Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora *Callinectes sapidus*): Situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor

**INFORME - Parcial** 

**Abril 2022** 

UNIVERSIDAD DE MURCIA (UMU)



Departamento de Zoología y Antropología Física

Grupo de Investigación E0A0-04 Zoología básica y aplicada a la gestión y conservación.



## UNIVERSIDAD DE MURCIA (UMU)

## Departamento de Zoología y Antropología Física

Grupo de Investigación E0A0-04

Zoología básica y aplicada a la gestión y conservación.

## Dirección y coordinación:

Dra. Mar Torralva Forero (torralva@um.es)
Dr. Francisco J. Oliva Paterna (fjoliva@um.es)

#### Realización:

Dra. Mar Torralva Forero
Dr. Francisco J. Oliva Paterna
Antonio Zamora López
Adrián Guerrero Gómez
Patricio López Martínez de la Plaza
José Manuel Zamora
Antonio Guillén Beltrán

#### Recomendación para citar el documento:

Torralva M., Zamora-López A, Guerrero-Gómez A, López-Martínez de la Plaza, Zamora-Marín JM, Guillén-Beltrán A & Oliva-Paterna FJ. 2022. Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora Callinectes sapidus): situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor Informe – Parcial. Abril 2022. Universidad de Murcia.





Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora *Callinectes sapidus*): Situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor

### **INFORME – Parcial 2022**

1. Resumen de antecedentes y objetivos.	5
1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto	5
1.2. Descripción del objeto del proyecto	10
2. Equipo de trabajo	15
3. Selección de red de monitoreo y diseño de seguimiento	16
3.1. Marco de seguimiento de comunidades ictiológicas de áreas someras	16
3.1.1. Periodicidad de muestreo.	19
3.1.2. Localidades de muestreo: tareas de campo	19
3.1.3. Evaluación de la comunidad de peces de pequeña talla:	20
3.1.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.	22
3.1.5. Metodología de laboratorio y análisis de datos	23
3.1.6. Metodología de evaluación de cambios en la comunidad de peces	26
3.1.7. Análisis estadístico	38
3.2. Marco de seguimiento de <i>Callinectes sapidus</i> en la Encañiza del Mar Menor	39
3.2.1. Periodicidad de muestreo.	40
3.2.2. Localidades de muestreo: tareas de campo	40
3.2.3. Evaluación de la población de <i>Callinectes sapidus</i> en la Encañizada Mar Menor: Métodos de captura	
3.2.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.	43
3.2.5. Procesado de material y obtención de datos	44
3.2.6. Análisis estadístico	45
4. Resultados del proyecto	46
4.1 Ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna de otoño de 2021 e invi	ierno
de 2022. Inventario de taxones	46



	4.2 Evolución temporal de las métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las
	áreas someras50
	4.3. Evolución temporal de taxones representativos y descriptores de cambios en la
	comunidad ictícola de las áreas someras56
	4.4. Resultados preliminares de la evaluación poblacional de <i>Callinectes sapidus</i> en la
	Encañizada69
5.	Conclusiones71
a	Ribliografía 73



- 1. Resumen de antecedentes y objetivos.
- 1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto.
  - En el estudio FAUNA DEL MAR MENOR Y DIRECTRICES PARA SU MANEJO Y CONSERVACIÓN (Contrato II-123/02) adjudicado en 2002 y finalizado en 2004, por la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia al Departamento de Zoología y Antropología de la Universidad de Murcia, se caracterizó la comunidad de peces presente en las áreas someras y humedales del entorno de la laguna. Además, se estableció el estado de conservación de estas áreas en función de dicha comunidad.
  - Las zonas someras de la laguna se mostraron muy importantes como áreas de reclutamiento y de refugio para estados juveniles de diversas especies. La comunidad de peces detectada en las zonas litorales del Mar Menor mostró una alta diversidad con presencia de 45 especies (19 familias). Más del 50% de éstas se encuentran entre las especies objetivo de las pesquerías o son especies legalmente protegidas. Las zonas someras, por lo tanto, tienen un importante papel como lugares de cría y engorde mostrando una relación significativa en el mantenimiento de sus poblaciones. Además, estas áreas litorales proporcionan hábitats esenciales para especies amenazadas.
  - Esto refleja la importancia máxima de estas áreas someras como hábitats críticos en la laguna. Es decir, pueden definirse como áreas específicas esenciales para mantener y conservar favorablemente la comunidad de peces y que requieren, a veces por su ubicación o uso, de una gestión particular. Resulta básico buscar soluciones poco impactantes que puedan ser compatibles con los múltiples usos y actividades humanas (ej. desarrollo de herramientas que ayuden en la toma de decisiones y que permitan protocolizar la respuesta de la Administración a las actividades desarrolladas sobre áreas someras).
  - En el marco del convenio de colaboración que mantiene el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia con la empresa TECOMA, Ingeniería y Ambiente, S.L. (ASESORIA Y APOYO TÉCNICO EN PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO Y GESTIÓN DE FAUNA) se realizó un



seguimiento de las áreas someras durante el periodo 2015-17. Estos trabajos al centrarse en la utilización de un indicador específico basado en una fracción de la comunidad de peces, resultó escaso para evaluar cambios en el estado de conservación de las áreas someras y de las comunidades ictiofaunísitcas asociadas.

- En el proyecto ESTUDIO DEL ESTADO DE LA ICTIOFAUNA INDICADORA DE ZONAS SOMERAS, MEJORA DE LA INFORMACIÓN Y APLICACIÓN EN LA REDACCIÓN DE PROYECTOS EN ZONA SUMERGIDA DEL MAR MENOR desarrollado durante 2018 y 2019 por el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia en el marco del contrato de investigación con la empresa TECNOLOGÍAS Y SERVICIOS AGRARIOS, S.A. (TRAGSATEC), se desarrolló un seguimiento y actualización del estado de conservación de las comunidades ictícolas de las áreas someras del Mar Menor. Los cambios detectados en la estructura y composición de estas comunidades, así como la observación de tendencias taxonómicas dispares, hacen indispensable el seguimiento continuado de estudios con estos fines u objetivos paralelos.
- El proyecto EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA COMUNIDAD DE **PECES** EN **ZONAS SOMERAS TRAS** EL **FENÓMENO** METEOROLÓGICO DANA, desarrollado entre noviembre de 2019 y abril de 2020 por el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, tuvo como objetivo estudiar la resistencia y resiliencia inicial de las comunidades ícticas de las zonas someras ante la elevada entrada de aqua derivada de dicho fenómeno meteorológico. Los resultados mostraron una notable afección en las comunidades de peces de las áreas someras más afectadas por los episodios de anoxia y mortandad, recalcando su efecto negativo sobre las poblaciones de especies residentes de la laguna. El impacto negativo de este episodio en la funcionalidad de la comunidad ictícola y en la calidad ecológica de las áreas someras, así como la ausencia de signos inmediatos de recuperación, hizo indispensable la evaluación de la respuesta a largo plazo para esclarecer la resiliencia del sistema.
- Durante el proyecto EVALUACIÓN DE LA RECOLONIZACIÓN DE LA ICTIOFAUNA DE LAS ZONAS SOMERAS SOMETIDAS A MORTANDADES POR FENÓMENOS DE ANOXIA, desarrollado entre los



meses de mayo y noviembre de 2020, se apreció cierta recuperación y similitud entre las comunidades de las localidades afectadas por el fenómeno de mortandad masiva derivado de la anoxia y las no afectadas por el mismo. No obstante, la calidad ecológica del conjunto perimetral se vio mermada, fruto de un notable decremento de la abundancia de las especies residentes. Este hecho recalca la necesidad de continuar con el seguimiento para cuantificar la capacidad de recuperación, principalmente de aquellas especies que cierran su ciclo de vida en la laguna, ya que las presiones de origen antrópico de las últimas décadas podrían haber reducido la resiliencia de la comunidad de peces.

- El proyecto VALORACIÓN DE LA FAUNA PISCÍCOLA DE LAS ÁREAS SOMERAS DEL MAR MENOR. REVISIÓN DE ANTECEDENTES DE LA ESPECIE INVASORA CALLINECTES SAPIDUS, desarrollado entre los meses de febrero y julio de 2021, reflejó la mejora de la calidad ecológica de las áreas someras durante las estaciones de invierno y primavera de dicho año respecto a los valores obtenidos durante el ciclo anual posterior a la mortandad acontecida en octubre de 2019. Sin embargo, quedó constancia de la afección y dificultad de respuesta poblacional de algunos taxones de interés, como es el caso de syngnátidos, cuyas poblaciones se vieron drásticamente mermadas. Los datos analizados relativos a la especie invasora Callinectes sapidus reflejaron su extendida distribución en las áreas someras de la laguna, así como su aparente preferencia por los hábitats vegetados.
- De forma paralela, y durante la ejecución de los comentados proyectos desarrollados entre los años 2015 y 2021, se ha constatado la presencia del crustáceo invasor *Callinectes sapidus* en estos hábitats críticos, así como un notable incremento de su densidad a partir de 2018. Derivado de ello, desde este Departamento, en abril de 2019, se presentó y se puso de manifiesto al grupo de trabajo "Ecología lagunar" del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor el asunto ANÁLISIS PARA LA ERRADICACIÓN DEL CANGREJO AZUL AMERICANO (*Callinectes sapidus*).



### **JUSTIFICACIÓN**

El Mar Menor es la mayor laguna costera del litoral español y presenta una serie de características ambientales que la hacen única; fruto de estos valores ambientales confluyen en este espacio hasta 6 figuras de protección (LIC, ZEPA, ZEPIM, Humedal de Importancia Internacional RAMSAR, Paisaje Protegido y Área de Protección de la Fauna Silvestre). Estos elevados valores naturales obligan a la Administración Regional a alcanzar el mejor estado de conservación favorable para la fauna y la flora típica de la laguna, es decir, que la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en el futuro.

A pesar de su enorme importancia ambiental, el Mar Menor ha sufrido durante las últimas cuatro décadas un evidente proceso de transformación de su estado ecológico, resultado de las presiones derivadas de los diferentes usos y actividades realizadas en la laguna y en su cuenca. En el año 2016 la laguna sufrió una crisis eutrófica y un colapso ambiental que supuso importantes cambios en sus componentes y procesos, afectando enormemente a sus comunidades.

Otras presiones o factores agudos también pueden desencadenar en determinados eventos o situaciones de estrés en la laguna. En este sentido, destacan los fenómenos de gota fría como consecuencia de una depresión aislada en niveles altos (DANA), tales como los acontecidos en la Región de Murcia durante el 12 y 13 de septiembre de 2019. Este hecho supuso un aporte de gran cantidad de agua dulce (en torno a 90 Hm<sup>3</sup>) que arrastró sedimentos de diferente naturaleza, materia orgánica y nutrientes. Como consecuencia, la columna de agua se estratificó creando un sistema bicapa, con una capa superior de agua dulce y otra capa inferior con alta salinidad y, por tanto, mayor densidad que la superior. Una cantidad importante del material vertido pasó a la capa de fondo debido a corrientes verticales descendentes y fenómenos de floculación, entre otros. No obstante, las mortandades de peces pueden estar relacionadas con efectos sinérgicos derivados de la DANA, como podrían ser cambios drásticos en la salinidad y alta densidad de limos en suspensión; escasez y decrementos drásticos de oxígeno disuelto en agua, principalmente en profundidad; mortandades puntuales relacionadas con artes de pesca y su posible confinamiento de ejemplares y/o procesos de toxicidad y contaminación bacteriológica, entre otros. La situación anóxica generó un importante incremento del metabolismo anaeróbico, y como consecuencia de los vientos, la capa anóxica afloró por la cubeta norte provocando la mortandad masiva de



peces y crustáceos en esta zona. Posteriormente, en el mes de enero de 2020, una segunda gota fría, GLORIA, volvió a significar un aporte de agua dulce de en torno a 60 Hm³, agravando aún más la situación en la laguna.

En agosto de 2021, las condiciones eutróficas límite de la laguna agravadas por las altas temperaturas propias de la estación estival llevaron a la laguna a un nuevo evento de hipoxia. Durante este episodio tuvieron lugar sucesivos eventos de mortandad a lo largo de varios días consecutivos, mostrando a diferencia de las mortandades de 2019 un impacto más extendido en el perímetro lagunar, viéndose afectadas prácticamente la totalidad de las áreas someras de las cubetas sur y este. A pesar del cese de los eventos de mortandad, la concentración de peces en las áreas someras en busca de refugio se extendió durante varias semanas, haciendo presagiar posibles eventos de mortandad que finalmente no se desarrollaron.

Por otro lado, las especies exóticas invasoras (EEI) conforman una amenaza creciente sobre los sistemas acuáticos desde hace varias décadas y, actualmente, se interpretan como un factor principal promotor de cambios ecosistémicos que están sufriendo sistemas de transición en la zona mediterránea. Las principales vías de introducción de las EEI a sistemas acuáticos de transición están relacionadas con actividades humanas como la acuicultura, el transporte por barco (agua de lastre, biofouling de los cascos, etc.), la liberación intencionada para la pesca recreativa y/o profesional, las sueltas derivadas del comercio de especies ornamentales, etc. Recientemente, se está observando que varias de estas especies invasoras presentan, además, un notable impacto socioeconómico en sectores como la pesca comercial y la acuicultura de entornos ambientales como el Delta del Ebro y Albufera de Valencia. La situación del Mar Menor es semejante a los entornos mencionados. En éste, la eliminación de barreras naturales provocadas por la conexión artificial de la laguna con el Mediterráneo y la alta presión turística (ej. puertos deportivos) han fomentado la entrada y establecimiento de nuevas especies con efectos socio-económicos muy importantes.

La entrada de EEI es una causa posible de degradación socio-ambiental del Sistema Socio-Ecológico del Mar Menor (SSEMM) reflejada en su Estrategia de gestión integrada de zonas costeras (2019, *EAE201760020 Estrategia de Gestión Integrada de las Zonas Costeras del Sistema Socio-Ecológico del Mar Menor y su entorno*). Actualmente, la situación de inestabilidad y el nivel de perturbación que soporta la laguna es un factor clave que puede facilitar y aumentar los efectos problemáticos de las EEI.



En este contexto es imprescindible la elaboración de una Estrategia integral de gestión y control de EEI en el Mar Menor y se deben iniciar con urgencia trabajos relativos a investigación y seguimiento, así como propuestas de medidas de gestión de las EEI.

## 1.2. Descripción del objeto del proyecto.

El presente informe técnico se elabora en el marco del PROYECTO DE INVESTIGACIÓN DESARROLLADO POR LA UNIVERSIDAD DE MURCIA A PETICIÓN DE LA DIRECCIÓN GENERAL DE MAR MENOR de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente de la Región de Murcia para dar cumplimiento a la indicado en la ORDEN DE CONCESIÓN Y PAGO DE UNA SUBVENCION NOMINATIVA A OTORGAR POR CONCESIÓN DIRECTA A LA UNIVERSIDAD DE MURCIA PARA EL DESARROLLO DEL PROYECTO SOBRE ESTUDIO Y SEGUIMIENTO ESPACIOTEMPORAL DE POBLACIONES FAUNÍSTICAS DE GESTIÓN PRIORITARIA (ICTIOFAUNA Y LA ESPECIE INVASORA Callinectes sapidus): SITUACIÓN ACTUAL EN ZONAS SOMERAS E INTERMAREALES DEL MAR MENOR de fecha 29 de julio 2021.

De forma previa al desarrollo de este proyecto, el conocimiento y la experiencia previa del Grupo de Investigación de Zoología Básica y Aplicada a la Gestión y Conservación del Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia ha permitido evaluar la extensión temporal de la delicada situación de la comunidad ictiológica del Mar Menor, determinar su estatus actual e indagar en la dinámica de la EEI Callinectes sapidus en los hábitats críticos de las áreas someras del Mar Menor.

#### Definición de tareas y cronograma de trabajos realizados

Según lo descrito en el pliego de cláusulas administrativas, técnicas y económicas, las tareas necesarias para el Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora Callinectes sapidus): Situación actual en zonas someras e



intermareales del Mar Menor, quedan descritas en la tabla 1.1. No obstante, el proyecto se fundamenta en el desarrollo, por parte de personal especializado, de los trabajos de campo y laboratorio, así como el posterior análisis estadístico de los datos, destinados a la consecución de una evaluación detallada del estado actual de los taxones presentes en las áreas someras del Mar Menor, ayudando de esta forma a comprender la resistencia y resiliencia de las comunidades ictiológicas ante las diversas presiones e impactos asociados a la laguna.

Entre las prioridades iniciales del proyecto, se enumeran:

- Identificar y evaluar, a diferentes escalas, la situación de la comunidad de alevines y juveniles de las zonas someras en el contexto actual de degradación de la laguna, prestando especial atención a taxones de interés pesquero y conservacionista.
- Analizar el estatus de la ictiofauna de las áreas someras tras los sucesivos episodios de estrés ambiental y mortandad.
- Evaluar el estatus poblacional del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) en la Encañizada del Mar Menor y la efectividad de diferentes tipologías de trampas para su captura.

A continuación, se especifica el listado de tareas desarrolladas en el proyecto (Tabla 1.1) y el cronograma de ejecución de las mismas (Tabla 1.2). La definición y priorización de las tareas ejecutadas se establecieron en base a las necesidades descritas por el Grupo de trabajo de Ecología Lagunar, la Dirección General del Mar Menor u otros grupos de trabajo.

**Tabla 1.1.** Definición de las tareas del proyecto incluidas en el pliego de cláusulas administrativas, técnicas y económicas.

Tareas desarrolladas en el proyecto							
T1	Revisión bibliográfica, actualización y preparación de bases de datos						
	durante todo el proyecto.						
T2	T2 Diseño de muestreo del seguimiento. Selección actualizada de puntos						
	de muestreo para la red de monitoreo.						
	·						
Т3	T3 Muestreo de campo a escala de red de monitoreo.						
T4	T4 Trabajo de laboratorio y gabinete. Evaluación y análisis de datos.						
T5	Elaboración de informes						



**Tabla 1.2.** Cronograma de las tareas desarrolladas en el proyecto.

Tareas	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL
T1												
T2												
Т3												
T4												
T5												

## (T1) Búsqueda y actualización de bases de datos y documentos bibliográficos.

- Actualización y estandarización de bases de datos de proyectos ictiológicos desarrollados previamente en las áreas someras del Mar Menor.
- Actualización de bases de datos bibliográficas, focalizando en el análisis comparado a diferentes escalas (laguna completa y/o escalas espaciales inferiores), sobre las comunidades ictiológicas de diferentes mesohábitats en ecosistemas de transición.
- Actualización de bases de datos bibliográficas relativa a invasiones biológicas de Callinectes sapidus en ecosistemas de transición.

## (T2) Establecimiento de una red de monitoreo óptima.

- Realización de prospecciones con evaluación rápida de localidades de muestreo con la intención de hacer una selección de la red de monitoreo adecuada.
- Selección de la red de monitoreo definitiva para el desarrollo de las campañas estacionales de muestreo e inicio inmediato de la toma de datos.



## (T3) Muestreo de campo a escala de red de monitoreo

El muestreo a escala de red de monitoreo ha englobado las siguientes actividades:

- Ejecución de cuatro campañas de muestreo en la totalidad de localidades de la red de monitoreo establecida, orientadas al seguimiento de las comunidades ictícolas en las áreas someras.
- Ejecución de campañas de muestreo de *Callinectes sapidus* de forma bimensual durante el periodo de actividad del proyecto.
- Procesado y análisis de los datos obtenidos (campo y laboratorio).

#### (T4). Trabajo de laboratorio y gabinete. Evaluación y análisis de datos.

Los datos serán registrados e incorporados en las bases de datos diseñadas para sendos seguimientos. En el caso de la ictiofauna de las áreas someras del perímetro lagunar, los datos serán contrastados y analizados con la información recabada en los últimos años. Se estudiará la evolución y respuesta de las comunidades de peces ante la situación actual del Mar Menor o fenómenos extremos (DANAs, episodios de eutrofia, mortandad, etc.), así como las tendencias en la laguna de aquellos taxones de interés de conservación e interés pesquero.

Los datos referentes al monitoreo de las poblaciones de *Callinectes sapidus* en las Encañizadas permitirán evaluar el grado de invasión de la especie en este hábitat crítico, así como registrar parámetros biológicos y ecológicos de la especie en el área de estudio. A su vez, se realizará un análisis de idoneidad de los diferentes métodos de captura, teniendo en cuanta ventajas e inconvenientes de cada uno de ellos. Los resultados obtenidos serán de gran interés de cara al establecimiento de futuras estrategias de gestión y control de la especie en la laguna.

#### (T5) Elaboración de informes

• Informe parcial (abril 2022). Resultados e información relativa a las campañas de muestreos realizadas hasta la fecha.



• Informa final (julio 2022). Información completa relativa a trabajos, resultados y conclusiones obtenidas en el presente proyecto.



## 2. Equipo de trabajo.

El **equipo responsable** de la ejecución (Laboratorio de *Conservación y Biología de Vertebrados Acuáticos*) ha estado dirigido y conformado por doctores especialistas en biología, gestión y conservación de fauna adscritos al Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia (Personal UMU). Las tareas involucradas en el trabajo de campo en zonas someras requieren de un equipo de trabajo mínimo conformado por 3 miembros del personal.

Los doctores responsables están homologados en la formación con animales utilizados para la experimentación con fines científicos como personal de categorías B y C (Dirección General de Ganadería y Pesca, CARM). Además, la experiencia del equipo de investigación en el análisis y estudio de EEIs y fauna acuática de la laguna del Mar Menor está consolidada desde hace más de 20 años. Esto asegura la optimización en los procedimientos de diseño de muestreos, manipulación de individuos, alteraciones sobre el hábitat, así como la utilización de métodos alternativos para el trabajo con la comunidad objeto de seguimiento.

El laboratorio de *Conservación y Biología de Vertebrados Acuáticos* del Departamento de Zoología y Antropología Física (UMU) cuenta con las instalaciones y gran parte del material instrumental necesario para la realización de las campañas de muestreo, trabajo de laboratorio y análisis de datos. Cabe destacar, que para la ejecución de los muestreos de la especie invasora *Callinectes sapidus* en las Encañizadas del Mar Menor se ha adquirido material específico, con el objetivo de testar la eficacia de captura de diferentes técnicas de muestreo.



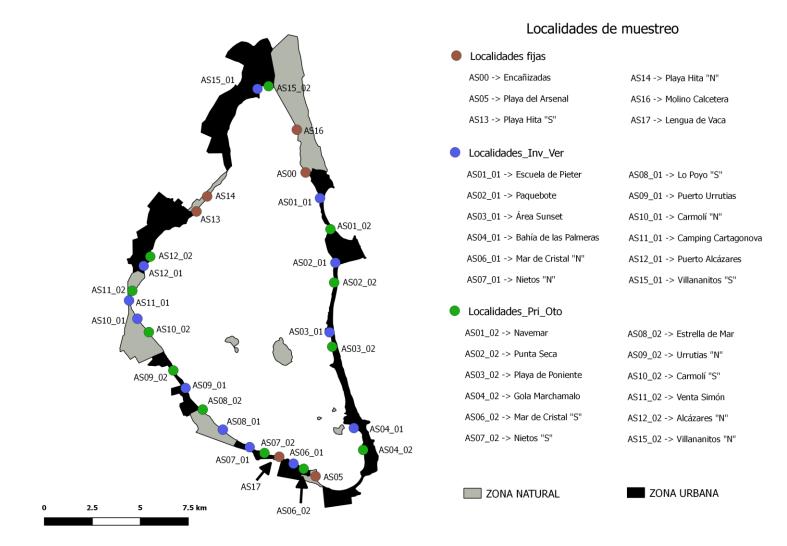
## 3. Selección de red de monitoreo y diseño de seguimiento.

# 3.1. Marco de seguimiento de comunidades ictiológicas de áreas someras.

En el presente apartado se describe la red de monitoreo establecida para evaluar el estado actual de la comunidad de peces de las áreas someras del Mar Menor. De forma previa a cada una de las campañas de muestreo, se emplearon **2 jornadas de campo** destinadas a evaluar de forma visual el estado de la orilla litoral del Mar Menor, para asegurar la viabilidad logística del muestreo y diseñar así una correcta red de monitoreo que permitiera cumplir con los objetivos del presente proyecto.

La red de monitoreo comprende un total de 18 sectores de muestreo distribuidos a lo largo del perímetro lagunar (Tabla 3.1), establecidos inicialmente en función de variables de macrohábitats integradoras, principalmente la estructura de orilla en base al grado de influencia antrópica. De forma generalizada, y siempre y cuando la superficie del sector lo ha permitido, en cada uno de los sectores establecidos se seleccionaron dos localidades de muestreo, siendo estas prospectadas de forma alterna a lo largo de las estaciones del ciclo anual (Fig. 3.1.). Esta distribución de las zonas de muestreo permitirá evaluar la respuesta de las comunidades de peces de las áreas someras a escala local y, su respuesta conjunta a nivel lagunar. A continuación, se detalla la sectorización realizada:





**Figura 3.1.** Sectorización y periodicidad de muestreo de las áreas someras objeto de seguimiento en el presente proyecto.



**Tabla 3.1.** Sectorización de muestreo de las áreas someras de la laguna del Mar Menor.

SECTOR	Extensión
Encañizada (AS00)	Encañizada (Orilla Mar Menor)
La Manga (AS01)	Navemar – Escuela de Pieter
La Manga (AS02)	Paquebote – Punta Seca
La Manga (AS03)	Área Sunset – Restaurante el Molino
La Manga (AS04)	Bahía de las Palmeras (Isla del Ciervo) – Gola Marchamalo
Playas Sur (AS05)	Playa del Arsenal
Mar de Cristal (AS06)	Mar de Cristal "N" – Mar de Cristal "S"
Los Nietos (AS07)	Los Nietos "N" - Los Nietos "S"
Lo Poyo (AS08)	Lo Poyo "S" – Estrella de Mar
Los Urrutias (AS09)	Puerto Los Urrutias – Los Urrutias "N"
El Carmolí (AS10)	Carmolí "N" – Carmolí "S"
Albujón-Carrizal Alcázares (AS11)	Camping Cartagonova – Venta Simón
Los Alcázares (AS12)	Puerto Los Alcázares – Los Alcázares "N"
Carrizal de la Hita	Playa de la Hita "S"
Playa de la Hita (AS14)	Playa de la Hita "N"
San Pedro del Pinatar (AS15)	Villananitos "S" – Villananitos "N"
Salinas San Pedro Exterior (AS16)	Molino La Calcetera (Mar Menor)
Punta Lengua de Vaca (AS17)	Punta Lengua de Vaca (Orilla Mar Menor)



#### 3.1.1. Periodicidad de muestreo.

Durante la ejecución del presente proyecto se establecieron de forma inicial muestreos estacionales. Hasta la fecha, han sido ejecutadas con éxito las campañas de muestreo correspondientes al periodo otoñal de 2021 e invernal de 2022, siendo estas desarrolladas durante los meses de octubre y enero – febrero, respectivamente (Ver apartado 4.1). Estos muestreos han abarcado en su conjunto dos réplicas estacionales de las 18 localidades que componen la red de monitoreo establecida. En base a lo contemplado en el proyecto, quedan pendiente de ejecución las campañas de muestreo de primavera y verano de 2022, programadas en los meses de abril – mayo y julio, respectivamente.

## 3.1.2. Localidades de muestreo: tareas de campo.

La metodología de muestreo se centra en obtener, de forma sistemática, información referente a las comunidades de peces que habitan en las áreas someras de la laguna, permitiendo su estandarización y análisis y comparación con la información ya existente recabada en estudios previos.

La unidad de muestreo definida en las áreas someras es la localidad, entendiendo cada una de éstas por la extensión comprendida por 200 – 300 metros de longitud de orilla y los primeros 15 – 20 metros de zona sumergida.

Las tareas de campo que se han realizado en cada una de las localidades de muestreo, quedan englobadas en:

- (1) Evaluación (Inventario) de la Comunidad de peces de pequeña talla: Realización de muestreos cuantitativos (estandarizados según esfuerzo superficial) + muestreo cualitativo.
- (2) Evaluación de Hábitat (Tipificación físico-química y biótica): Tipificación integral de la comunidad en su conjunto + Tipificación específica a nivel de unidades de muestreo.

El equipo de investigación de la Línea de Conservación de Vertebrados Acuáticos de la Universidad de Murcia cuenta con un oxímetro (Hach HQ30d) utilizado en este proyecto para la evaluación, a reducida escala espacial, del papel que pueda tener la disponibilidad de oxígeno disuelto en agua en el



mantenimiento de las comunidades de peces, pudiendo éste marcar un papel clave en la distribución de algunos taxones.

## 3.1.3. Evaluación de la comunidad de peces de pequeña talla.

Debemos entender la evaluación o inventario como la totalidad de actividades encaminadas a evaluar la cantidad, calidad y distribución geográfica de la comunidad objeto de estudio. Con esta finalidad, la valoración de la comunidad ictiológica en cada una de las localidades de muestreo, ha sido obtenida mediante muestreos cuantitativos y cualitativos.

La estandarización en la toma de muestras es un requisito clave para la correcta interpretación y evaluación del estatus de las poblaciones. Los muestreos diseñados, con un esfuerzo preestablecido y estandarizado, han permitido recabar información a nivel de localidad, pudiendo analizar relaciones espacio-temporales.

#### ESFUERZO DE MUESTREO POR LOCALIDAD

#### 3 Muestreos semicuantitativos + 1 Muestreo cualitativo

Muestreo cuantitativo:

#### Metodología:

Red de arrastre manual (10 x 1,5 m; sin copo), 5 mm Luz de malla. (Arrastres paralelos y oblicuos a la orilla).

#### Esfuerzo de Muestreo:

Arrastre de 160 m<sup>2</sup> (20x8 m) x 3 = 480 m<sup>2</sup> de arrastre / Localidad

#### Resultados:

Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs) y Biomasa por Unidad de Esfuerzo (BPUEs):

CPUEs =  $n^0$  individuos / 160  $m^2$  (=  $n^0$  individuos / Arrastre)

BPUEs = g de individuos / 160 m<sup>2</sup> (= g de individuos / Arrastre)

#### Muestreo cualitativo:

#### Metodología:

Red de arrastre manual (10 x 1,5 m; sin copo), 5 mm Luz de malla.

Salabres o Cedazos.

Minnow-Traps (Trampas tipo Minnow).

#### Esfuerzo de Muestreo:

Variable según la metodología, pero fijo en tiempo total.

**Resultados:** nº de especies (Riqueza específica, S)



## Método de captura: red de arrastre manual.

Esta técnica de muestreo no selectiva permite la captura de especies de pequeño tamaño y juveniles de otras especies de mayor talla. En este sentido, la red de arrastre manual se plantea como una técnica de muestreo óptima para el estudio y conocimiento de las comunidades de peces de las áreas someras. El arrastre manual consiste en el barrido mediante una red de 10m de longitud y 1.5m de altura de una superficie predefinida, cercando con la red en la fase final del muestreo contra la línea de orilla. La superficie de muestreo abarcada en cada una de las réplicas es de 160m², correspondiendo ésta a 20m longitudinales y 8 metros de anchura, teniendo en cuenta que la oposición del agua ejercida durante el arrastre ocasiona una curvatura en la red y, por tanto, la pérdida de 2m efectivos. Además, la base de la red se encuentra ligeramente plomada, permitiendo la captura de especies estrictamente bentónicas y evitando a su vez la alteración del sustrato y cobertura vegetal.

En cada una de las 18 localidades de muestreo establecidas se ha desarrollado un total de tres arrastres cuantitativos, siendo las zonas concretas de arrastre seleccionadas en base al criterio de representatividad (Figura 3.2). Cabe destacar, que uno de estos arrastres se realiza de forma oblicua a la orilla, con el fin de recabar también posibles especies asociadas a ambientes de mayor profundidad, aunque en cualquier caso ésta siempre será inferior a 1.5m. Además, en aquellas localidades en las que se ha observado de forma puntual microhábitats que aportan cierta heterogeneidad, se ha realizado un arrastre cualitativo con el objetivo de poder detectar otras especies que puedan aparecer asociadas a estos hábitats diferentes.

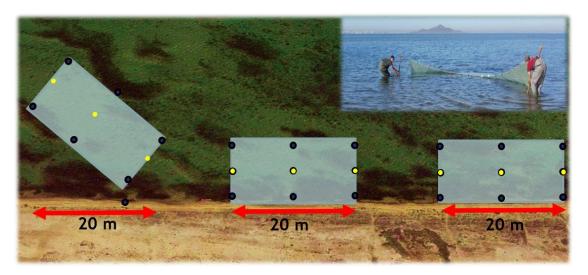


Figura 3.2. Diseño y ubicación de arrastres en una hipotética localidad de muestreo.



## 3.1.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.

La valoración del hábitat en cada una de las localidades de muestreo se ha realizado mediante dos tipificaciones relacionadas entre sí (Tabla 3.2):

- Tipificación conjunta = Valoración conjunta de la localidad.
- Tipificación específica = Valoración del hábitat en cada uno de los muestreos cuantitativos realizados por localidad.

Esta doble tipificación del hábitat en cada localidad nos permite afrontar el análisis de las relaciones, Hábitat-Comunidades Ictiológicas, en varias escalas de muestreo dentro de cada localidad: Nivel Localidad y Nivel Arrastre.

Tabla 3.2. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

	Unidad de medida	Metodología de medida
Variables fisicoquímicas		-
Profundidad	cm	Profundímetro / 9 estimas /Arrastre
(inicio, intermedia, final)		
Sustrato inorgánico (tipo)	Ø cm	Valoración Ordinal / 1 estima /Arrastre
Oxígeno disuelto	mg/l	Multiparámetros / 3 estimas /Arrastre
Saturación oxígeno	%	Multiparámetros / 3 estimas /Arrastre
Temperatura	oC	Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Ph .		Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Conductividad	μS-mS/cm <sup>2</sup>	Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Salinidad	<b>%</b> 0	Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Transparencia	Escala ordinal (1-3)	Valoración ordinal / 1 estima /Arrastre
Granulometría Sustrato	Escala ordinal (1-4) 1= Limos 2= Arenas 3= Gravas/Conchas 4= Cantos/Guijarros	Valoración porcentual media / Arrastre
	(Modificado de: Bain, 1999)	
Heterogeneidad Sustrato	Desviación estándar de la Granulometría (Bain y Stevenson, 1999)	Valoración / Punto de muestreo
Variables bióticas		
Vegetación acuática.	$% / m^{2}$	Valoración porcentual media /Arrastre
(Recubrimiento)	-	·
Volumen/densidad	Escala ordinal (1-5)	Valoración ordinal / 1 estima /Arrastre



## 3.1.5. Metodología de laboratorio y análisis de datos.

Los ejemplares capturados en cada una de las localidades de muestreo han sido procesados *in situ* bajo protocolos preestablecidos (Oliva-Paterna et al., 2017) para reducir al máximo la mortalidad durante el mismo.

#### Material de estudio

Los peces capturados fueron recolectados y depositados en bateas con agua para facilitar su manejo (Fig. 3.3). El total de los individuos que conforman la muestra fueron anestesiados e identificados en el campo utilizando bibliografía específica (Arias & Drake, 1990). No obstante, en el caso de especies cuya identificación en tallas juveniles precisa de un análisis en profundidad, se seleccionó una submuestra aleatoria y se trasladó al laboratorio en formaldehído al 10%. Los ejemplares fueron fotografiados, *in situ*, sobre una superficie escalada, calculando las longitudes totales LTs (± 0.1 cm), posteriormente, con la ayuda de un procesador de imagen (Image-J). Entre las especies de fácil reconocimiento *in situ*, que pudieron ser contabilizados y devueltos al medio con bajas tasas de mortalidad (< 5 %), se encuentran las especies amenazadas y/o emblemáticas de la laguna.



**Figura 3.3. Izq.**: Batea con las capturas de un arrastre. **Dcha.**: Investigadores recogiendo y procesando las capturas realizadas.

El material de análisis para la descripción de la comunidad de peces objeto de seguimiento es el conformado por individuos alevines y juveniles [= Young-of-the-Year, individuos capturados en el año de su producción sensu Thiel et al. (2003)], junto con adultos de especies de pequeña talla (Longitudes totales (LTs) < 100 mm). No se incorporan estados larvarios, es decir, individuos con la presencia de vitelo (sensu Kendall et al. 1984).



Los taxones, además, han sido clasificados y tratados según los grupos funcionales, en cuanto al uso de estuarios y zonas de transición, según el modo de alimentación y según el modo de reproducción (Franco et al. 2008).

De esta manera, en la tabla 3.3 se describen las variables evaluadas para el presente proyecto a distintos niveles.

**Tabla 3.3.** Descripción de las variables a analizar correspondientes a la comunidad ictiológica.

Nivel de Análisis = Comunidad						
Variables	Metodología	Resultados de Análisis				
Determinación de especies	Claves de	Riqueza específica (S)				
	determinación de					
Nº total de individuos	especies ícticas	Índice de Diversidad (H')				
5	F					
Peso total de individuos	Extrapolación de	Abundancia total				
	pesos a partir de	Diamaga total				
	rectas de crecimiento	Biomasa total				
	a nivel de especie	EMFI				
Nivel de Anélicie – Especie Ind	 	LIVIFI				
Nivel de Análisis = Especie-Ind						
Variables	Metodología	Resultados de Análisis				
Nº de individuos / Especie		Abundancia especie				
	Ictiómetro (± 1 mm)					
Peso de individuos / Especie		Biomasa especie				
	Extrapolación de					
Longitud Furcal media	pesos a partir de	Parámetros poblacionales				
poblacional	rectas de crecimiento					
	a nivel de especie	EMFI				
Longitud Estándar media						
poblacional						

Claves de identificación ictiológica de mayor frecuencia de uso:

- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., J. Nielsen y E. Tortonese. 1984. Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume I, II y III. UNESCO, París. 1443 pp.
- Arias, A.M. y P. Drake. 1990. Estados juveniles de la Ictiofauna de los caños de las Salinas de la Bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 163 pp.
- Bauchot, M.L. y A. Pras. 1993. **Guía de los Peces de Mar de España y de Europa. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 432 pp.**
- Corbera, J., A. Sabatés y A. García Rubies. 1996. Peces de Mar de la Península Ibérica. Editorial Planeta, S.A. Barcelona. 312 pp.

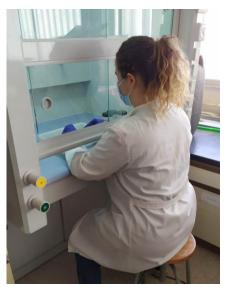


 Fernández-Delgado, C., Drake, P. Arias, A.M. y D. García. 2000. Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 272 pp.

## Colección Ictiológica: Departamento de Zoología y Antropología Física.

Los ejemplares de todas las especies identificadas en el laboratorio y citadas en el presente proyecto, han sido incorporados en la colección ictiológica del Departamento de Zoología y Antropología de la Universidad de Murcia (Fig. 3.4).





**Figura 3.4. Izq.**: Material de la colección ictiológica del Dpto. de Zoología **Dcha.**: Investigadora procesando muestras en laboratorio.



## 3.1.6. Metodología de evaluación de cambios en la comunidad de peces.

## Parámetros descriptores de la comunidad:

Con la finalidad de establecer la dinámica temporal y espacial de las comunidades objeto de estudio se ha incluido un análisis temporal y espacial descriptivo, basado en la *Diversidad* (Índice de Diversidad de Shannon-Weaver) y la *Riqueza específica* (S).

El **Índice de Diversidad de Shannon-Weaver** (H') se ha ponderado en función de la abundancia relativa (CPUEs) de las especies:

$$H' = -\sum pi \log_2 pi$$

*pi* es la proporción en abundancia de la especie i (desde i = 1 hasta i = S que es el número de especies presente). Esta expresión de la *Diversidad* es, probablemente, la más usada y la que mejores resultados ofrece al estudiar individuos estructurados en clases que interactúan en un sistema ecológico (Margalef 1980; Pineda et al. 2002).

La **Riqueza específica** (S) para cada unidad muestral (básicamente espacial o temporal) es evaluada en función del número de especies descritas en la misma.

La Diversidad y Riqueza específica de alevines, juveniles y pequeñas tallas (LTs < 10 cm) es caracterizada en cada muestreo mediante los valores totales y promedios por ambiente y sector de muestreo.

La **Abundancia y Biomasa relativa** de las especies detectadas, es evaluada en función de estimas de densidad definidas por *Capturas/Biomasa por Unidad de Esfuerzo* (CPUEs y BPUEs, respectivamente):

### Áreas someras perimetrales (AS)

- CPUEs = nº individuos / 160 m² (= nº individuos / Arrastre perimetral)
- BPUEs = n<sup>o</sup> individuos / 160 m<sup>o</sup> (= peso capturas / Arrastre perimetral)



## Indicador del estado de conservación de las áreas someras mediante las comunidades de peces. Estuarine Multi-metrics Fish Index (EMFI)

Numerosos autores han desarrollado y aplicado índices que permiten integrar las comunidades biológicas en el seguimiento y control de los ecosistemas. En este sentido, el papel bioindicador de las comunidades de peces para el estudio y evaluación de la calidad de los ambientes acuáticos ha sido ampliamente respaldado desde el ámbito científico.

La información recabada en campo, y posteriormente en laboratorio, respecto a las poblaciones de peces de las áreas someras permite la aplicación de índices complejos que integran multitud de métricas poblacionales. Este hecho resulta de vital importancia, puesto que el análisis simplificado centrado en el número o abundancia de especies podría sesgar o dificultar la correcta interpretación de la realidad.

Para evaluar el estado actual de las áreas someras afectadas por las mortandades, se ha estudiado la evolución del estado ecológico de los ambientes en relación a diversas métricas de la comunidad de peces, mediante la adaptación del "Estuarine Multi-metric Fish Index" (EMFI) (Harrison & Kelly 2013). Las 14 métricas que engloba este índice (Tabla 3.3.) fueron seleccionadas de una amplia bibliografía referente al desarrollo y aplicación de índices de la comunidad de peces en ambientes estuáricos (e.j. Miller et al., 1988; Deegan et al., 1997; USEPA, 2000; Hughes et al., 2002; Whitfield and Elliott, 2002; Harrison & Whitfield, 2006; Jordan et al., 2010; Hallett et al., 2012).



**Tabla 3.3.** Métricas utilizadas para el desarrollo de la adaptación del EMFI a las áreas someras del Mar Menor.

Métrica		Descripción
	d y composición de	
especies		
1	Riqueza específica	Proporción del nº de especies detectadas respecto a las esperadas.
2	Estatus de conservación de la comunidad	Nº de especies incluidas en catálogos o listas de conservación (categorías de amenaza a nivel autonómico, nacional, UE/mundial).
3	Composición de especies	% de similitud (presencia/ausencia) respecto a la comunidad de referencia.
Abundan	cia	
4	Abundancia de especies	% de similitud de la abundancia respecto a la comunidad de referencia.
5	Dominancia	Nº de taxones que conforman el 90 % de la abundancia total.
Uso de la	s áreas someras	
6	Nº especies diádromas	Nº de especies anádromas o catádromas detectadas.
7	Riqueza de especies residentes	Proporción del nº de especies residentes detectadas respecto a esperadas.
8	Riqueza de especies migradoras	Proporción del nº de especies migradoras detectadas respecto a esperadas.
9	Abundancia de especies residentes	Abundancia relativa de especies residentes del área de estudio respecto al total.
10	Abundancia de especies migradoras	Abundancia relativa de especies migradoras respecto al total.
Integridad	d trófica	
11	Riqueza de especies zoobentívoras	Proporción del nº de especies zoobentívoras detectadas respecto a esperadas.
12	Riqueza de especies piscívoras	Proporción del nº de especies piscívoras detectadas respecto a esperadas.
13	Abundancia de especies zoobentívoras	Abundancia relativa de especies zoobentívoras respecto a la abundancia total.
14	Abundancia de especies piscívoras	Abundancia relativa de especies piscívoras respecto a la abundancia total.



Las métricas que integran la adaptación del EMFI recogen las principales características que definen la correcta estructuración y el grado de complejidad de las comunidades de peces. Las condiciones de referencia utilizadas para la aplicación de este índice se han elaborado a partir de la integración de datos históricos, información sobre biología y ecología de las especies y el conocimiento científico. En este sentido, se elaboró un listado de referencia de las especies que habitan en las áreas someras del Mar Menor (Tabla 3.4) (Oliva-Paterna et al. 2003 y 2006, Verdiell-Cubedo et al. 2007, 2013). Los rasgos funcionales de las especies fueron extraídos de bibliografía específica del Mar Mediterráneo (Whitfield & Elliott 2002, Franco et al. 2008) y del área de estudio (Oliva-Paterna et al. 2003 y 2006).

**Tabla 3.4.** Listado de referencia de la comunidad de peces asociada a las áreas someras del Mar Menor: Categoría de abundancia teórica establecida a nivel estacional.

Especies	Categorización de abundancias teóricas					
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño		
Anguilla anguilla	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso		
Aphanius iberus	Escaso	Escaso	Moderado	Moderado		
Atherina boyeri	Abundante	Abundante	Muy abundante	Abundante		
Belone belone	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Ausente		
Callionymus pusillus	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso		
Chelon labrossus	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente		
Dicentrarchus labrax	Ausente	Escaso	Ausente	Ausente		
Diplodus puntazzo	Escaso	Escaso	Ausente	Escaso		
Diplodus sargus	Ausente	Escaso	Escaso	Ausente		
Diplodus vulgaris	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente		
Engraulis encrasicolus	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso		
Gobius cobitis	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso		
Gobius niger	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso		



Especies	Categorización de abundancias teóricas				
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	
Gobius paganellus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	
Hippocampus guttulatus	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	
Lipophrys dalmatinus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	
Liza aurata	Muy abundante	Muy abundante	Moderado	Moderado	
Liza ramada	Abundante	Escaso	Muy escaso	Muy escaso	
Liza saliens	Muy abundante	Abundante	Muy abundante	Muy abundante	
Mugil cephalus	Moderado	Escaso	Muy escaso	Abundante	
Mullus barbatus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	
Pomatomus saltatrix	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso	
Pomatoschistus marmoratus	Muy abundante	Muy abundante	Muy abundante	Muy abundante	
Salaria pavo	Muy escaso	Muy escaso	Moderado	Escaso	
Sardina pilchardus	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente	
Sardinella aurita	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso	
Sarpa salpa	Ausente	Moderado	Muy escaso	Ausente	
Solea senegalensis	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	
Solea solea	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	
Sparus aurata	Muy abundante	Abundante	Ausente	Ausente	
Symphodus cinereus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	
Syngnathus abaster	Moderado	Abundante	Muy abundante	Muy abundante	
Syngnathus acus	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	
Syngnathus typhle	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	



Especies	Categorizació	Categorización de abundancias teóricas				
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño		
Tylosurus acus	Muy escaso	Ausente	Muy escaso	Muy escaso		

Las abundancias han sido categorizadas con el objetivo de facilitar su implementación en el índice EMFI (Tabla 3.5). Por su parte, el "Estatus de conservación de la comunidad de peces" (métrica 3), fue entendido como el número de especies incluidas en Catálogos de protección y/o Listas rojas internacionales, nacionales y regionales, que fueron registradas en cada uno de las unidades de muestreo (Tabla 3.6).

Tabla 3.5. Categorías y puntuaciones establecidas para los diferentes rangos de abundancias.

Categoría	Rango	Puntuación
Muy abundante	>500	5
Numeroso	150 - 500	4
Moderado	50 – 150	3
Escaso	10 - 50	2
Muy escaso	1 – 10	1
Ausente	0	0

**Tabla 3.6.** Listado de especies incluidas en catálogos de conservación. **DD:** datos insuficientes; **LC:** preocupación menor; **NT:** casi amenazada; **VU:** Vulnerable; **EN:** en peligro; **CR:** en peligro crítico

Especie	UICN	D. hábitat Anexo II	C. Berna Anexo III	C. Barcelona Anexo II	Libro Rojo Nacional	Libro rojo R. Murcia
Anguilla anguilla	CR				VU	NT
Atherina boyeri	LC				VU	VU
Aphanius iberus	ΕN	X	Χ	X	EN	EN
Hippocampus guttulatus	DD		Χ	X		CR
Pomatoschistus marmoratus	LC					VU
Syngnathus abaster	LC		Χ		LT	NT
Syngnathus acus	LC					DD
Solea solea	DD					VU
Syngnathus typhle	LC					DD

Para el cálculo de las métricas 1 (riqueza de especies), 7 (riqueza de especies residentes), 8 (riqueza de especies migradoras marinas), 11 (riqueza de



especies zoobentívoras) y 12 (riqueza de especies piscívoras) se procedió a la elaboración de **Curvas de acumulación** que reflejan el número máximo de especies detectadas en relación a la superficie de muestreo (Figs. 3.6 - 3.10). Las ecuaciones resultantes permiten obtener los valores máximos teóricos del número de especies, según sea la métrica, para cada superficie de muestreo.

De esta forma, el cálculo de cada una de las métricas en las diferentes unidades de muestreo se realizó como la proporción de especies, obtenida en cada localidad y periodo, respecto a la riqueza teórica reflejada para una superficie de 480 m². La métrica 5 (dominancia), debido a sus particularidades no alberga relación proporcional con curvas de acumulación y/o diferentes unidades espaciales, por lo que se utilizó el valor más alto obtenido en una localidad durante toda la serie temporal para cada estación de muestreo.

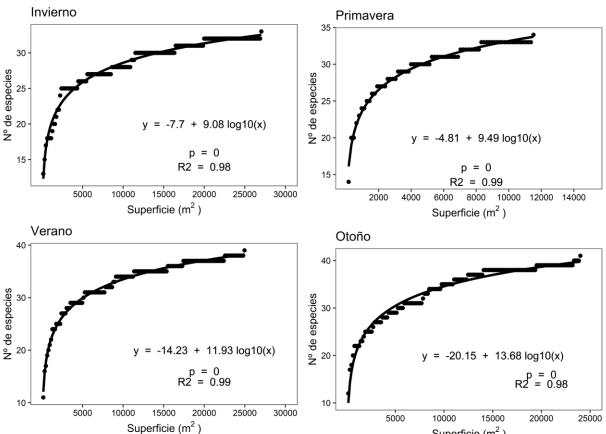
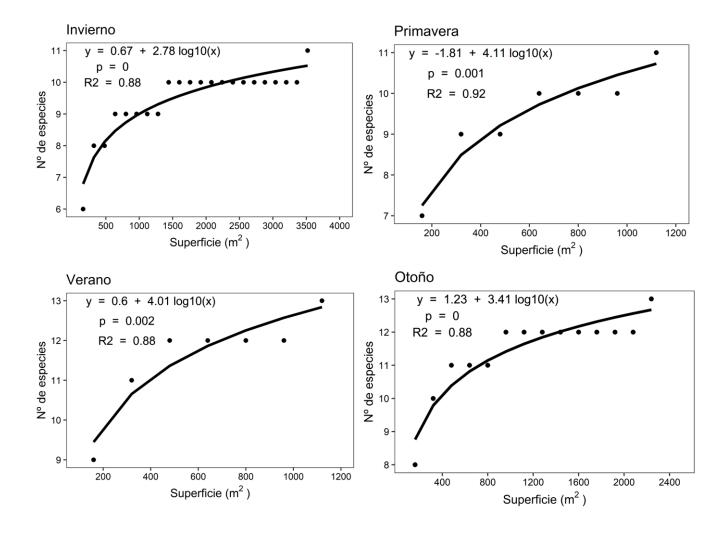


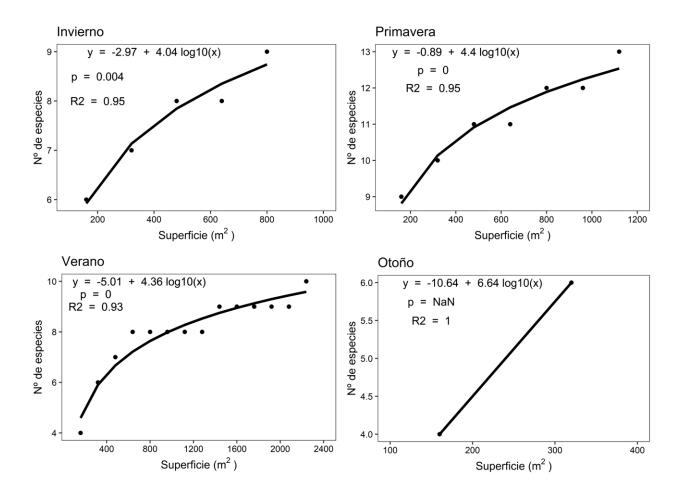
Figura 3.6. Regresiones establecidas entre la riqueza total de especies y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo.





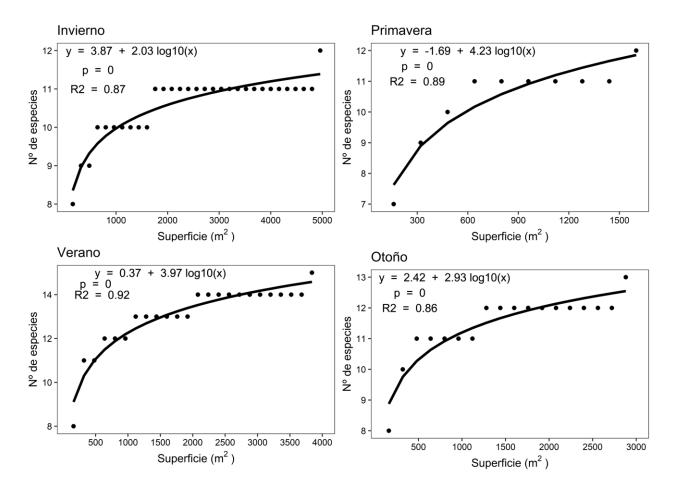
**Figura 3.7.** Regresiones establecidas entre la riqueza de especies residentes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo





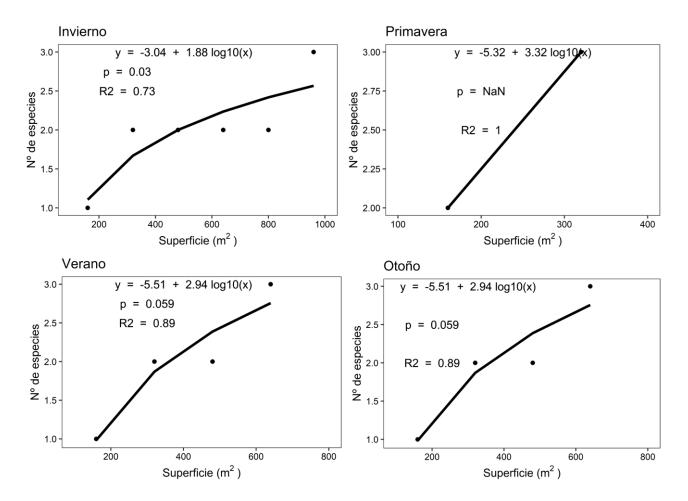
**Figura 3.8.** Regresiones establecidas entre la riqueza de especies migrantes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo





**Figura 3.9.** Regresiones establecidas entre la riqueza de especies zoobentívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo





**Figura 3.10.** Regresiones establecidas entre la riqueza de especies piscívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo.

Las métricas se calcularon de forma individual para cada una de las unidades de estudio en las diferentes réplicas temporales. Los valores obtenidos se han ponderado atendiendo a los umbrales de puntuación de cada métrica y a los criterios preestablecidos (Tabla 3.7).



Tabla 3.7. Adaptación del índice EMFI. Rangos de valores de las métricas y criterios de puntuación.

Métrica		Puntuación						
		1	2	3	4	5		
Dive	rsidad y composición de especies							
1	Riqueza específica	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%		
2	Estatus de conservación de la	0	1-2	3-4	5-6	≥7		
	comunidad							
3	Composición de especies	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%		
Abur	ndancia							
4	Abundancia de especies	<10%	≥10% - <20%	≥20% - <30%	≥30% - <40%	≥40%		
5	Dominancia	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%		
Uso	de las áreas someras							
6	Nº especies diádromas	0	1	2-3	4-5	≥6		
7	Riqueza de especies residentes	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%		
8	Riqueza de especies migradoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%		
9	Abundancia de especies residentes	<5% o >95%	≥5% - <15% o >85% - ≤95%	≥15% - <25% o >75% - ≤85%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%		
10	Abundancia de especies migradoras	<5% o >95%	≥5% - <15% o >85% - ≤95%	≥15% - <25% o >75% - ≤85%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%		
Integ	ridad trófica							
11	Riqueza de especies zoobentívoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%		
12	Riqueza de especies piscívoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%		
13	Abundancia de especies zoobentívoras	<5% o >95%	≥5% - <10% o >90% - ≤95%	≥10% - <25% o >75% - ≤90%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%		
14	Abundancia de especies piscívoras	0%	0% - <1%	≥1% - <5%	≥5% - <10%	≥10%		



#### 3.1.7. Análisis estadístico

Para el análisis e interpretación de los datos se utilizó el software R (R Core Team, 2021). Para la visualización de resultados se generaron gráficos de puntos y líneas usando el paquete *ggplot2* (Wickham, 2016), representando los promedios de cada métrica por campaña de muestreo, junto al error estándar.

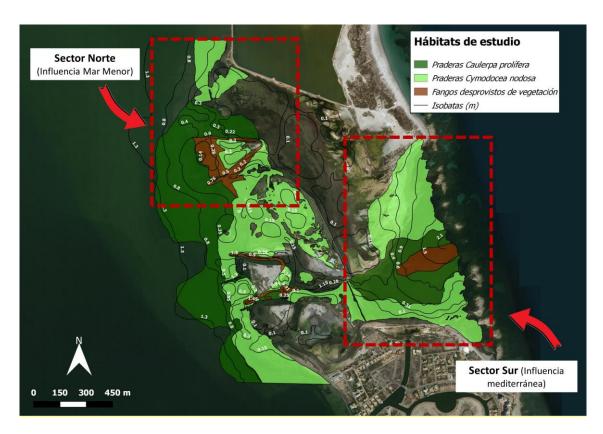
En relación a los test estadísticos, estos se realizaron mediante un análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de 999 permutaciones, con la función adonis2 del paquete vegan (Oksane et al. 2020). El diseño se realizó partiendo de la hipótesis de que los muestreos engloban tres periodos bien diferenciados: uno de referencia, sin condiciones eutróficas (2002-04); otro en condiciones eutróficas, pero previo a las mortandades masivas de peces (2018-19) y, por último, un periodo afectado por las mortandades (2020-22). De esta forma, el diseño analítico permite establecer de manera robusta las diferencias existentes entre los periodos objetivo, más allá de los cambios influenciados por la biología de las especies habitantes de las áreas someras, caracterizadas por presentar elevadas fluctuaciones temporales de manera natural. Por ello, el diseño del modelo PERMANOVA fue el siguiente: Estación + Sector + Periodo/Año. El anidamiento de los años dentro de los periodos definidos, garantiza tener en cuenta las posibles fluctuaciones interanuales que podrían ser ajenas a los procesos de degradación ecológica de la laguna. Además, la incorporación del sector espacial en el que se realizan los 3 arrastres evita cometer el error de pseudoreplicación. Por su lado, considerar la estación nos permite tener en cuenta las fluctuaciones intranuales derivadas de la biología de la especie (periodos de reclutamiento), si bien, en el presente informe los resultados se centrarán en la significancia estadística de los periodos definidos, indicativos de las tendencias temporales de las métricas evaluadas.

Los resultados relacionados con la ictiofauna de áreas someras se exponen en dos bloques. El primero de ellos engloba el conjunto de resultados relativo a los parámetros de la comunidad: Riqueza, Diversidad (Índice de Shannon-Wiener), Abundancia total de capturas, Biomasa total de capturas y Estuarine Multimetric Fish Index modificado (EMFI \*). El segundo bloque muestra la respuesta y evolución temporal de las especies o taxones más relevantes en las áreas someras: Atherina boyeri, Aphanius iberus, Engraulis encrasicolus, Pomatoschistus marmoratus, Gobius niger, Gobius cobitis, Salaria pavo, Syngnathus abaster, Symphodus cinereus y Familias Sparidae y Mugilidae.



# 3.2. Marco de seguimiento de *Callinectes sapidus* Rathbun (1896) en la Encañiza del Mar Menor

En el presente apartado se describe la red de monitoreo predefinida para el estudio de las poblaciones de cangrejo azul en la Encañizada del Mar Menor. En dicha área de estudio se establecieron dos sectores bien diferenciados: el primero de ellos con elevada influencia del Mar Menor, situado en la proximidad de las salinas de San Pedro del Pinatar (Sector Norte), y un sector con influencia mediterránea situado en la zona sur de la Encañizada, colindante con el extremo norte de La Manga (Sector Sur) (Fig.11). Dentro de cada uno de estos sectores se definieron tres hábitats de muestreo bien representados en esta zona intermareal: 1) Praderas marinas de *Cymodocea nodosa*; 2) Praderas marinas monoespecíficas de *Caulerpa prolifera*; 3) Fondos fangoarenosos desprovistos de vegetación.



**Figura 3.11.** Sectorización y distribución de hábitats objetivo de muestreo de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor. Fuente: Elaboración propia a partir de revisión y actualización de Belando et al. (2014).



#### 3.2.1. Periodicidad de muestreo.

Los muestreos de cangrejo azul se han planificado con una periodicidad bimensual, realizando a lo largo del periodo de ejecución del presente proyecto un total de 5 muestreos. Hasta la fecha, se han desarrollado los muestreos correspondientes a los meses de noviembre de 2021 y enero y marzo de 2022. Sobre la base de lo contemplado en el proyecto, quedan pendientes de ejecución los muestreos planificados en los meses de mayo y julio.

## 3.2.2. Localidades de muestreo: Tareas de campo.

Las tareas de campo a desarrollar se centraron en el muestreo de la especie objetivo mediante el uso de diferentes técnicas de capturas en los hábitats seleccionados de cada uno de los sectores predefinidos. Los datos obtenidos permitirán obtener información relativa a la efectividad de cada una de las trampas empleadas, siendo ésta de gran utilidad para el diseño de futuras estrategias de control de esta especie invasora en el área de estudio o en ambientes de características similares.

La variación intermareal de este espacio natural asociada al ciclo anual y a la dirección de los vientos predominantes modifica las condiciones del sistema y, por tanto, la viabilidad de los muestreos. Por ello, fue necesaria de forma previa a cada muestreo la prospección de las características de los sectores. En total, para el desarrollo de cada una de las campañas de muestreo fue necesaria la implicación de, al menos, dos investigadores durante 6 días, divididos estos por sector en: Día 1) supervisión de sectores de forma previa al muestreo; Día 2) colocación de trampas; Día 3) revisión y retirada de trampas.

Las tareas de campo que se han realizado en cada una de las localidades de muestreo, quedan englobadas en:

- (1) Evaluación de la población de *Callinectes sapidus*: Realización de muestreos cuantitativos (estandarizados según tiempo de actividad de las trampas).
- (2) Evaluación de hábitat (Tipificación físico-química y biótica): Tipificación específica a nivel de unidades de muestreo (trampa).



# 3.2.3. Evaluación de la población de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor: Métodos de captura.

Las diferentes tipologías de trampas empleadas en los muestreos de *Callinectes sapidus* permiten la captura del espectro total de tallas de la especie, desde ejemplares juveniles hasta individuos adultos reproductores (Fig. 3.12). Cabe resaltar la importancia de capturar individuos juveniles y reproductores de *C. sapidus* con el objetivo de definir correctamente la época reproductora y el reclutamiento de la especie, información de gran utilidad para diseñar medidas de gestión orientadas a su control. Teniendo en cuenta el rasgo trófico de la especie, las trampas fueron cebadas con carne de pollo para aumentar la efectividad de las mismas (Ingram & Marler, 1998).

#### ESFUERZO DE MUESTREO POR HÁBITAT DE SECTOR

#### Metodología:

Nasa cangrejera: (70 cm diámetro x 25 cm altura), 20 mm Luz de malla.

Nasa simple (sin paño): (80 cm longitud x 35 cm altura), 15 mm Luz de malla.

Nasa anguilera (con paño): (120 cm longitud x 40 cm altura // Longitud paño: 200 cm),

20 mm Luz de malla.

Minnow-traps: (23 cm diámetro x 20 cm altura), 10 mm Luz de malla.

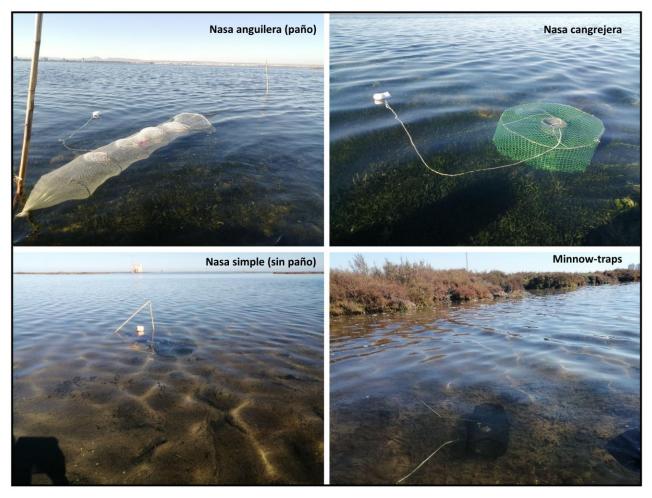
#### Esfuerzo de Muestreo:

- 4 Nasas cangrejeras x hábitat / Sector
- 4 Nasas simples x hábitat / Sector
- 4 Nasas anguileras x hábitat / Sector
- 4 Minnow-traps x hábitat / Sector

#### Resultados:

Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs = nº individuos / 24h. de actividad)





**Figura 3.12.** Tipologías de trampas utilizadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor.



# 3.2.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.

Se registraron variables de hábitat a nivel de trampa, permitiendo obtener información respecto a la selección de microhábitats y mesohábitats que realiza la especie objetivo en el área de estudio. A continuación, se recopilan las variables registradas en campo:

Tabla 3.8. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

	Unidad de medida
Variables físico-químicas	
Profundidad	cm
Outrop diavelte	
Oxígeno disuelto	mg/l
Saturación oxígeno	%
Temperatura	oC
Ph	-
Conductividad	μS-mS/cm <sup>2</sup>
Salinidad	‰
Granulometría Sustrato	Escala ordinal (1-4)
	1= Limos
	2= Arenas
	3= Gravas/Conchas
	4= Cantos/Guijarros
	(Modificado de:
	Bain, 1999)
Hotorogonoidad Custrata	. ,
Heterogeneidad Sustrato	Desviación estándar de la Granulometría
	(Bain y Stevenson, 1999)
Variables bióticas	
Vegetación acuática.	$\%$ / $m^2$
(Recubrimiento a nivel de especie)	
Volumen/densidad	Escala ordinal (1-5)



# 3.2.5. Procesado de material y obtención de datos.

Los ejemplares de *Callinectes sapidus* capturados en cada una de las localidades de muestreo han sido procesados *in situ* bajo protocolos preestablecidos para reducir al máximo el tiempo de manejo.

#### Material de estudio

Dada la complejidad logística de los muestreos de cangrejo azul en la zona intermareal de la Encañizada, el procesado de los ejemplares capturados ser realizó desde la embarcación de poco calado utilizada (kayak). Los ejemplares fueron medidos con la ayuda de un Pie de rey. También se determinó el sexo de los individuos en base a la morfología del Pleón (abdomen), registrando además la presencia o ausencia de puestas de huevos en las hembras. Estos datos permitirán obtener información relativa a la estructura de tallas de la población y a la fenología reproductiva de la especie en el área de estudio. De forma complementaria, con el objetivo de indagar en posibles patrones de movimiento y selección de hábitats de los ejemplares a lo largo del ciclo anual, éstos fueron marcados con la ayuda de una lima en su caparazón, asignado a cada ejemplar un código numérico único. No obstante, el equipo del proyecto es consciente de que la individualización de los ejemplares con esta técnica se encuentra supeditada al periodo de muda de la especie.

**Tabla 3.9.** Descripción de las variables a analizar correspondientes a la especie invasora *Callinectes sapidus*.

Nivel de análisis = Callinectes sapidus						
Variables	Resultados de Análisis					
Nº individuos	Conteo y procesado	Abundancia especie				
Longitud	Ictiómetro (± 1 mm)	Distribución/estructura de tallas				
Sexo	Sexado	Parámetros poblacionales				





**Figura 3.13.** Muestreo y toma de datos durante el seguimiento de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor.

## 3.2.6. Análisis estadístico

Los resultados preliminares relativos a la EEI *Callinectes sapidus* se representaron mediante diagramas de barras del promedio de capturas (CPUEs estandarizadas en 24 horas) junto al error estándar. Los análisis se realizaron mediante un PERMANOVA que interaccionó el mes de las capturas con la tipología de trampa y la tipología de hábitat muestreado.



# 4. Resultados del proyecto.

# 4.1. Ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna de otoño de 2021 e invierno de 2022. Inventario de taxones.

## Programas de seguimiento a escala de red de monitoreo:

<u>Días de trabajo en campo</u> (octubre + enero-febrero): 16 días totales [2 (prospección) + 14 (muestreo)]

<u>Localidades prospectadas</u> (octubre + enero-febrero): 30 Localidades, pertenecientes a los 18 Sectores del programa de seguimiento en dos Estaciones (otoño 2021 e invierno 2022) (Total muestreos = 36) (Tabla 4.1.)

<u>Unidades de muestreo</u> de comunidad de peces: 108 arrastres cuantitativos + 24 arrastres cualitativos.

<u>Evaluaciones de mesohábitat</u> (profundidad, sustrato, temperatura, conductividad, salinidad, transparencia, vegetación acuática): 108 evaluaciones.



**Tabla 4.1.** Muestreos de ictiofauna realizados en el marco del Proyecto.

Sector	Localidad Coord. XX		Coord. YY	Fecha Invierno	Fecha Otoño	
AS00	Las Encañizadas	37°46'44.8"N	0°45'23.1"W	03/02/2022	06/10/2021	
AS01	Escuela de Pieter	37°46'05.0"N	0°44'54.6"W	19/01/2022		
AS01	Navemar	37°45'11.4"N	0°44'31.5"W		06/10/2021	
AS02	Paquebote	37°44'15.3"N	0°44'21.2"W	03/02/2022		
AS02	Punta Seca	37°43'42.4"N	0°44'23.7"W		06/10/2021	
AS03	Área Sunset	37°42'20.7"N	0°44'34.2"W	19/01/2022		
AS03	Rte. El Molino	37°41'57.2"N	0°44'28.4"W		08/10/2021	
AS04	Bahía de las Palmeras	37°39'40.3"N	0°43'42.5"W	19/01/2022		
AS04	Gola de Marchamalo Sur	37°39'02.2"N	0°43'21.9"W		08/10/2021	
AS05	El Arsenal	37°38'18.9"N	0°45'05.5"W	02/02/2022	05/10/2021	
AS06	Mar de Cristal Norte	37°38'40.4"N	0°45'52.8"W	02/02/2022		
AS06	Mar de Cristal Sur	37°38'29.9"N	0°45'26.8"W		08/10/2021	
AS07	Los Nietos Sur	37°38'57.4"N	0°46'53.2"W	02/02/2022		
AS07	Los Nietos Norte	37°39'05.5"N	0°47'17.6"W		13/10/2021	
AS08	Lo Poyo Sur	37°39'24.8"N	0°48'01.3"W	31/01/2022		
AS08	Estrella de Mar	37°40'13.7"N	0°49'10.7"W		13/10/2021	
AS09	Los Urrutias Sur	37°40'46.5"N	0°49'39.4"W	18/01/2022		
AS09	Los Urrutias Norte	37°41'27.1"N	0°50'08.8"W		05/10/2021	
AS10	Carmolí 1º Párking	37°42'44.8"N	0°51'23.0"W	18/01/2022		
AS10	Carmolí 2º Párking	37°42'19.4"N	0°50'57.1"W		05/10/2021	
AS11	Camping Carthago	37°43'07.3"N	0°51'36.1"W	18/01/2022		
AS11	Venta Simón	37°43'16.7"N	0°51'35.6"W		15/10/2021	
AS12	Los Alcázares Sur	37°44'21.1"N	0°50'54.4"W	20/01/2022		
AS12	Los Alcáceres Norte	37°44'31.4"N	0°50'56.3"W		21/10/2021	
AS13	La Hita Sur	37°45'42"N	0°49'16.1"O	31/01/2022	21/10/2021	
AS14	Camping Hita N	37°46'07.0"N	0°48'52.3"O	31/01/2022	21/10/2021	
AS15	Villananitos Sur	37°49'07.9"N	0°47'02.8"W	20/01/2022		
AS15	Villananitos Norte	37°49'11.8"N	0°46'38.8"W		15/10/2021	
AS16	Molino Calcetera	37°47'45.9"N	0°45'41.2"W	20/01/2022	15/10/2021	



AS17 Pu	unta Lengua de aca	37°38'48.7"N	0°46'16.2"W	03/02/2022	12/10/2021
---------	-----------------------	--------------	-------------	------------	------------

Tabla 4.2. Listado de taxones detectados en las áreas someras del Mar Menor.

Listado de taxones detectados – INVENTARIO								
	Nombre científico	Verano 2021		Otoño 2021		Invierno 2022		
Familia		CPUEs	F	CPUEs	F	CPUEs	F	
Anguillidae	Anguilla anguilla (L., 1758)	0,02	0,02	0	0	0	0	
Atherinidae	Atherina boyeri Risso, 1810	21,9						
		6	0,89	13,22	0,87	1,61	0,22	
Blennidae	Microlipophrys dalmatinus (Steindachner & Kolombatovic, 1883) Salaria pavo (Risso, 1810)	0 10,8	0 0,8	0 4,85	0 0,63	0,02 0,06	0,02 0,06	
	Parablennius sanguinolentus							
	(Pallas, 1814)	0,5	0,3	0,11	0,06	0	0	
Belonidae	Tylosurus acus (Lacépède, 1803)	0,04	0,04	0	0	0	Q	
Cyprinodonti	Aphanius iberus (Valenciennes,							
dae	1846)	3,07	0,2	0,17	0,07	1,09	0,11	
Engraulidae	Engraulis encrasicolus (L., 1758)	0,06	0,02	3,78	0,09	0,02	0,02	
Gobiidae	Gobius cobitis Pallas, 1814	0,28	0,17	0,24	0,15	0	0	
	Gobius niger L. 1758	8,39	0,56	11,43	0,78	0,87	0,43	
	Pomatoschistus marmoratus	,	,	•	·	•	·	
	(Risso, 1810)	117,37	0,89	6,31	0,48	2,87	0,46	
Labridae	Symphodus cinereus (Bonnaterre ,1788)	42,02	0,72	61,3	0,93	6,02	0,7	
Moronidae	Dicentrarchus labrax (L., 1758)	0,02	0,02	0,02	0,02	0	0	
Mugilidae	Chelon auratus (Risso, 1810)	1,46	0,5	1,69	0,15	38,26	0,81	
	Chelon labrosus (Risso, 1827)	0,06	0,04	0	0	0	0	
	Chelon ramada (Risso, 1827)	0,19	0,02	0,02	0,02	1,54	0,13	
	Chelon saliens (Risso, 1810)	10,43	0,7	138,74	0,93	85,67	0,8	
	Mugil cephalus L., 1758	0,04	0,02	6,8	0,39	17,91	0,15	
Mullidae	Mulus barbatus L., 1758	0,24	0,11	0,06	0,06	0	0	
Soleidae	Solea senegalensis Kaup, 1858	0,02	0,02	0	0	0	0	
	Solea solea (L., 1758)	0	0	0	0	0,09	0,02	
Sparidae	Diplodus annularis (L., 1758)	0	0	0,15	0,11	0	0	
	Diplodus puntazzo (Walbau	0	0	0,02	0,02	1,37	0,26	



# Listado de taxones detectados – INVENTARIO

	N. 1. 1. 1. 1.	Verano 2021		Otoño 2021		Invierno 2022	
Familia	Nombre científico	<b>CPUEs</b>	F	CPUEs	F	CPUEs	F
m, 1792)							
	Diplodus sargus (L., 1758)	0	Q	0	0	0	0
	Lithognatus mormirus (L., 1758)						
	Sparus aurata L., 1758	0,02	0,02	0	0	5,43	0,72
Syngnathidae	1827	10,48	0,72	5,41	0,56	0,87	0,5 0,07
Syngnathidae		10,48 0,19	0,72 0,11	5,41 0,39	0,56 0,22		0,87 0,07

<sup>\*</sup> CPUEs = nº individuos/160m²

Q= especie únicamente detectada en muestreos cualitativos

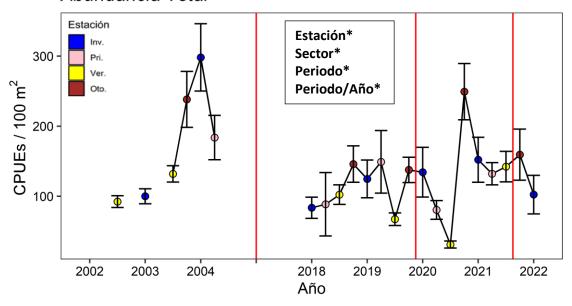


# 4.2. Evolución temporal de las métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las áreas someras.

## Abundancia y biomasa total de capturas

En relación a la abundancia total de capturas fueron significativos todos los parámetros evaluados (estación; sector; periodo y año anidado al periodo). El periodo de referencia (2002-04) mostró valores de abundancia significativamente más altos, debido a la mayor abundancia de espáridos y de *Pomatoschistus marmoratus*, especies con decrementos muy notables en los periodos restantes sometidos a elevados niveles eutróficos (2018-19; 2020-22). La elevada abundancia observada en otoño de 2020 se corresponde con altas cifras en la capturas de *Engraulis encrasicolus* en las áreas someras, especie que suele mostrar movimientos irruptivos en la laguna como consecuencia de *booms* en la disponibilidad de alimento en el sistema (Fig. 4.1).

#### Abundancia Total

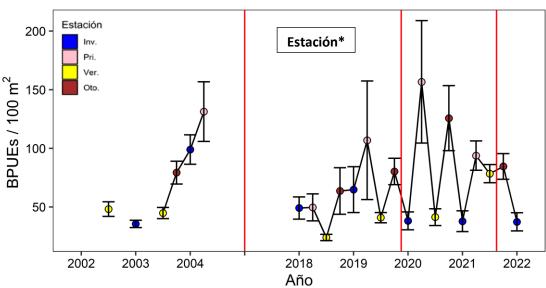


**Figura 4.1.** Evolución temporal del promedio de la abundancia total de capturas junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).



En lo relativo a la biomasa total de capturas, solo fue significativo el factor estación, presentando la primavera los valores más altos de biomasa entre los años muestreados. Esto se debe principalmente al incremento de la talla de espáridos y mugílidos cuyo reclutamiento empieza en el invierno previo (Fig. 4.2).

# Biomasa total



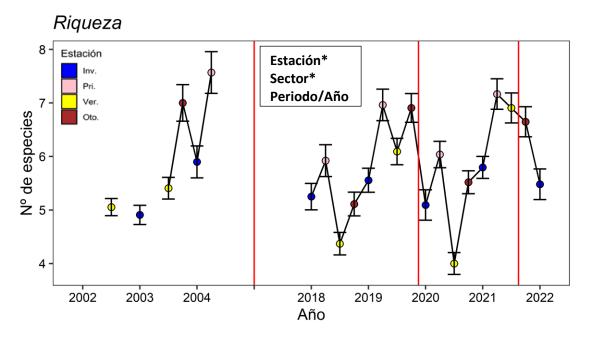
**Figura 4.2.** Evolución temporal del promedio de la biomasa total de capturas junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

#### Riqueza e índice de Shannon-Wiener

En relación al número de especies, se encontró significancia estadística en los factores estación, sector y año anidado al periodo. A pesar de la ausencia de diferencia entre los periodos considerados, éstas sí se encontraron entre los años que los componen. Cabe destacar que los picos de riqueza obtenidos en las estaciones de verano y otoño de los dos últimos periodos (2018-19; 2020-22) tienen lugar en momentos en los que los parámetros de calidad del agua de las zonas profundas reflejan un notable proceso de degradación (otoño 2019, verano y otoño 2021). En estas situaciones incrementa notablemente la frecuencia de aparición de *Symphodus cinereus* y *Gobius. niger*, y aparecen nuevas especies como *Lithognatus mormirus* o *Mullus barbatus*, incrementando



notablemente la riqueza específica en áreas someras, fruto de la búsqueda de zonas oxigenadas por parte de estos ejemplares provenientes de zonas más profundas de la laguna. Cabe destacar el escaso número de especies en verano de 2020, en el que los parámetros del fondo no reflejaban ninguna crisis distrófica, pero la anterior mortandad masiva (octubre de 2019) había mermado la frecuencia de aparición de las especies residentes, que deberían dominar la comunidad teóricamente durante el periodo estival. Un ejemplo de ello, es la desaparición de la especie bandera *Hippocampus guttulatus*, a partir de dicha mortandad, de manera que no ha sido detectada en la actualidad. Por otro lado, la riqueza en las estaciones de primavera e invierno es dependiente del reclutamiento de especies migrantes, principalmente mugílidos y espáridos, taxones afectados en menor medida por las mortandades acontecidas, y que muestran marcadas fluctuaciones interanuales definidas por sus eventos reproductivos (Fig. 4.3).

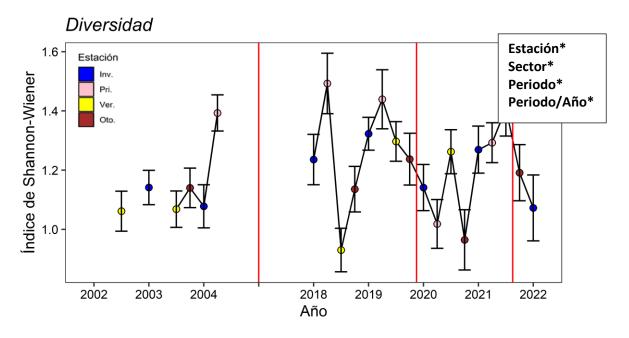


**Figura 4.3.** Evolución temporal del promedio de la riqueza específica junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

Respecto a la diversidad de la comunidad, evaluada mediante el índice de Shannon-Wiener, ésta fluctuó significativamente en base a todos los factores evaluados (estación, sector, periodo y año anidado al periodo). En este sentido, en términos generales, el periodo previo a las mortandades (2018-19), mostró valores superiores al resto (2002-04; 2020-22). Este hecho se encuentra relacionado con la disminución de las capturas de espáridos durante 2018-



2019, mostrando valores de abundancia similares a la mostrada por otros taxones menos representativos de las estaciones de primavera y verano, y teniendo como resultado final una comunidad más equitativa. Además, a esta situación se suma que tras el deterioro lagunar y las mortandades acontecidas, durante el periodo 2020-22 disminuyó la abundancia y frecuencia de aparición de especies residentes típicas, balanceando la comunidad hacia especies migrantes y/o especies de áreas más profundas de la laguna (Fig. 4.4), desencadenando ello en una nueva reducción de los valores de diversidad.



**Figura 4.4.** Evolución temporal del promedio del índice de Shannon junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

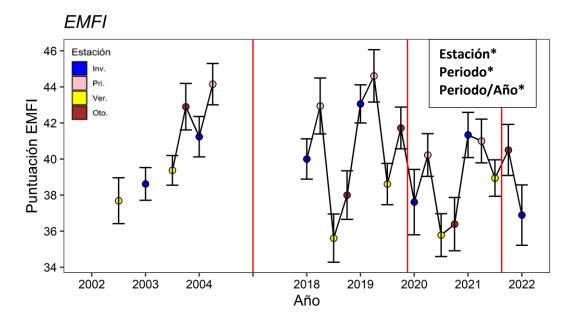


## Estuarine Multimetric Fish Index (EMFI) modificado

El estudio de la calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor se ha centrado en la aplicación del indicador EMFI y la interpretación de sus resultados. La calidad ecológica mostró significancia estadística para la estación, el periodo y el año anidado al periodo. De esta forma, en el periodo de referencia (2002-04) y el periodo previo a la mortandad (2018-19) se obtuvieron para este índice valores superiores al de las mortandades (2020-22). Pese a las variaciones observadas en las métricas anteriormente descritas, la calidad ecológica de las áreas someras mostró una elevada resiliencia durante el periodo 2018-19, no mostrando cambios significativos. Sin embargo, la situación crítica acontecida en el periodo 2020-22 desencadenó una merma significativa de los valores de EMFI, aunque sin considerarse éstos alarmantes.

Teniendo en cuenta las fluctuaciones interanuales (año anidado en periodo), el año con mayores valores del EMFI del periodo de mortandades (2021) es similar al de valores más bajos del periodo previo a las mortandades (2018) y mejor que el que posee un valor más bajo entre los comprendidos en el periodo de referencia (2002). Pese a ello, invierno de 2022 vuelve a mostrar valores próximos al año 2020, campaña de muestreo en la que el índice reflejó los valores más bajos de calidad ecológica registrados hasta la fecha. Esto permite concluir que el efecto refugio para la comunidad en momentos de crisis también se traduce en elevados valores de calidad ecológica según este índice, si bien puede enmascarar los problemas a los que se enfrentan las comunidades típicas de estos ambientes someros (Fig. 4.5).





**Figura 4.5.** Evolución temporal del promedio del EMFI modificado junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).



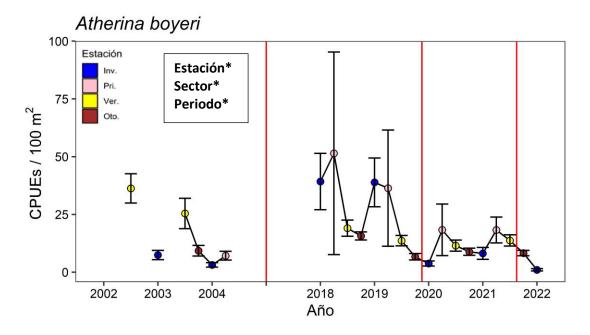
# 4.3. Evolución temporal de taxones representativos y descriptores de cambios en la comunidad ictícola de las áreas someras.

En el presente apartado se describe la evolución temporal de los taxones más abundantes y representativos de las áreas someras del Mar Menor (P.ej.: *Syngnathus abaster, Pomatoschistus marmoratus, Mugilidae*, etc.). A su vez, también se recoge el análisis temporal de aquellos taxones descriptores de cambios en la comunidad ictícola (P.ej.: *Symphodus cinereus, Gobius niger*, etc.).

# Atherina boyeri (Chirrete)

Esta especie mostró cambios asociados a la estación, el sector, y los periodos definidos. Sus valores máximos abundancias se dieron en el periodo previo a los eventos de mortandad masiva (2018-19), seguramente fruto de su plasticidad trófica, que le permite aprovechar explosiones de fitoplancton como fuente de alimento. Sin embargo, su patente sensibilidad a la escasez de oxígeno podría tener relación con el decremento en abundancia detectado en el periodo 2020-22. Un hecho que respalda esta hipótesis es el registro de sus valores de abundancia más bajos de la serie temporal en invierno de 2022 (< 1 ind./100 m²), meses después de la segunda mortandad masiva (agosto de 2021), reflejando así la alta sensibilidad de esta especie típica de las áreas someras y con alto valor comercial a estos procesos de degradación lagunar (Fig. 4.6).





**Figura 4.6.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *A. boyeri*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

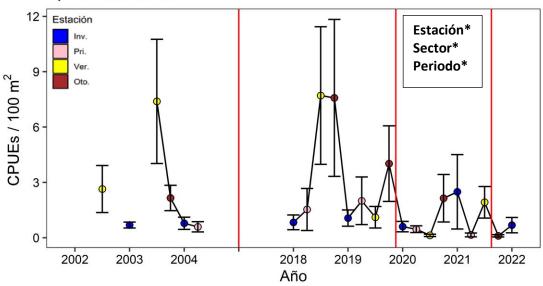
#### Aphanius iberus (Fartet)

La especie en peligro de extinción *A. iberus* mostró cambios significativos derivados del sector, la estación y el periodo. Si bien, el periodo que comprende 2018-19 muestra valores similares a 2002-04, sí queda reflejado un decremento en su abundancia poblacional durante el periodo en el que acontecen las mortandades masivas de peces (2020-22). La elevada presión anóxica sobre la cubeta sur, que, además, en agosto de 2021 desencadenó en una mortandad masiva, podría haber mermado las subpoblaciones de la especie de dicha extensión principalmente, Playa del Arsenal y Bahía de las Palmeras-Isla del Ciervo. A su vez, el incremento en abundancia de otras especies bentónicas y zoobentívoras de mayor tamaño en las áreas someras (P. ej.: *S. cinereus*, *G. niger*) fruto de la búsqueda de zonas oxigenadas, podría incidir negativamente por competencia y depredación de huevos y alevines sobre esta especie, especialmente sensible a dichos fenómenos. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de mantener los humedales periféricos de la laguna para preservar las poblaciones de la especie en el



medio-largo plazo, ya que estos hábitats quedan exentos de crisis anóxicas y, además, no reúnen los requerimientos de hábitat mínimos para poder ser colonizados por las especies bentónicas de mayor tamaño procedentes del fondo lagunar, garantizando la conservación de este ciprinodóntido amenazado en el entorno del Mar Menor (Fig. 4.7).

# Aphanius iberus



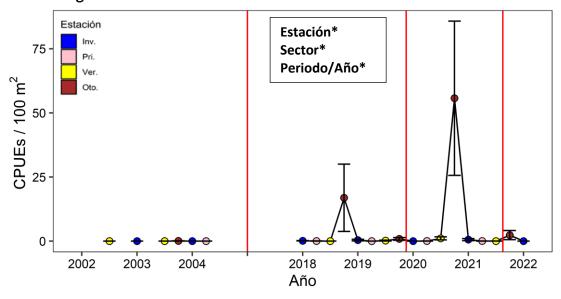
**Figura 4.7.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *A. iberus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021)



# Engraulis encrasicolus (Boquerón)

Respecto a la evolución temporal de la abundancia de *E. encrasicolus* se detectaron cambios derivados de la estación, el sector y el anidamiento del año en el periodo. De esta manera, la especie no mostró cambios asociados exclusivamente a los periodos definidos, pero sí a años concretos dentro de los mismos. Los otoños pertenecientes al periodo previo a las mortandades y los relativos al periodo en el que acontecen las mortandades reflejaron elevadas abundancias de la especie, asociadas seguramente a un elevado aporte previo de agua dulce y nutrientes, que actuó como atrayente para este taxón migrante y de carácter planctívoro. Futuros análisis que relacionen parámetros de la especie con variables de la cuenca vertiente tales, como el volumen de agua superficial y subterráneo mensual recibido, así como el volumen y naturaleza de nutrientes, podrían ayudar a entender con mayor precisión qué modula el éxito del reclutamiento de esta especie de interés comercial (Fig. 4.8).

# Engraulis encrasicolus



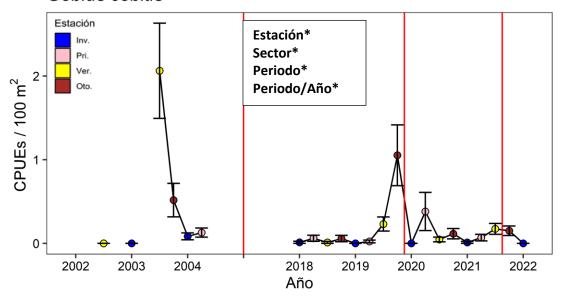
**Figura 4.8.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *E. encrasicolus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).



# <u>Gobius cobitis</u> (Gobio de roca)

Respecto a la abundancia de G. cobitis se observó significancia en todos los factores evaluados (estación, sector, periodo y año anidado en periodo). La especie mostraba abundancias más altas de manera general en el periodo de referencia (2002-04), con valores superiores en el año 2003, sugiriendo la existencia de cambios interanuales en ausencia de condiciones eutróficas. En 2018-19 la especie muestra valores inferiores, con un pico en otoño de 2019, previamente a la primera mortandad, que si bien serían esperables fluctuaciones interanuales en condiciones "normales", este cambio parece atribuirse a una búsqueda de refugio de los ejemplares del centro de la laguna en las oxigenadas áreas someras. Posteriormente, en 2020-22, durante el periodo crítico en el que acontecen las mortandades masivas de peces, las especie muestra valores similares a los previos a otoño de 2019. Posiblemente, la afección directa por las mortandades, sumada a la pérdida de idoneidad de su hábitat de reproducción, al disminuir la cantidad de conchas y rocas en superficie disponibles para realizar las puestas de huevos, como consecuencia del incremento de la porción de fango del sustrato tras el proceso de descomposición de los restos vegetales generados en las mortandades de praderas marinas, ha tenido una repercursión sobre las poblaciones de esta especie y de otros góbidos (Fig. 4.9).

#### Gobius cobitis



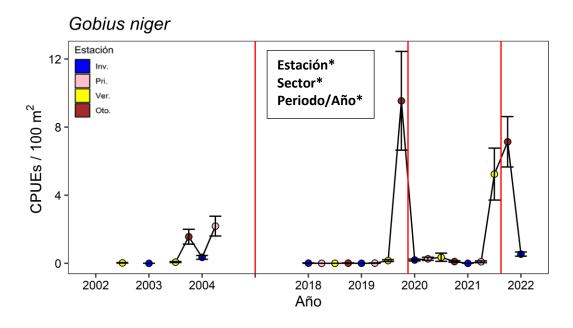
**Figura 4.9.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *G. cobitis*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna



(mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021)

## Gobius niger (Gobio negro; Chaparrudo)

En el análisis de la evolución temporal de *G. niger* se detectó significancia estadística en el sector, la estación, y el anidamiento del año en el periodo. Esto indica fluctuaciones basadas en alguno de los años que componen el periodo. Así, en otoño de 2019 se detectó un notable incremento en abundancia, con valores superiores incluso a los de 2002-04. De nuevo, en verano y otoño de 2021 vuelve a acontecer esta situación. La situación crítica, en términos de déficit de oxígeno, del centro lagunar durante estas campañas, sugiere que los incrementos poblacionales son fruto de la búsqueda de oxígeno en el área somera. Cabe destacar, que cuando esto no sucede, los valores de abundancia de las áreas someras son más bajos que en 2002-04, al igual que en *G. cobitis*, siendo consistente con la hipótesis de una reducción en los hábitats de puesta de góbidos expuesta anteriormente (Fig 4.10).

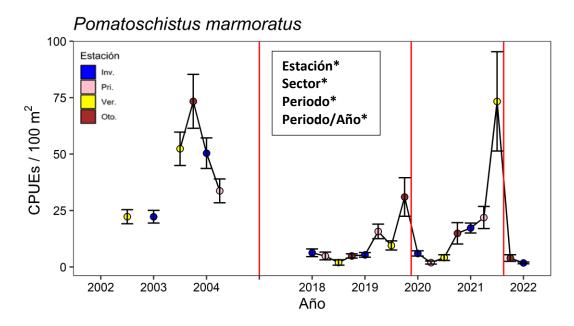


**Figura 4.10.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *G. niger.* Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año.* Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021)



# Pomatoschistus marmoratus (Zorrita, Gobio de arena)

En relación al análisis temporal de la abundancia de P. marmoratus, todos los factores fueron significativos (estación, sector, periodo y año anidado en periodo). La especie ha sufrido un acusado descenso en comparación con el periodo de referencia (2002-04), de mayor entidad incluso que en el resto de góbidos, ya que se trata de la especie que utiliza en mayor medida las áreas someras del Mar Menor. De nuevo, la pérdida de superficie efectiva de puesta derivada de la acumulación de fango, así como el incremento en la vegetación de las zonas poco profundas podría explicar la actual situación de esta especie estrechamente relacionada con hábitats arenosos desnudos. Sin embargo, en campañas puntuales como otoño de 2019 y verano de 2021 (momentos previos a mortandades masivas) se ha detectado un incremento notable en abundancia con un acusado descenso tras los eventos críticos. Esto podría deberse a un incremento del esfuerzo reproductor derivado de su plasticidad reproductiva durante las situaciones críticas, así como estar relacionado con un movimiento de ejemplares del centro de la laguna en busca de oxígeno, o a la suma o efecto sinérgico de ambos procesos. No obstante, esta especie típica de las áreas someras del Mar Menor, y propuesta como Vulnerable en Robledano et al. (2006), se encuentra en una crítica situación en la actualidad (Fig. 4.11).

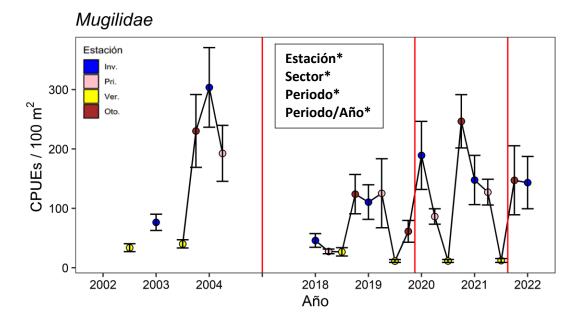


**Figura 4.11.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *P. marmoratus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).



#### Famillia Mugilidae

En relación a la abundancia de mugílidos, estos reflejaron significancia en todos los factores evaluados (estación, sector, periodo y año anidado al periodo). De esta manera, si bien existen notables fluctuaciones interanuales fruto de su carácter migrador (significancia del año anidado al periodo), el periodo de referencia (2002-04) y los periodos relativos a las crisis distróficas acompañadas de mortandades (2020-22) reflejaron valores más altos que el periodo previo a dichos eventos (2018-19). En el caso concreto de estos taxones, sería especialmente apropiado trabajar con diferentes variables descriptoras de la laguna (turbidez, clorofila, oxígeno disuelto, transparencia, temperatura, nitratos, nitritos, fosfatos, etc.) con una aproximación temporal y precisión espacial apropiadas, que permitan entender las condiciones que determinan el reclutamiento en áreas someras de estas especies con alto valor comercial, ya que actualmente no es posible establecer hipótesis consistentes con los resultados obtenidos. La interpretación de estas relaciones causaefecto permetirián establecer unas líneas o criterios de gestión destinados a sus poblaciones, orientados а mayor un sostenible aprovechamiento pesquero (Fig. 4.12).



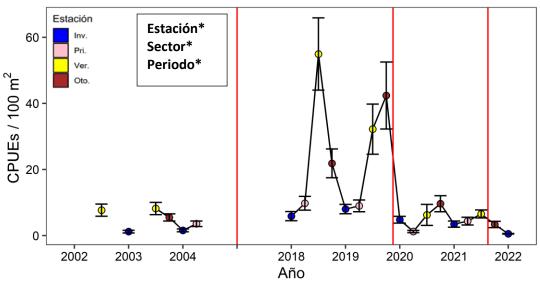
**Figura 4.12.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *Mugilidae*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).



#### Syngnathus abaster (Pez pipa)

El análisis de la evolución temporal de S. abaster mostró como factores significativos el sector, la estación y el periodo. La especie mostró en 2018-19 valores muy superiores a los detectados en el periodo de referencia. El incremento en la superficie vegetada de las áreas someras supuso un incremento del hábitat disponible de este singnátido, altamente relacionado con dichos ambientes, repercutiendo positivamente sobre su abundancia. A su vez, la mortandad de praderas en las zonas profundas pudo forzar un desplazamiento de las poblaciones de estas áreas a los únicos ambientes que mantienen pradera, incrementando en mayor medida sus densidades. No obstante, este hipotético movimiento no puede ser concluido en la actualidad. Sin embargo, tras la primera mortandad, la especie muestra un notable decremento, con valores próximos a los de 2002-04. Aunque estas densidades eran normales en el periodo de referencia, el descenso drástico tras un episodio de mortandad en el que numerosos ejemplares de la especie fueron detectados (octubre de 2019), así como un paulatino decremento en abundancia a lo largo de 2021-22, ponen de manifiesto una situación crítica, al igual que sucede con otros taxones residentes típicos del ambiente somero. En una situación similar se encuentra otro de los singnátidos típicos de las áreas someras, Hippocampus guttulatus, cuya presencia no ha sido detectada desde otoño de 2019 (Fig. 4.13).

# Syngnathus abaster





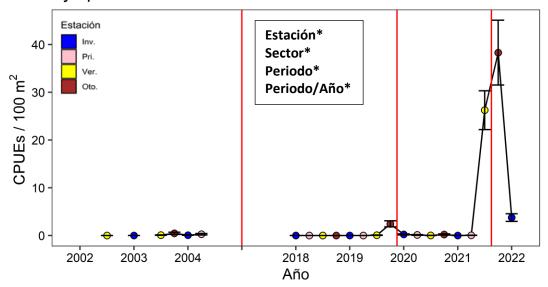
**Figura 4.13.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *S. abaster.* Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año.* Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

## Symphodus cinereus (Tordo; Bodión)

En relación al análisis de la evolución de la abundancia de S. cinereus en las áreas someras, todos los factores analizados fueron significativos (estación, sector, periodo y año anidado al periodo). La especie muestra abundancias muy superiores durante el periodo en el que acontecen las crisis distróficas acompañadas de mortandades masivas (2020-22), seguido del periodo previo, v siendo anecdótica su presencia en el periodo de referencia (2002-04). El año anidado al periodo indica que es en otoño de 2019 cuando la especie aparece en el periodo previo a las mortandades (2018-19). A su vez, su abundancia también se dispara durante las estaciones de verano de 2021 e invierno de 2022. Al igual que ocurre en el caso de G. niger, esta especie muestra sus picos de abundancia en momentos de crisis distrófica, posiblemente como búsqueda de refugio ante la anoxia de áreas más profundas de la laguna. No obstante, esta situación podría actuar en sinergia con una posible tendencia positiva en la abundancia de la especie en las áreas profundas, justificando niveles más altos de abundancia previos a la crisis distrófica de 2020-22 que en la de 2018-19. Además, la necesidad de utilizar las áreas someras como refugio en un periodo largo en el tiempo, unido a la merma de las especies residentes típicas, podría facilitar el establecimiento de esta especie no típica de los ambientes someros, dificultando la recuperación de los taxones residentes típicos por procesos de competencia y depredación de puestas y alevines (Fig. 4.14).



# Symphodus cinereus

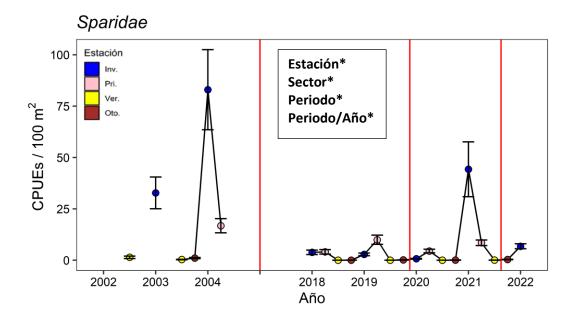


**Figura 4.14.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *S. cinereus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).



#### Familia Sparidae

El análisis de la abundancia de todos las especies detectadas en las áreas someras que componen la Familia Sparidae, refleja que todos los factores considerados se mostraron significativos (estación, sector, periodo y año anidado al periodo). Este grupo de especies muestra los valores más altos de abundancia en el periodo de referencia (2002-04), seguido del sometido a mortandades masivas de peces (2020-22) y, por último, el previo a dichos eventos (2018-19). La evolución temporal muestra un patrón claro de disminución del reclutamiento de este taxón en las áreas, hecho que podría deberse a un escenario menos atractivo para los ejemplares adultos que entran a desovar, o una menor supervivencia de las puestas realizadas por las pésimas condiciones ambientales. No obstante, también existieron fluctuaciones interanuales dentro de cada uno de los grandes periodos, siendo pertinente analizar otras variables que permitan inferir qué condiciones modulan el reclutamiento de estos taxones con elevado interés pesquero (Fig 4.15).

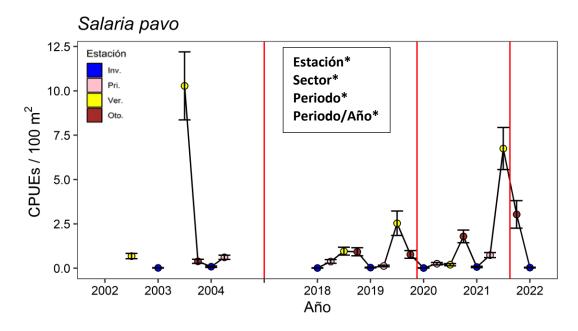


**Figura 4.15.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *Sparidae*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).



# Salaria pavo (Gallerbo; Barriguda)

El análisis de la evolución de capturas de *S. pavo* mostró significancia con todos los factores evaluados (estación, sector, periodo y año anidado al periodo). En términos generales, la especie muestra valores superiores en el periodo de referencia y en el periodo de mortandades masivas (2020-22), con cambios interanuales dentro de los mismos, apareciendo las abundancias más bajas en el periodo previo (2018-19). Este patrón, podría sugerir de nuevo un decremento en la abundancia de la especie asociado al deterioro de la laguna, pudiendo éste verse enmascarado durante los periodos de mortandades masivas por ejemplares del fondo lagunar que acuden al área somera en busca de refugio, si bien resulta complejo concluir esta hipótesis (Fig 4.16).



**Figura 4.16.** Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *S. pavo.* Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año.* Las líneas rojas representan las crisis distróficas ocurridas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).



# 4.4. Resultados preliminares de la evaluación poblacional de *Callinectes sapidus* en la Encañizada.

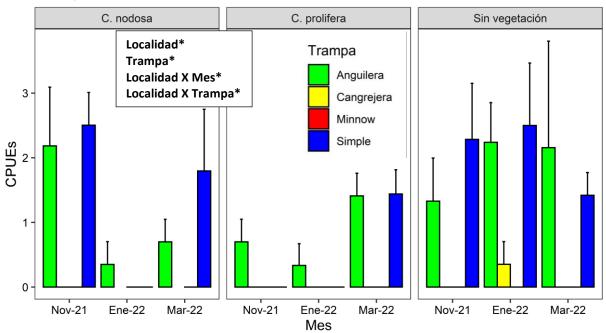
Durante la ejecución de las 3 primeras campañas de muestreo (noviembre-2021; enero-2022; marzo-2022) de *Callinectes sapidus* en el humedal de la Encañizada se capturó un total de 75 individuos. De estos, 13 ejemplares fueron hembras y 62 machos, mostrando un *sex-ratio* balanceado hacia los machos en dicho ambiente. Todos los ejemplares a excepción de uno fueron capturados en el sector de San Pedro del Pinatar, con menor influencia mediterránea. Dicho ejemplar fue capturado por una nasa anguilera en la zona desvegetada de la Manga, con mayor influencia mediterránea, y se trató de la única hembra grávida capturada en el marco del proyecto hasta la fecha.

Para el sector de San Pedro del Pinatar se han corroborado diferencias estadísticas entre las localidades, con mayor abundancia en las zonas desvegetadas, seguidas de las praderas marinas de Cymodocea nodosa y, por último, de Caulerpa prolifera. También se obtuvieron diferencias en la eficacia de captura entre tipologías de trampas, siendo más efectivas las nasas anguileras y las nasas simples. No hubo diferencias significativas temporales en cuanto al número de capturas. Sin embargo, sí se detectó significancia en la interacción localidad-mes, apareciendo un mayor número de capturas en la zona desvegetada durante la campaña de enero. En los hábitats dominados por C. nodosa se obtuvo mayor número de capturas durante la campaña de muestreo de noviembre y marzo. Por su lado, las capturas en praderas monoespecíficas de C. prolifera se dieron principalmente en la campaña de muestreo de marzo. Por último, también se detectó significancia estadística en la interacción trampa-localidad, siendo mejores en C. prolifera las nasas anquileras que las simples, aspecto que podría deberse a la profundidad de colocación, ya que las nasas anguileras demandan ser colocadas a una profundidad superior, la cual podría seleccionar preferiblemente esta especie (Fig. 4.17). Por su lado, los datos relativos a la estructura de tallas de los ejemplares capturados reflejan diferencias significativas entre las campañas de muestreo, siendo en noviembre capturados individuos de mayor tamaño.

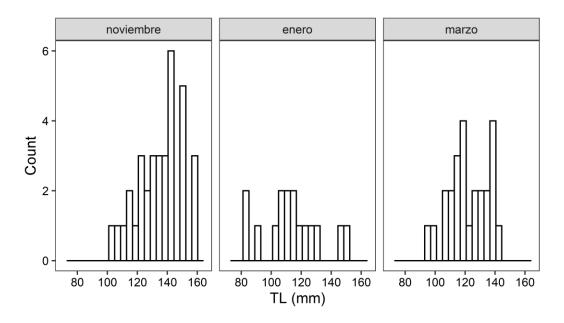
Estos resultados deben considerarse provisionales puesto que, en futuras campañas, fruto de la biología de la especie pueden existir cambios en la selección de hábitat o el sex-ratio de las capturas, aportando además información complementaria relativa a la fenología reproductiva de la especie.



# C. sapidus



**Figura 4.17.** Evolución temporal del promedio de abundancia (CPUEs en 24 h) junto al error estándar de *C. sapidus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Mes X Localidad X Trampa*.



**Figura 4.18.** Estructura de tallas de los ejemplares capturados de *C. sapidus* en las campañas de muestreo desarrolladas hasta la fecha.



# 5. Conclusiones.

El presente informe recopila la información resultante del proyecto "Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora Callinectes sapidus): situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor". Los resultados obtenidos tras el análisis de los datos recabados en las campañas de muestreo de ictiofauna de otoño de 2021 e invierno de 2022, y en las campañas de muestreo de Callinectes sapidus desarrolladas hasta la fecha (noviembre 2021 y enero y marzo de 2022), permiten establecer de forma preliminar y cautelar las siguientes conclusiones:

- El análisis de la evolución de los valores del indicador EMFI, relativo a la calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor, refleja un decremento significativo durante el periodo 2020-2022, fomentado éste por los episodios de mortandad masiva acontecidos.
- La sucesión de crisis distróficas fruto del proceso de eutrofización de la laguna está desencadenando un cambio sustancial en la comunidad de peces de áreas someras, afectando al reclutamiento y estatus poblacional de especies de interés prioritario.
- Si bien, tras los decrementos detectados en la abundancia de espáridos en 2018-19 no se han detectado nuevos impactos en los taxones migrantes, las especies residentes típicas de las áreas someras (Syngnathus abaster, Pomatoschistus marmoratus, Atherina boyeri, Aphanius iberus) están sufriendo un reemplazamiento, en términos de abundancia, especies funcionalmente por dispares (principalmente, Symphodus cinereus y Gobius niger) procedentes de zonas más profundas y degradas de la laguna. La continuidad de este hecho en el tiempo podrá favorecer el establecimiento de las mismas, incrementando el perjuicio sobre los taxones típicos por fenómenos de competencia y depredación de puestas y estadios juveniles.
- Se considera alarmante la situación poblacional de singnátidos en las áreas someras del Mar Menor. El acusado declive mostrado por Syngnathus abaster tras los eventos de mortandad, así como su reducida capacidad de respuesta previsiblemente asociada a su baja



tasa reproductiva, hace imprescindible el seguimiento continuado de la especie. Igualmente, la situación de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras se considera crítica, no siendo detectada la especie en el marco del seguimiento continuado desde la mortandad de 2019.

- El decremento constatado en abundancia de Aphanius iberus insta a establecer medidas de recuperación de pequeños humedales en el perímetro del Mar Menor, que permitan mantener, frente al actual escenario de degradación, poblaciones fuente que preserven la viabilidad de esta especie En peligro de extinción en la laguna y su entorno.
- En lo relativo a la evaluación del estatus poblacional de Callinectus sapidus en la zona intermareal de la Encañizada, la especie selecciona las zonas con menor influencia mediterránea de dicho humedal. Del mismo modo, mostró preferencia por hábitats fangosos desprovistos de vegetación y por aquellos dominados por Cymodocea nodosa, siendo estos últimos hábitats seleccionados por especies de elevado interés de conservación (p.ej. Singnátidos). Durante las campañas de muestreo realizadas hasta la fecha (periodo otoño-invierno), el sex-ratio se encuentra dominado por machos (> 80% de las capturas). La evaluación de la efectividad de las trampas de cara a su implementación en futuras directrices de gestión o control poblacional de esta especie invasora, clasifica a las nasas de red como las técnicas de captura más efectivas, independientemente de la presencia de paño.



# 6. Bibliografía.

- Arias, A.M. & P. Drake. 1990. Estados juveniles de la Ictiofauna de los caños de las Salinas de la Bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 163 pp.
- Anderson, M.J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance ( PERMANOVA). Wiley StatsRef: Statistics Reference Online, 1–15.
- **Bauchot, M.L. & A. Pras.** 1993. Guía de los Peces de Mar de España y de Europa. *Ediciones Omega, S.A.* Barcelona. 432 pp.
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M., 2016. Alien pecies as a driver of recent extinctions. Biol. Lett. 12 (2).
- Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Austral Ecol. 18:117–143
- Clarke, K.R & R.N. Gorley. 2005. PRIMER-E. v6.
- Clarkson, E., & Beseres-Pollack, J. 2020. Characterizing Fish–Habitat Associations through Paired Fisheries-Independent and In Situ Habitat Assessments. North American Journal of Fisheries Management, 41(1): 49-63.
- Corbera, J., A. Sabatés & A. García Rubies. 1996. Peces de Mar de la Península Ibérica. *Editorial Planeta*, S.A. Barcelona. 312 pp.
- Deegan, L.A., Finn, J.T., Ayvazian, S.G., Ryder-Kiefer, C.A. & Buonaccorsi, J., 1997. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. *Estuaries* 20: 601–617 1108.
- Essl F., Bacher S., Blackburn T., Booy O., Brundu G., Brunel S., Cardoso A.C., Eschen R., Gallardo B., Galil B., García-Berthou E., Genovesi P., Groom Q., Harrower C., Hulme P.E., Katsanevakis S., Kenis M., Kühn I., Kumschick S., Martinou A.F., Nentwig W., O'Flynn C., Pagad S., Pergl J., Pyšek P., Rabitsch W., Richardson D.M., Roques A., Roy H.E., Scalera R., Schindler S., Seebens H., Vanderhoeven S., Vilà M., Wilson J.R.U., Zenetos A., Jeschke J.M. 2015. Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. BioScience, 65: 769–782.
- **Fernández-Delgado, C., Drake, P. Arias, A.M. & D. García.** 2000. Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 272 pp.



- **Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P. & Torricelli, P.** 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: The functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 354: 219–228.
- Franco, A., Pérez-Ruzafa, A., Drouineau, H., Franzoi, P., Koutrakis, E.T., Lepage, M., Verdiell-Cubedo, D., Bouchoucha, M., López-Capel, A., Riccato, F., Sapounidis, A., Marcos, C., Oliva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M. & Torricelli, P. 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 112: 115–125.
- García-Oliva, M., Pérez-Ruzafa, Á., Umgiesser, G., McKiver, W., Ghezzo, M., De Pascalis, F., Marcos, C., 2018. Assessing the hydrodynamic response of the Mar Menor lagoon to dredging inlets interventions through numerical modelling. Water (Switzerland) 10.
- Hallett, C.S., Valesini, F.J. & Clarke, K.R., 2012. A method for selecting health index metrics in the absence of independent measures of ecological condition. *Ecol. Indic.* 19: 240–252.
- **Harrison, T.D. & Kelly, F.L.** 2013. Development of an estuarine multi-metric fish index and its application to Irish transitional waters. *Ecol. Indic.* 34: 494–506.
- **Harrison, T.D. & Whitfield, A.K.,**2006. Application of a multimetric fish index to assess the environmental condition of South African estuaries. *Estuar. Coast.* 29.
- Hughes, J.E., Deegan, L.A., Weaver, M.J. & Costa, J.E., 2002. Regional application of an index of estuarine biotic integrity based on fish communities. *Estuaries* 25: 250–263.
- **Ingram G. & Marler R.,** 1998. Fishing the Delaware Valley. Fishing Tales from the Delaware Valley. *Temple University Press.* 1: 248 pp.
- Jordan, S.J., Lewis, M.A., Harwell, L.M. & Goodman, L.R. 2010. Summer fish communities in northern Gulf of Mexico estuaries: indices of ecological condition. *Ecol. Indic.* 10: 504–515.
- Mancinelli, G., Carrozzo, L., Costantini, M.L., Rossi, L., Marini, G., & Pinna, M. 2013. Occurrence of the Atlantic Blue Crab Callinectes Sapidus Rathbun, 1896 in Two Mediterranean Coastal Habitats: Temporary Visitor or Permanent Resident? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 135, 46–56.



- Mancinelli, G., Glamuzina, B., Petric, M., Carrozzo, L., Glamuzina, L., Zotti, M., ... Vizzini, S. 2016. The Trophic Position of the Atlantic Blue Crab Callinectes Sapidus Rathbun 1896 in the Food Web of Parila Lagoon (South Eastern Adriatic, Croatia): A First Assessment Using Stable Isotopes. *Mediterranean Marine Science*, 17, 634–643.
- Mancinelli, G., Guerra, M. T., Alujević, K., Raho, D., Zotti, M., & Vizzini, S. 2017. Trophic Flexibility of the Atlantic Blue Crab Callinectes Sapidus in Invaded Coastal Systems of the Apulia Region (SE Italy): A Stable Isotope Analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Miller, D.L., Leonard, P.M., Hughes, R.M., Karr, J.R., Moyle, P.B., Schrader, L.H., Thompson, B.A., Daniels, R.A., Fausch, K.D., Fitzhugh, G.A., Gammon, J.R., Haliwell, D.B., Angermeier, P.L., Orth, D.J., 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries* 13: 12–20 –1120.
- Muñoz A, Vivas M, García E, Guijarro E. 2019. El cangrejo azul (Callinectes sapidus) en el Mar Menor (Murcia)
- **Nehring, S.** 2011. Invasion History and Success of the American Blue Crab Callinectes Sapidus in European and Adjacent Waters. In *In the Wrong Place Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts* (Galil, B. S., ed), pp. 607–624 Dordrecht: Springer Netherlands.
- **Occhipinti-Ambrogi A.** 2007. Global change and marine communities: Alien species and climate change. Mar Pollut Bull 55: 342–352.
- Oksanen, J; Blanchet, F.G.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; McGlinn, D.; Minchin, P.R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Szoecs, E. & Wagner, H. 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. https://CRAN.R-project.org/package=vegan
- Oliva Paterna, F., Andreu Soler, M., Miñano, P., Verdiell Cubedo, D., Caballero, J., Egea Serrano, A., Maya, J., Ruiz Navarro, A. & Torralva Forero, M. 2003. Ictiofauna de zonas someras del Mar menor (SE Península Ibérica): Especies con presencia de alevines y juveniles. *An. Biol.* 206–208.
- Oliva-Paterna F.J., Ribeiro F., Miranda R., Anastácio P.M., García-Murillo P., Cobo F., Gallardo B., García-Berthou E., Boix D., Medina L., Morcillo F., Oscoz J., Guillén A., Arias A., Cuesta J.A., Aguiar F., Almeida D., Ayres C., Banha F., Barca S., Biurrun I., Cabezas M.P., Calero S., Campos J.A., Capdevila-Argüelles L., Capinha C., Carapeto



- A., Casals F., Chainho P., Cirujano S., Clavero M., Del Toro V., Encarnação J.P., Fernández-Delgado C., Franco J., García-Meseguer A.J., Guareschi S., Guerrero A., Hermoso V., Machordom A., Martelo J., Mellado-Díaz A., Moreno J.C., Oficialdegui F.J., Olivo del Amo R., Otero J.C., Perdices A., Pou-Rovira Q., Rodríguez-Merino A., Ros M., Sánchez-Gullón E., Sánchez M.I., Sánchez-Fernández D., Sánchez-González J.R., Soriano O., Teodósio M.A., Torralva M., Vieira-Lanero R., Zamora-López, A. & Zamora-Marín J.M. 2021. LISTA DE ESPECIES EXÓTICAS ACUÁTICAS DE LA PENINSULA IBÉRICA. Informe técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515). 64 pp. (in press)
- Oliva-Paterna, F.J., Andreu, A., Miñano, P.A., Verdiell, D., Egea, A., de Maya, J.A., Ruiz-Navarro, A., García-Alonso, J., Fernández-Delgado, C. & Torralva, M. 2006. Y-O-Y fish species richness in the littoral shallows of the meso-saline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235–237.
- Oliva-Paterna, F.J., Zamora, A., Guillén, A., Guerrero, A. & Torralva-Forrero, M. 2017. Estudio del estado de la ictiofauna indicadora de zonas someras, mejora de la información y aplicación en la redacción de proyectos en zona sumergida del Mar Menor. Informe 2 Diseño y medotología de seguimiento. Universidad de Murcia".
- 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.
- Pyšek P., Hulme P.E., Simberloff D., Bacher S., Blackburn T.M., Carlton J.T., Dawson W., Essl F., Foxcroft L.C., Genovesi P., Jeschke J.M., Kühn I., Liebhold A.M., Mandrak N.E., Meyerson L.A., Pauchard A., Pergl J., Roy H.E., Seebens H., Kleunen M., Vilà M., Wingfield M.J., Richardson D.M. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. Biological Reviews, 95: 1511-1534.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.
- **Richardson DM, Pyšek P.** 2008. Fifty years of invasion ecology-the legacy of Charles Elton. Divers Distrib 14:161–168.



- Robledano, F.; Calvo, F. & Hernández, V. (coordinadores). 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia*. pp. 104-105. Dirección General del Medio Natural, Consejería de Industria y Medio Ambiente.
- Roques A., Auger-Rozenberg M.A., Blackburn T.M., Garnas J.R., Pyšek P., Rabitsch W., Richardson D.M., Wingfield M.J., Liebhold A.M., Duncan R.P. 2016. Temporal and interspecific variation in rates of spread for insect species invading Europe during the last 200 years. Biological Invasions, 18: 907-920.
- **Spellerberg, I. F.** 2008. Shannon–Wiener Index. *Encyclopedia of Ecology*, 3249–3252.
- **Taybi, A. F., & Mabrouki, Y. (2020).** The American Blue Crab Callinectes Sapidus Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) Is Rapidly Expanding Through the Mediterranean Coast of Morocco. Thalassas, 36, 267–271.
- **Thiel, R., H. Cabral & M.J. Costa.** 2003. Composition, temporal changes and ecological guild classification of the ichthyofaunas of large European estuaries a comparison between the Tagus (Portugal) and the Elbe (Germany). *J. Appl. Ichthyol.* **19**(5):330-342.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) 2000. Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. Office of Water EPA822-B-00-024. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Washington, DC.
- **Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva-Forero, M.** 2007. Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica* **26**: 341–350.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J., Ruiz-Navarro, A. & Torralva, M. 2013. Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Mar. Biol. Res.* **9**: 739–748.
- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., J. Nielsen & E. Tortonese. 1984. Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume I, II y III. UNESCO, París. 1443 pp.



Whitfield, A.K. & Elliott, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: A review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol.* **61**: 229–250.

**Wickham, H.** 2016 ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

Zamora-Marín J.M., Zamora-López A., Torralva-Forero M. & Oliva-Paterna F.J. 2016. Presencia de la especie invasora Pacifastacus leniusculus (Dana, 1852) (Decapoda, Astacidae) en la Cuenca del Río Segura (SE, España). Anales de Biología, 38.