doi.org/10.1080/09397140.2007.10638229>
- Watson, R., Baste, I., Larigauderie, A., Leadley, P., Pascual, U., Baptiste, B., Demissew, S., Dziba, L., Erpul, G., Fazel, A., 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat: Bonn, Germany, 22-47. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553458>
- Welch, J., Forward, R.B., 2001. Flood tide transport of blue crab, *Callinectes sapidus*, postlarvae: behavioral responses to salinity and turbulence. *Marine Biology* 139, 911-918. <https://doi.org/10.1007/s002270100649>
- Welch, J.M., Forward, R.B., Howd, P.A., 1999. Behavioral responses of blue crab *Callinectes sapidus* postlarvae to turbulence: implications for selective tidal stream transport. *Marine Ecology Progress Series* 179, 135-143. <https://doi.org/10.3354/meps179135>
- Williams, A.B., 1971. The swimming crabs of the genus *Callinectes* (Decapoda: Portunidae). *Fishery Bulletin* 72, 685.
- Yesilyurt, I.N., Tureli, C., 2016. Settlement of blue crab (*Callinectes sapidus*) megalopae in the north shore of Yumurtalik Cove (Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin* 25, 1007-1018.
- Zakzok, S.M., Tawfik, M.M., Mohammad, S.H., Alkaradawe, R.M., 2022. Biometric Study, Condition Factor and Biochemical Composition of the Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896. *Journal of Fisheries and Environment* 46, 100-115. <https://doi.org/10.3390/biology13040279>
- Zenetos, A., Pancucci-Papadopoulou, M., Zogaris, S., Papastergiadou, E., Vardakas, L., Aligizaki, K., Economou, A.N., Thessaloniki, A.U.o., 2009. Aquatic alien species in Greece(2009): tracking sources, patterns and effects on the ecosystem. *Journal of Biological Research. Scientific Annals of the School of Biology* 12, 135-172.
- Zenetos, A., Galanidi, M., 2020. Mediterranean non indigenous species at the start of the 2020s: recent changes. *Marine Biodiversity Records* 13, 1-17.
- Zhang, H., Rutherford, E.S., Mason, D.M., Breck, J.T., Wittmann, M.E., Cooke, R.M., Lodge, D.M., Rothlisberger, J.D., Zhu, X., Johnson, T.B., 2016. Forecasting the impacts of silver and bighead carp on the Lake Erie food web. *Transactions of the American Fisheries Society* 145, 136-162.
- Zibrowius, H., 2002. Assessing scale and impact of ship-transported alien fauna in the Mediterranean?

Anexo I: Material suplementario de los análisis genéticos

Nombre científico	Lugar y fecha de obtención	Estadio vital	Primers	GenBank ID
<i>Callinectes sapidus</i>	St.1000, 26/09/21	Zoea	COL1B-COH1B	OR728104
<i>Callinectes sapidus</i>	St.1000, 26/09/21	Zoea	COL1B-COH1B	OR728105
<i>Callinectes sapidus</i>	St.300, 26/09/21	Zoea	COL1B-COH1B	OR728112
<i>Callinectes sapidus</i>	St.300, 26/09/21	Zoea	COL1B-COH1B	OR728113
<i>Callinectes sapidus</i>	St.300, 26/09/21	Zoea	16L29-16H12	OR726420
<i>Callinectes sapidus</i>	St.300, 18/07/21	Zoea	COL14Cs- COH19Cs	OR728114
<i>Callinectes sapidus</i>	St.300, 18/07/21	Zoea	COL14Cs- COH19Cs	OR728115
<i>Callinectes sapidus</i>	St.300, 18/07/21	Zoea	COL14Cs- COH19Cs	OR728116
<i>Callinectes sapidus</i>	St.1000, 18/07/21	Zoea	COL14Cs- COH19Cs	OR728117
<i>Callinectes sapidus</i>	St. P, 07/10/21	Megalopa	COL6E-COH900	OR728108
<i>Callinectes sapidus</i>	St. P, 07/10/21	Juvenil	COL6E-COH900	OR728106
<i>Callinectes sapidus</i>	St. Pt, 07/10/21	Megalopa	COL6E-COH900	OR728109
<i>Callinectes sapidus</i>	St. Pt, 07/10/21	Juvenil	COL6E-COH900	OR728107

Anexo I: Material suplementario de los análisis genéticos

<i>Callinectes sapidus</i>	St. Pu, 14/10/21	Megalopa	COL6E-COH900	OR728111
<i>Callinectes sapidus</i>	St. Pu, 14/10/21	Juvenil	COL6E-COH900	OR728110
<i>Achelous bastatus</i>	St.1000, 26/09/21	Zoea	16L29-16H37	OR726419
<i>Herbstia condyliata</i>	St.3000, 16/10/21	Zoea	COL6-COH6	OR728119
<i>Maja crispata</i>	St.3000, 16/10/21	Zoea	16L12B-16HLeu	OR728118
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	St.300, 18/07/21	Zoea	16L29-16H12	OR726426
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	St.300, 18/07/21	Zoea	COL6-COH6	OR726427
<i>Polybius navigator</i> (previamente <i>Liocarcinus navigator</i>)	St.3000, 16/10/21	Zoea	COL6-COH6	OR726421
<i>Portumnus latipes</i>	St. 300, 18/07/21	Zoea	COL6-COH6	OR726423
<i>Portumnus latipes</i>	St. 300, 18/07/21	Zoea	16L29-16H7	OR726424
<i>Portumnus latipes</i>	St.300, 18/07/21	Zoea	16L29-16H7	OR726425
<i>Sirpus zariquieyi</i>	St.3000, 16/10/21	Zoea	16L12B-16Hleu	OR726422
<i>Sirpus zariquieyi</i>	St.1000, 26/08/21	Zoea	16L29-16H7	OR726428
<i>Sirpus zariquieyi</i>	St.1000, 26/08/21	Zoea	16L12B-16Hleu	OR726429

Primer	Temperatura de hibridación (°C)	Secuencia 5'-3'	Origen
COL6E	48	ATGCAACGATGATTCTTTTCTAC	Schubart <i>et al.</i> (2022)
COH6	48	TGRITTYTTTGGHCAYCCHGAAGTHTA	Schubart <i>et al.</i> (2009)
COH900	48	ATAATTATTGCWRTYCCHAC	Schubart <i>et al.</i> (2022)
COL1B	48	CCWGCTGGDGGWGGDGGAYCC	Schubart <i>et al.</i> (2009)
COL6	48	TYTCHACAAAYCATAAAGAYATYGG	Schubart <i>et al.</i> (2009)
COH1B	48	TGTATARGCRTCTGGRTARTC	Schubart <i>et al.</i> (2009)
16L29	48	YGCCTGTTTATCAAAAACAT	Schubart <i>et al.</i> (2009)
16L12B	48	TGACYGTGCAAAGGTAGCATAA	Schubart <i>et al.</i> (2009)
16H12	48	CTGTTATCCCTAAAGTAACTT	Schubart <i>et al.</i> (2009)
16H37	48	CCGGTYTGAACCTCAAATCATGT	Schubart <i>et al.</i> (2009)
16H7	48	CCGGTCTGAACCTCAAATCATGT	Shahdadi y Schubart (2018)
16HLeu	48	CATATTATCTGCCAAAATAG	Schubart <i>et al.</i> (2009)
COL14Cs	58	GCATGATCTGGGATAGTAGGTACA	Nuevo
COH19Cs	58	TGCTGCGCTATTGCTCACGCA	Nuevo

Protocolo de extracción del ADN

- colocar el tejido en 200 μ l de *Cell Lysis Solution* (Tris, Aminomethan, EDTA, SDS)
- incubar a 65°C durante 30-180 min y agitar ocasionalmente
- homogenización mediante triturado
- incubar a 65°C durante 10-30 min y agitar ocasionalmente
- añadir 68 μ l de PPS (*Protein Precipitation Solution*, ~ 8M de acetato de amonio)
- agitar, (opcional: colocar 5 min sobre hielo)
- 5 min de centrifugación a 14 000 RPM
- traspasar el sobrenadante a un nuevo tubo de 1.5 ml con 540 μ l de etanol 100%
- invertir un mínimo de 20 veces
- refrigerar a -20° durante 60 min
- enfriar la centrifuga a 0-4°C
- 10 min de centrifugación a 14 000 RPM
- retirar cuidadosamente el sobrenadante
- en caso de haberse formado un *pellet*, lavarlo cuidadosamente con 100 μ l etanol 70%, seguido de 5 min de centrifugación a 14 000 RPM y retirar cuidadosamente el sobrenadante
- secar en campana
- resuspender en 20 μ l *TE buffer*

Perfil PCR

Desnaturalización: 4 min a 94°C

40 ciclos de:

- 45 segundos a 95°C
- 1 min a 48-58°C, en base a los primers empleados
- 1 min a 72°C

Extensión 5 min a 72°C

Temperatura de mantenimiento: 10°C

Anexo II: Fuentes de datos para el modelado ecotrófico de L'Albufera

Anexo II: fuentes de datos para el modelado ecotrófico de L'Albufera

Grupo 1: Aves zancudas (<i>Himantopus himantopus</i> , <i>Plegadis falcinellus</i> , <i>Porphyrio porphyrio</i>)		
B (t·km ⁻²)	0.02	Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana (2017) Bueno-Pardo <i>et al.</i> (2018)
P/B (año ⁻¹)	0.61	Jorgensen <i>et al.</i> (1991)
Q/B (año ⁻¹)	15.65	Jorgensen <i>et al.</i> (1991)
Dieta		Bueno-Pardo <i>et al.</i> (2018)
EE		

Grupo 2: Aves piscívoras (<i>Egretta garzetta</i> , <i>Sterna nilotica</i>)		
B (t·km ⁻²)	0.1	Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana (2017) Bueno-Pardo <i>et al.</i> (2018)
P/B (año ⁻¹)	0.63	Jorgensen <i>et al.</i> (1991)
Q/B (año ⁻¹)	37.1	Jorgensen <i>et al.</i> (1991)
Dieta		Bueno-Pardo <i>et al.</i> (2018)
EE		

Grupo 3: Anátidas (<i>Anas platyrhynchos</i>)		
B (t·km ⁻²)	0.017	Censos de Aves Acuáticas Nidificantes en las Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana (2017) Bueno-Pardo <i>et al.</i> (2018)
P/B (año ⁻¹)	0.61	Jorgensen <i>et al.</i> (1991)

Anexo II: fuentes de datos para el modelado ecotrófico de L'Albufera

Q/B (año ⁻¹)	15.65	Jorgensen <i>et al.</i> (1991)
Dieta		Bueno-Pardo <i>et al.</i> (2018)
EE		

Grupo 4: <i>Gambusia holbrooki</i>		
B (t·km ⁻²)	1.94	CSIC (2020)
P/B (año ⁻¹)	0.931	Froese y Pauly (2019)
Q/B (año ⁻¹)	16.86	Froese y Pauly (2019)
Dieta		Blanco <i>et al.</i> (2003)
EE		

Grupo 5: <i>Lepomis gibbosus</i>		
B (t·km ⁻²)	0.813	Ecohydros (2007)
P/B (año ⁻¹)	0.609	Froese y Pauly (2019)
Q/B (año ⁻¹)	21.6	Froese y Pauly (2019)
Dieta		Blanco <i>et al.</i> (2003)
EE		

Grupo 6: <i>Anguilla anguilla</i>		
B (t·km ⁻²)	1.3	Estimación Ecopath
P/B (año ⁻¹)	0.39	Brando <i>et al.</i> (2004)
Q/B (año ⁻¹)	4	Brando <i>et al.</i> (2004)
Dieta		Blanco <i>et al.</i> (2003)
EE	0.84	Brando <i>et al.</i> (2004)

Grupo 7: <i>Dicentrarchus labrax</i>		
B (t·km ⁻²)	0.07	Ecohydros (2007)
P/B (año ⁻¹)	0.487	Froese y Pauly (2019)
Q/B (año ⁻¹)	6.662	Froese y Pauly (2019)

Anexo II: fuentes de datos para el modelado ecotrófico de L'Albufera

Dieta		Blanco <i>et al.</i> (2003)
EE		

Grupo 8: <i>Ciprinidos</i> (<i>Alburnus alburnus</i> , <i>Carassius auratus</i> , <i>Cyprinus carpio</i>)		
B (t·km ⁻²)	10.65	Ecohydros (2007)
P/B (año ⁻¹)	0.424	Froese y Pauly (2019)
Q/B (año ⁻¹)	12.22	Froese y Pauly (2019)
Dieta		Blanco <i>et al.</i> (2003)
EE		

Grupo 9: <i>Mugílidos</i> (<i>Liza aurata</i> , <i>Mugil cephalus</i>)		
B (t·km ⁻²)	30.47	Cardona <i>et al.</i> (2001) Ecohydros (2007)
P/B (año ⁻¹)	0.670	Froese y Pauly (2019)
Q/B (año ⁻¹)	16.37	Froese y Pauly (2019)
Dieta		Blanco <i>et al.</i> (2003)
EE		

Grupo 10: <i>Callinectes sapidus</i>		
B (t·km ⁻²)	0.92	Brey (2001) Mocholí Soriano (2017) C:P: El Palmar
P/B (año ⁻¹)	0.539	Brey (2001) Mocholí Soriano (2017)
Q/B (año ⁻¹)	66.23	Brey (2001) Cammen (1979) Mocholí Soriano (2017)
Dieta		Gil-Fernández (2018)
EE		

Anexo II: fuentes de datos para el modelado ecotrófico de L'Albufera

Grupo 11: <i>Procambarus clarkii</i>		
B (t km ⁻²)	3.65	Chucholl (2013)
P/B (año ⁻¹)	0.857	Brey (2001) Chucholl (2013)
Q/B (año ⁻¹)	9.702	Cammen (1979) Chucholl (2013)
Dieta		Pérez-Bote (2005)
EE		

Grupo 12: Macroinvertebrados		
B (t·km ⁻²)	89.3	Balaguer Segarra (2016) Brey (2001) DuBey <i>et al.</i> (2005) Phillipson <i>et al.</i> (1977) Soriano (2003) Tyler (1991)
P/B (año ⁻¹)	5.953	Brey (2001) Prat y Rieradevall (1995)
Q/B (año ⁻¹)	24.7	Prado <i>et al.</i> (2013)
Dieta		Prado <i>et al.</i> (2013)
EE		

Grupo 13: Zooplancton		
B (t·km ⁻²)	4.21	Estimación Ecopath
P/B (año ⁻¹)	55	Pérez-Ruzafa <i>et al.</i> (2020)
Q/B (año ⁻¹)	150	Pérez-Ruzafa <i>et al.</i> (2020)
Dieta		Miracle y Sahuquillo (2002) Romo <i>et al.</i> (2008)

Anexo II: fuentes de datos para el modelado ecotrófico de L'Albufera

EE		Estimación
----	--	------------

Grupo 14: Fitoplancton		
B (t·km ⁻²)	42.91	Brey (2001) Faugeras <i>et al.</i> (2004) Programa de seguimiento de zonas húmedas (2020) Romo <i>et al.</i> (2008)
P/B (año ⁻¹)	230	Pérez-Ruzafa <i>et al.</i> (2020)

Grupo 15: Detritus		
B (t·km ⁻²)	4235.79	Brando <i>et al.</i> (2004) Hernández Crespo (2013)

Anexo III: Matriz trófica del ecosistema de L'Albufera

Anexo III: Matriz ecotrófica del ecosistema de L'Albufera

Tabla III.1: Matriz trófica empleada en el modelo de L'Albufera (escenarios 1 y 3). Los depredadores están representados en columnas y las presas en filas. Los números representan los distintos grupos funcionales, una descripción más detallada de ellos se puede encontrar en Grupos funcionales y relaciones tróficas.

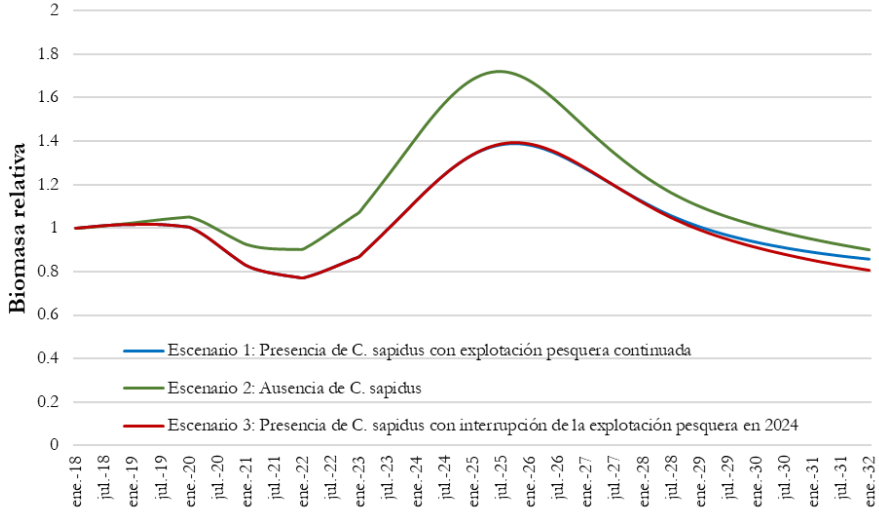
		1:	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	Aves zancudas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	Aves piscívoras	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	Anátidas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	<i>G. boolbroki</i>	0	0.03	0	0	0	0.06	0.01	0	0	0.02	0.01	0	0
5	<i>L. gibossus</i>	0	0.02	0	0	0	0.06	0.01	0	0	0.02	0.01	0	0
6	<i>D. labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	<i>A. anguilla</i>	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Ciprínidos	0	0.15	0	0	0	0.03	0.07	0	0	0.03	0.03	0	0
9	Mugílidos	0	0.4	0	0	0	0.03	0.2	0	0	0.02	0	0	0
10	<i>C. sapidus</i>	0.05	0.05	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
11	<i>P. clarkii</i>	0.25	0.18	0	0	0	0	0.03	0	0	0.05	0	0	0
12	Macroinvertebrados	0.7	0.15	0.78	0.5	0.15	0.72	0.37	0.07	0.05	0.13	0.24	0	0
13	Zooplankton	0	0	0.11	0.48	0.25	0.01	0	0.3	0.1	0	0.01	0	0
14	Fitoplancton	0	0	0.11	0.01	0.2	0.04	0	0.08	0.05	0	0	0.2	1
15	Detritus	0	0	0	0.01	0.4	0.05	0.3	0.55	0.8	0.73	0.7	0.8	0

Tabla III.2: Matriz trónica empleada en el modelo de L'Albufera (escenarios 2). Los depredadores están representados en columnas y las presas en filas. Los números representan los distintos grupos funcionales, una descripción más detallada de ellos se puede encontrar en Grupos funcionales y relaciones trónicas.

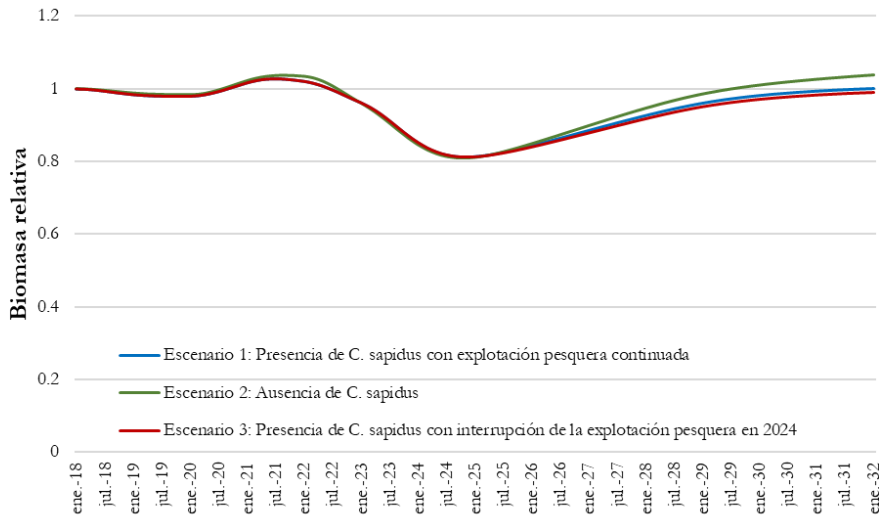
		1:	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	Aves zancudas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	Aves piscívoras	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	Anátidas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	<i>G. hoolbroki</i>	0	0.031	0	0	0	0.06	0.010	0	0	0.01	0	0
5	<i>L. gibbosus</i>	0	0.021	0	0	0	0.06	0.010	0	0	0.01	0	0
6	<i>D. labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	<i>A. anguilla</i>	0	0.021	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Ciprínidos	0	0.157	0	0	0	0.03	0.070	0	0	0.03	0	0
9	Mugílidos	0	0.421	0	0	0	0.03	0.202	0	0	0	0	0
10	<i>P. clarkii</i>	0.263	0.189	0	0	0	0	0.030	0	0	0	0	0
11	Macroinvertebrados	0.736	0.157	0.78	0.5	0.15	0.72	0.373	0.07	0.05	0.24	0	0
12	Zooplankton	0	0	0.11	0.48	0.25	0.01	0	0.3	0.1	0.01	0	0
13	Fitoplancton	0	0	0.11	0.01	0.2	0.04	0	0.08	0.05	0	0.2	1
14	Detritus	0	0	0	0.01	0.4	0.05	0.303	0.55	0.8	0.7	0.8	0

**Anexo IV: Evolución de la biomasa de los
grupos funcionales poco afectados por el
cangrejo azul**

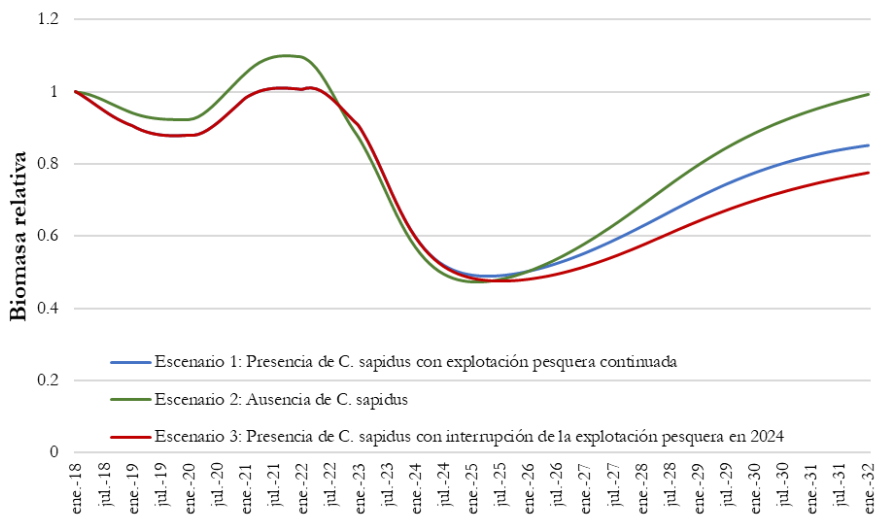
2: Aves piscívoras



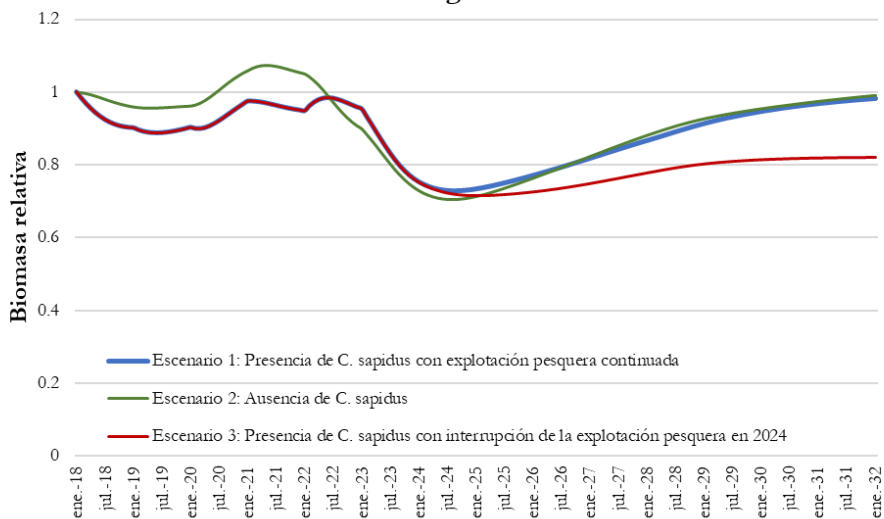
3: Aves anátidas



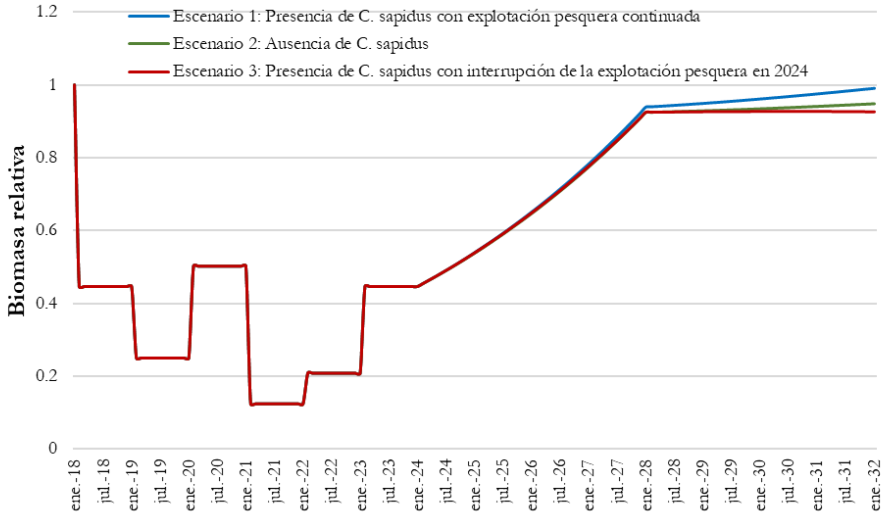
4: *G. hoolbroki*



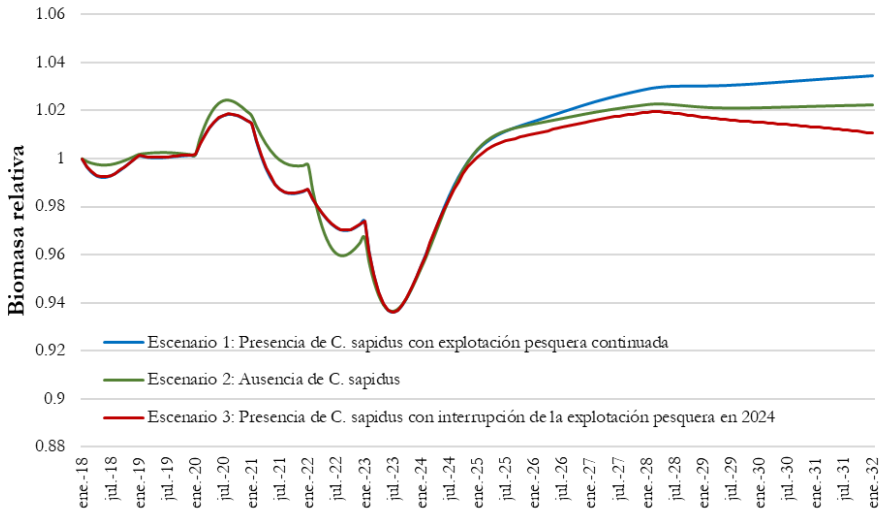
5: *L. gibosus*



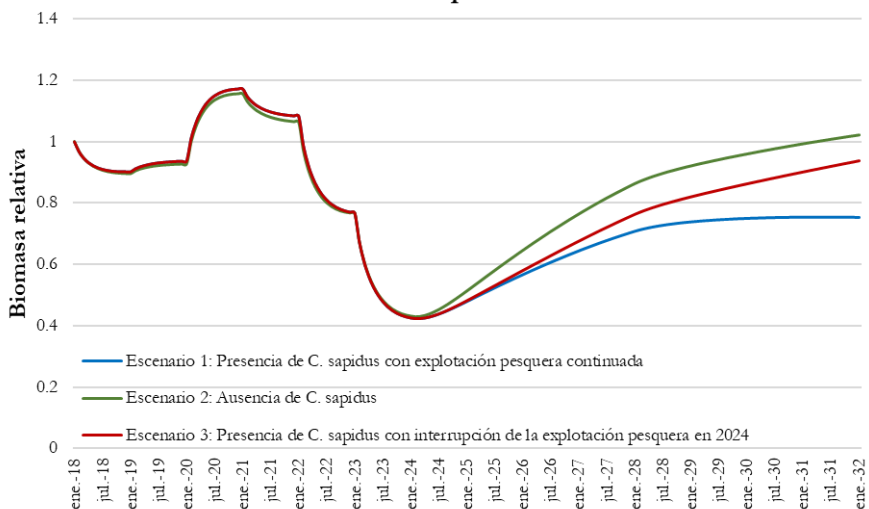
6: *D. labrax*



12: Macroinvertebrados



13: Zooplancton



14: Fitoplancton

