

Seguimiento Ictiofaunas- Invasoras

INFORME - Parcial

Junio 2023

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. 2023. *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. Junio 2023. Universidad de Murcia.

Seguimiento Ictiofaunas-Invasoras

INFORME – Parcial Junio 2023

APARTADO SUBSANACIÓN I

I. Estado actual de ejecución del proyecto y consecución de objetivos.....	5
1. Resumen de antecedentes y objetivos.	9
1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto.....	9
1.2. Descripción del objeto del proyecto.	15
2. Equipo de trabajo.	19
3. Selección de red de monitoreo y diseño de seguimiento.....	20
3.1. Marco de seguimiento de comunidades ictiológicas de áreas someras.	20
3.1.1. Periodicidad de muestreo.	23
3.1.2. Localidades de muestreo: tareas de campo.....	23
3.1.3. Evaluación de la comunidad de peces de pequeña talla.	24
3.1.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.	26
3.1.5. Metodología de laboratorio y análisis de datos.	28
3.1.6. Metodología de evaluación de cambios en la comunidad de peces.....	31
3.1.7. Análisis estadístico	43
3.2. Marco de seguimiento de <i>Callinectes sapidus</i> Rathbun (1896) en la Encañiza del Mar Menor	46
3.2.1. Periodicidad de muestreo.	47
3.2.2. Localidades de muestreo: Tareas de campo.	47
3.2.3. Evaluación de la población de <i>Callinectes sapidus</i> en la Encañizada del Mar Menor: Métodos de captura.....	48
3.2.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.	51
3.2.5. Procesado de material y obtención de datos.	52
3.2.6. Análisis estadístico	53

4. Resultados del proyecto.....	55
4.1. Ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna en el marco del proyecto. 55	
4.2. Evolución temporal de parámetros o métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las áreas someras.....	58
4.3. Estructura y composición de la comunidad.....	64
4.4. Evolución temporal de taxones representativos y descriptores de cambios en la comunidad ictícola de las áreas someras.	69
4.4.1. Especies de interés comercial.	70
4.4.2. Especies de interés de conservación.....	76
4.4.3. Especies descriptoras de cambios en la comunidad.....	82
4.5. Resultados de la evaluación poblacional de <i>Callinectes sapidus</i> en la Encañizada del Mar Menor.	88
5. Conclusiones.....	93
6. Bibliografía.....	96

I. Estado actual de ejecución del proyecto y consecución de objetivos.

En este apartado se detallan los objetivos alcanzados hasta la fecha en el marco del presente proyecto, siendo el objetivo principal el estudio y seguimiento espacio-temporal de las poblaciones faunísticas de gestión prioritaria en las áreas someras e intermareales del Mar Menor, entendiendo estas zonas como hábitats críticos de elevado valor ecológico. En este sentido, la ictiofauna de interés conservacionista y pesquero, así como la especie exótica invasora *Callinectes sapidus* (cangrejo azul o jaiba), han sido seleccionados como componentes faunísticos objetivos de estudio. A continuación, se detalla el grado de consecución de los siguientes objetivos específicos del proyecto:

- *Evaluar la respuesta de las comunidades de peces de las áreas someras ante la situación actual de deterioro de la laguna, así como la evaluación de aquellos taxones de interés conservacionista.*

Para la consecución de dicho objetivo específico se han desarrollado en el marco del presente proyecto las campañas de muestreo de ictiofauna en áreas someras correspondientes a las estaciones de invierno y primavera de 2023. Dado el volumen de información recabado en campo, así como la elevada dedicación que supone el procesado en laboratorio de especies de conflictiva identificación, principalmente correspondientes a taxones de las Familias *Mugilidae* y *Sparidae*, los datos referentes a la estación de primavera no han podido ser incorporados en los análisis realizados en el presente informe intermedio.

En el presente documento se incorpora la actualización de la información relativa a los parámetros o métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las áreas someras (Ver apartado 4.2), su estructura y composición (ver apartado 4.3) y la evolución temporal de taxones representativos (especies de interés pesquero y conservacionista) (Ver apartado 4.4).

De forma posterior a la entrega de este informe intermedio, y hasta la fecha de finalización del proyecto en curso, los datos de ictiofauna serán completados con la información recabada en las próximas campañas de muestreo, que se desarrollarán en julio y octubre de 2023. Estos datos nos permitirán concluir el seguimiento anual de la estructura y

composición de la comunidad, discutiendo a su vez aspectos relativos a la dinámica de las especies de interés de conservación e interés pesquero.

- *Estudiar el papel como hábitats críticos y de refugio de las áreas someras del Mar Menor, teniendo en cuenta la heterogeneidad ambiental que estos albergan.*

La ejecución de la campaña de muestreo de ictiofauna de la estación invernal y la inclusión de la información obtenida, ha permitido ampliar la serie temporal de datos disponible para estudiar la evolución de los parámetros de la comunidad de peces y su respuesta ante posibles cambios o perturbaciones en el ambiente. Como puede observarse en los apartados 4.2 – 4.4 del presente informe intermedio o semestral, se ha estudiado el papel del confinamiento (tasa de renovación de agua) como factor de heterogeneidad ambiental y que podría influir en la dinámica de las comunidades de peces de las áreas someras. Por lo tanto, ha sido evaluado un gradiente de heterogeneidad de hábitat que permite evaluar los cambios en una escala espacial inferior a la del conjunto perimetral de la laguna. En el informe final del proyecto en curso se procederá a la integración y evaluación de otras variables descriptoras de hábitat, aportando una mayor información sobre la heterogeneidad ambiental de las áreas someras y la implicación de estos ambientes marinos como hábitats críticos.

- *Generar información base relativa a la biología y estado poblacional del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) en un hábitat somero prioritario (Las Encañizadas, PR Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar).*

Durante la ejecución de la primera parte de este proyecto, se han ejecutado un total de 4 campañas de muestreo de cangrejo azul, con una periodicidad bimensual, desarrolladas entre noviembre de 2022 y junio de 2023. Cabe destacar, que la información recabada en la última campaña de muestreo no ha podido ser incorporada en el presente informe intermedio, formando por tanto parte del informe final que será entregado a la finalización del proyecto. Durante la ejecución total del proyecto se desarrollarán 2 campañas de muestreo complementarias, en los meses de julio y septiembre de 2023, contabilizando un total de 6 campañas de muestreo anuales (periodicidad bimensual).

En el presente informe intermedio o semestral se expone información relativa a la fenología del cangrejo azul en la zona intermareal de Las Encañizadas (Ver apartado 4.5), evaluando por separado su estatus poblacional en zonas con diferente grado de influencia mediterránea. A su vez, se ha estudiado la selección de hábitat que realizan, diferenciando entre ambientes vegetados dominados por fanerógamas marinas, ambientes vegetados dominados por praderas de la macroalga *Caulerpa prolifera* y fondos fango-arenosos desprovistos de vegetación.

En el informe que se entregará tras la finalización del proyecto, estos estudios de fenología y selección de hábitats se replicaran con los grupos de edades generados tras el análisis de la estructura de tallas, estando conformada la base de datos final por la información recabada en 2022 (estudio previo) y 2023 (proyecto en curso).

- *Estudio experimental sobre metodología de captura (activas y pasivas) dirigidas a cangrejo azul en zonas someras, permitiendo así orientar futuras estrategias de gestión y control de sus poblaciones en esta tipología de hábitats.*

En el presente informe intermedio o semestral se ha evaluado la eficacia de diferentes metodologías de captura de cangrejo azul en la zona intermareal de Las Encañizadas (Ver apartado 4.5). Al igual que para el estudio de los aspectos biológicos y de selección de hábitats del cangrejo azul, se ha analizado la información recabada en el presente proyecto hasta la campaña de muestreo de marzo de 2023. El estudio de la eficacia de captura de los diferentes métodos de trampeo probados será replicado tras la finalización de la última campaña de muestreo de septiembre de 2023, viendo la interacción entre la tipología de trampa y factores temporales y espaciales. Así mismo, se redactarán unas conclusiones finales relativas a la efectividad de las tipologías de trampas y unas recomendaciones a seguir para su implementación en futuras estrategias de gestión y control de las poblaciones de esta especie invasora.

Para la consecución de los objetivos específicos anteriormente citados es necesario el desarrollo de tareas de campo, laboratorio y análisis, las cuales se listan y especifican en la Tabla I.1 Además, se incorpora el cronograma del proyecto con las tareas ejecutadas hasta la fecha y aquellas previstas de desarrollo antes de la finalización del presente proyecto. Cabe destacar que la definición y priorización de las tareas ejecutadas se establecieron sobre la base de las necesidades descritas por el Grupo de trabajo de Ecología Lagunar, la Dirección General del Mar Menor u otros grupos de trabajo.

Tabla I.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	Diseño de muestreo del seguimiento. Selección actualizada de puntos de muestreo para la red de monitoreo.
T3	Muestreo de campo a escala de red de monitoreo.
T4	Trabajo de laboratorio y gabinete. Evaluación y análisis de datos.
T5	Elaboración de informes

Tabla I.2. Cronograma de tareas desarrolladas y previstas durante el periodo de ejecución del proyecto. En verde se indican las tareas completadas hasta la fecha de entrega del presente informe. En amarillo se hace referencia al resto de tareas pendientes de ejecutar.

Tareas	2022	2023										
	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV
T1	Verde	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo	Amarillo						
T2												
T3		Verde	Verde	Verde	Verde	Verde		Amarillo		Amarillo	Amarillo	
T4	Verde		Verde	Verde		Verde	Verde	Amarillo		Amarillo	Amarillo	Amarillo
T5						Verde	Verde			Amarillo	Amarillo	Amarillo

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 estas especies eran consideradas objetivo de las pesquerías o se encontraban legalmente protegidas. Por tanto, quedó señalado el importante papel de las áreas someras 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 gravemente amenazadas.**
- Estas características hacen que las **áreas someras sean consideradas 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).
- Durante el periodo 2015-2017 en el marco del convenio de colaboración que mantuvo 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. Estos trabajos al centrarse en la utilización de un indicador específico

basado en una fracción de la comunidad de peces, **resultaron escasos para evaluar cambios en el estado de conservación de las áreas someras y de las comunidades ictiofaunísticas 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, mostraron que es **indispensable el seguimiento continuado a través de estudios con estos fines u objetivos paralelos.**

- Entre noviembre de 2019 y abril de 2020 el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, realizó el proyecto **EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA COMUNIDAD DE PECES EN ZONAS SOMERAS TRAS EL FENÓMENO METEOROLÓGICO DANA**, que tuvo como objetivo estudiar la resistencia y resiliencia inicial de las comunidades ictícolas de las zonas someras ante la elevada entrada de agua 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 MORTANDEDES 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 indica, una vez más, 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.

- Entre los meses de febrero y julio de 2021 se llevó a cabo el proyecto **VALORACIÓN DE LA FAUNA PISCÍCOLA DE LAS ÁREAS SOMERAS DEL MAR MENOR. REVISIÓN DE ANTECEDENTES DE LA ESPECIE INVASORA *CALLINECTES SAPIDUS***, que 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 singnátidos, cuyas poblaciones se vieron drásticamente mermadas.** Los datos analizados relativos a la especie de cangrejo invasora, *Callinectes sapidus*, reflejaron su extendida distribución en las áreas someras de la laguna, así como su aparente preferencia por los hábitats vegetados.

- Recientemente, en la primera fase del proyecto **ESTUDIO Y SEGUIMIENTO ESPACIOTEMPORAL DE LAS POBLACIONES FAUNÍSTICAS DE GESTIÓN PRIORITARIA (ictiofauna y la especie invasora *Callinectes sapidus*): SITUACIÓN ACTUAL EN ZONAS SOMERAS E INTERMAREALES DEL MAR MENOR**, desarrollado entre agosto de 2021 y septiembre de 2022, se concluyó el efecto negativo de las mortandades sobre la calidad ecológica de las áreas someras, disminuyendo ésta durante el periodo 2020-2022, con respecto a la serie temporal previa. Así mismo, se detectaron diferencias espaciales y temporales en el impacto de las dos principales mortandades biológicas (otoño de 2019 y verano de 2021). Además, se observaron ciertas variaciones en la estructura y composición de las comunidades de peces que podrían tener repercusiones sobre el correcto funcionamiento y/o capacidad de respuesta del ecosistema.

- Paralelamente, en el marco de los proyectos anteriormente mencionados, el Departamento de Zoología y Antropología Física ha constatado la presencia del crustáceo invasor *Callinectes sapidus* en algunos hábitats críticos del Mar Menor, así como un notable incremento de su densidad a partir de 2018. Tras la presentación en abril de 2019 del asunto **ANÁLISIS PARA LA ERRADICACIÓN DEL CANGREJO AZUL AMERICANO (*Callinectes sapidus*)**, ante el Grupo de trabajo “Ecología lagunar” del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor, se consideró oportuno estudiar aspectos relativos a su estatus poblacional y selección de hábitats en la zona intermareal de Las Encañizadas. A su vez, se propuso evaluar la efectividad de diferentes técnicas de captura, generando información base para el desarrollo de posibles planes de control de la especie invasora.

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 Hm³) 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 del 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 o, que al menos no fueron observados en superficie.

Hasta septiembre de 2022, periodo previo al inicio del presente proyecto, los parámetros ambientales del Mar Menor se mantuvieron en valores relativamente aceptables, sin dar síntomas de un nuevo colapso eutrófico o de desencadenar eventos de mortandad. No obstante, las variaciones observadas en la estructura de la comunidad de peces, así como el declive de determinadas especies de elevado interés de conservación (p. ej. signátidos), resalta la necesidad de mantener el seguimiento de este componente biológico. Además, cabe destacar la funcionalidad de este grupo faunístico en el equilibrio del ecosistema, así como su elevada importancia económica para el sector pesquero. Por ello, **el seguimiento continuado de la ictiofauna se considera vital para recabar información esencial que pueda ser integrada en el diseño de medidas de gestión y conservación destinadas a la recuperación del ecosistema lagunar.**

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 EEI. Una muestra de ello, fue el seguimiento realizado entre agosto de 2021 y septiembre de 2022 por el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia sobre las poblaciones de cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) en el espacio natural protegido de las Encañizadas, un ambiente intermareal exclusivo y de elevado interés en el contexto lagunar. En dicho estudio se confirmó el establecimiento de una relevante población de cangrejo azul, a la vez que se describieron algunos aspectos relativos a la selección de hábitat que realiza en este ambiente intermareal y la eficacia de las diferentes técnicas de captura propuestas.

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 DE SUBVENCIÓN NOMINATIVA A FAVOR DE LA UNIVERSIDAD DE MURCIA PARA EL PROYECTO “ICTIOFAUNAS – INVASORAS”.

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 documento de la Subvención Nominativa antes referida, las tareas necesarias para el estudio *Seguimiento Ictiofaunas-Invasoras*, 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 sobre la base

de 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	Diseño de muestreo del seguimiento. Selección actualizada de puntos de muestreo para la red de monitoreo.
T3	Muestreo de campo a escala de red de monitoreo.
T4	Trabajo de laboratorio y gabinete. Evaluación y análisis de datos.
T5	Elaboración de informes

Tabla 1.2. Cronograma de tareas desarrolladas y previstas durante el periodo de ejecución del proyecto. En verde se indican las tareas completadas hasta la fecha de entrega del presente informe. En amarillo se hace referencia al resto de tareas pendientes de ejecutar.

Tareas	2022	2023										
	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV
T1	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
T2												
T3		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
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 hasta la fecha las siguientes actividades:

- Ejecución de tres campañas de muestreo estacionales en la totalidad de localidades que comprenden 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 recabados han sido 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 han sido contrastados y analizados con la información recabada en los últimos años. Se ha estudiado 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 han permitido 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, ha permitido determinar la idoneidad de los diferentes métodos de captura, teniendo en cuenta ventajas e inconvenientes de cada uno de ellos. Los resultados obtenidos ofrecen información relevante que deberá ser considerada en el establecimiento de futuras estrategias de gestión y control de la especie en la laguna o en sus humedales perimetrales.

(T5) Elaboración de informes

- **Informe parcial (junio 2023).** Resultados e información relativa a las campañas de muestreos realizadas hasta la fecha.

2. Equipo de trabajo.

El **equipo responsable** de la ejecución (Laboratorio de *Biología y Conservación 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 *Biología y Conservación 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.

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.

Con el fin de establecer una correcta red de monitoreo que asegurase cumplir los objetivos marcados en el presente proyecto, se mantuvo la distribución espacial de las localidades contempladas en proyectos previos, permitiendo de esta forma el análisis temporal y la comparativa de resultados. De esta forma, la red de monitoreo comprendió 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 permite evaluar la respuesta de las comunidades de peces de las áreas someras a escala local y, su respuesta conjunta a nivel lagunar. De forma previa a cada una de las campañas de muestreo, se emplearon entre 1-2 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. A continuación, se detalla la sectorización realizada:

Localidades de muestreo

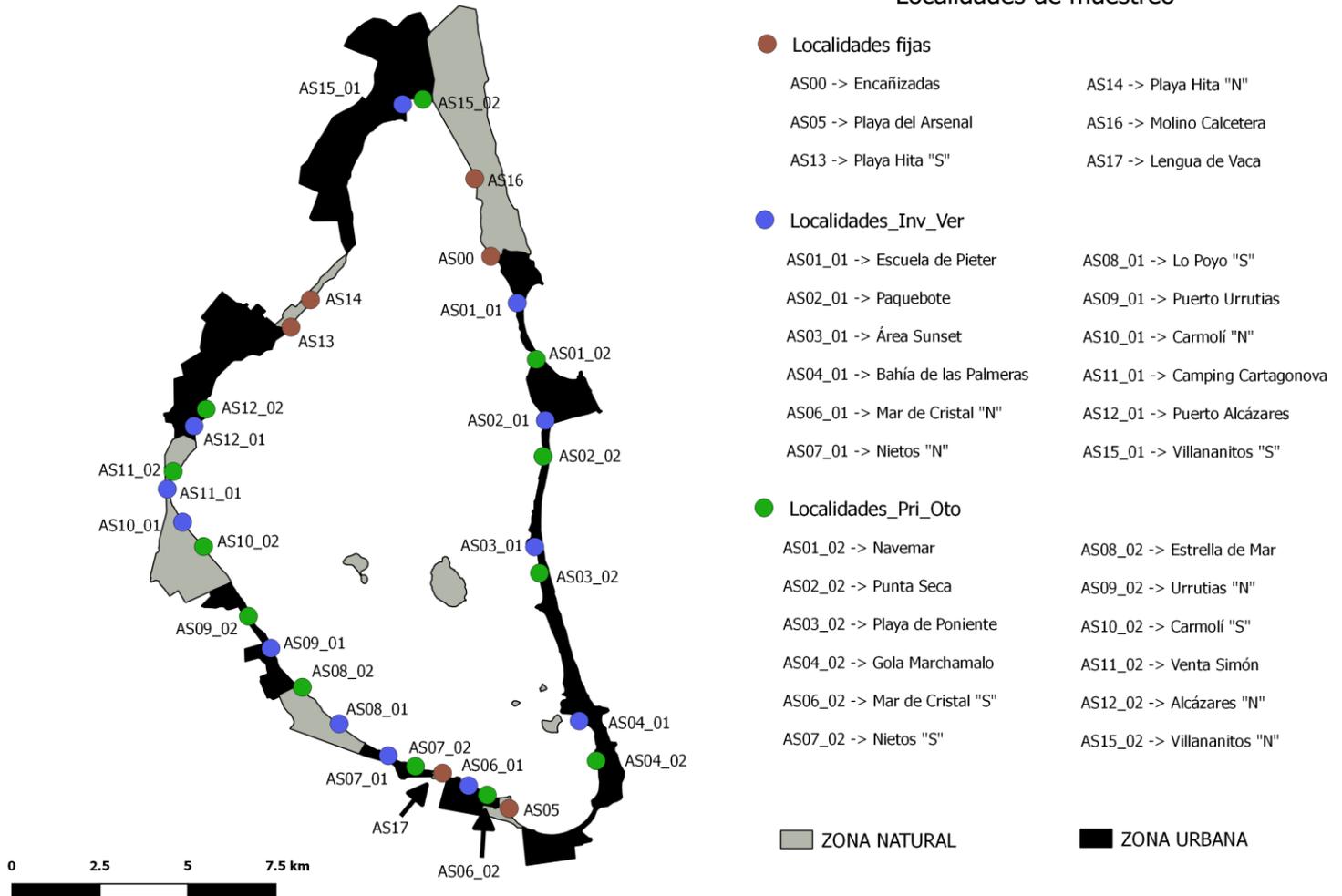


Figura 3.1. Sectorización y periodicidad de muestreo de las áreas someras objeto de seguimiento en el presente proyecto.

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

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

3.1.1. Periodicidad de muestreo.

Durante la ejecución del presente proyecto se establecieron muestreos estacionales. En total, **han sido ejecutadas con éxito las campañas de muestreo correspondientes a invierno y primavera de 2023. No obstante, dado el elevado tiempo necesario para la el registro y análisis de las muestras de laboratorio y fotografía, los datos correspondientes a la campaña de primavera no se exponen en el presente informe. Igualmente, cabe destacar que para el análisis de datos se incorporaron los registrados durante otoño de 2022 por el Dpto. de Zoología y Antropología Física de forma previa al inicio del proyecto** (Ver apartado 4.1). Estos muestreos han abarcado en su conjunto tres réplicas estacionales de las 18 localidades que componen la red de monitoreo establecida. Durante los próximos meses en los que el proyecto seguirá su desarrollo (junio-noviembre) se realizarán las campañas de muestreo de ictiofauna correspondientes a las estaciones de verano y otoño.

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, análisis y comparativa 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 *Biología y 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 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 (estandarizados según esfuerzo superficial) 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 (Tabla 3.2), han permitido recabar información a nivel de localidad, pudiendo analizar relaciones espaciotemporales.

Tabla 3.2. Diseño y esfuerzo de muestreo por localidad.

ESFUERZO DE MUESTREO POR LOCALIDAD
3 Muestreos cuantitativos + 1 Muestreo cualitativo
<p>Muestreo cuantitativo:</p> <p>Metodología: Red de arrastre manual (10 x 1,5 m; sin copo), 5 mm Luz de malla. (Arrastres paralelos y oblicuos a la orilla).</p> <p>Esfuerzo de Muestreo: Arrastre de 160 m² (20x8 m) x 3 = 480 m² de arrastre / Localidad</p> <p>Resultados: Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs) y Biomasa por Unidad de Esfuerzo (BPUEs): CPUEs = n^o individuos / 160 m² (= n^o individuos / Arrastre) BPUEs = g de individuos / 160 m² (= g de individuos / Arrastre)</p>
<p>Muestreo cualitativo:</p> <p>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).</p> <p>Esfuerzo de Muestreo: Variable según la metodología, pero fijo en tiempo total.</p>

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 (Franco *et al.* 2012). 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 la pérdida de 2m efectivos, aproximadamente. 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.

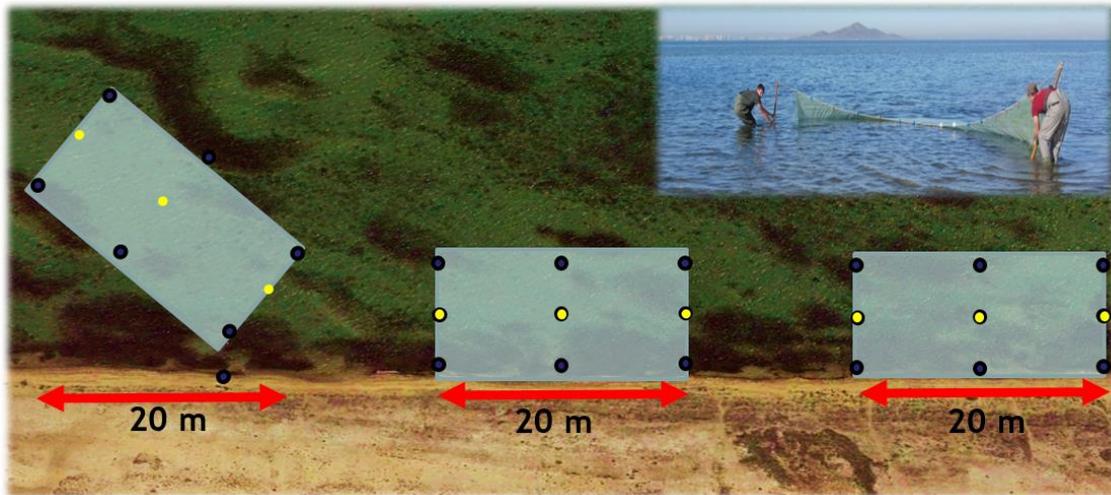


Figura 3.2. Diseño y ubicación de arrastres en una hipotética localidad de muestreo. Los puntos amarillos indican las zonas de medida de parámetros físico-químicos. El conjunto de puntos azules y amarillos reflejan las medidas de profundidad.

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 3.3):

- 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 3.3. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

Variables fisicoquímicas	Unidad de medida	Metodología de medida
Profundidad (inicio, intermedia, final)	cm	Profundímetro / 9 estimas /Arrastre
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	°C	Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Ph		Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Conductividad	µS-mS/cm ²	Multiparámetros / 9 estimas /Arrastre
Salinidad	‰	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 (Modificado de: Bain, 1999)	Valoración porcentual media / Arrastre
Heterogeneidad Sustrato	Desviación estándar de la Granulometría (Bain y Stevenson, 1999)	Valoración / Punto de muestreo
Variables bióticas		
Vegetación acuática. (Recubrimiento)	% / m ²	Valoración porcentual media /Arrastre
Volumen/densidad	Escala ordinal (1-5)	Valoración ordinal / 1 estima /Arrastre

3.1.5. Metodología de laboratorio y análisis de datos.

Material de estudio

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 proceso. Los peces 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) (Schneider et al., 2012). Entre las especies de fácil reconocimiento *in situ*, que pudieron ser contabilizados y devueltos al medio con bajas tasas de mortalidad (< 1 %), se encuentran las especies amenazadas y/o emblemáticas de la laguna.



Figura 3.3. Izq.: Equipo de trabajo durante el desarrollo de uno de los arrastres. 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 en base a su estrategia reproductiva (Franco et al. 2008).

De esta manera, en la tabla 3.4 se describen las variables evaluadas para el presente proyecto a distintos niveles.

Tabla 3.4. Descripción de las variables a analizar correspondientes a la comunidad ictiológica.

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

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. Investigador manejando el material de referencia de la colección ictiológica del Dpto. de Zoología.

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:

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

p_i es la proporción en abundancia de la especie i (desde $i = 1$ hasta $i = S$ que es el número de especies presentes). 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 = n^0 individuos / 160 m² (= n^0 individuos / Arrastre perimetral)
- BPUEs = peso capturas (g.) / 160 m² (= peso capturas (g.) / Arrastre perimetral)

Indicador del estado de conservación de las áreas someras mediante las comunidades de peces. Adaptación *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 3.5) 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 3.5. Métricas utilizadas para el desarrollo de la adaptación del EMFI a las áreas someras del Mar Menor.

Métrica	Descripción	
<i>Diversidad y composición de especies</i>		
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.
<i>Abundancia</i>		
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.
<i>Uso de las áreas someras</i>		
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 las esperadas.
8	Riqueza de especies migradoras	Proporción del nº de especies migradoras detectadas respecto a las 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.
<i>Integridad trófica</i>		
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 3.6) (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 3.6. 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
<i>Anguilla anguilla</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Aphanius iberus</i>	Escaso	Escaso	Moderado	Moderado
<i>Atherina boyeri</i>	Abundante	Abundante	Muy abundante	Abundante
<i>Belone belone</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Callionymus pusillus</i>	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
<i>Chelon labrossus</i>	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Ausente	Escaso	Ausente	Ausente
<i>Diplodus puntazzo</i>	Escaso	Escaso	Ausente	Escaso
<i>Diplodus sargus</i>	Ausente	Escaso	Escaso	Ausente
<i>Diplodus vulgaris</i>	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
<i>Gobius cobitis</i>	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
<i>Gobius niger</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso
<i>Gobius paganellus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso

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

Las abundancias han sido categorizadas con el objetivo de facilitar su implementación en el índice EMFI (Tabla 3.7). 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 una de las unidades de muestreo (Tabla 3.8).

Tabla 3.7. Categorías y puntuaciones establecidas para los diferentes rangos de abundancias.

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

Tabla 3.8. 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
<i>Anguilla anguilla</i>	CR				VU	NT
<i>Atherina boyeri</i>	LC				VU	VU
<i>Aphanius iberus</i>	EN	X	X	X	EN	EN
<i>Hippocampus guttulatus</i>	DD		X	X		CR
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	LC					VU
<i>Syngnathus abaster</i>	LC		X		LT	NT
<i>Syngnathus acus</i>	LC					DD
<i>Solea solea</i>	DD					VU
<i>Syngnathus typhle</i>	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 (total de especies, residentes, migrantes, zoobentívoras y piscívoras), en relación a la superficie de muestreo (Figs. 3.5 - 3.9). 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.

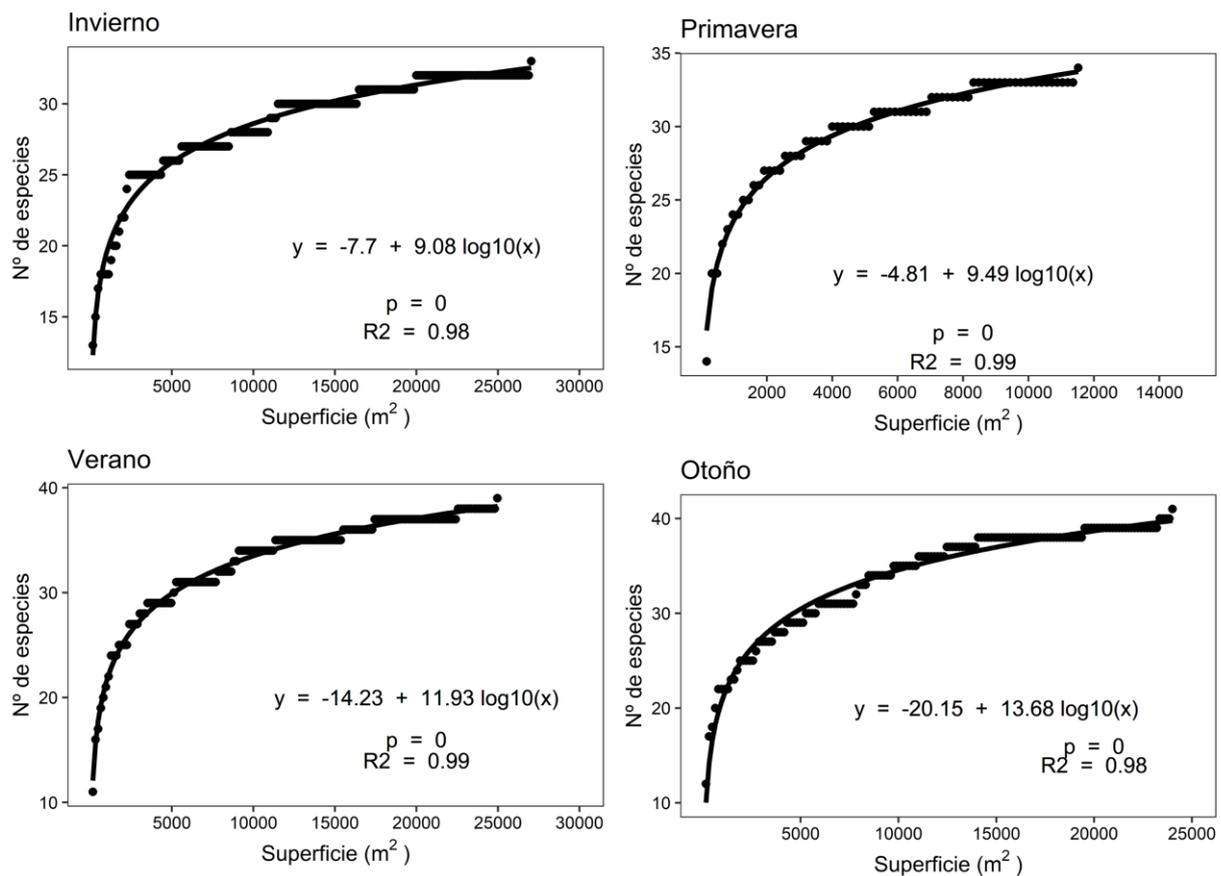


Figura 3.5. Regresiones establecidas entre la riqueza total de especies y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

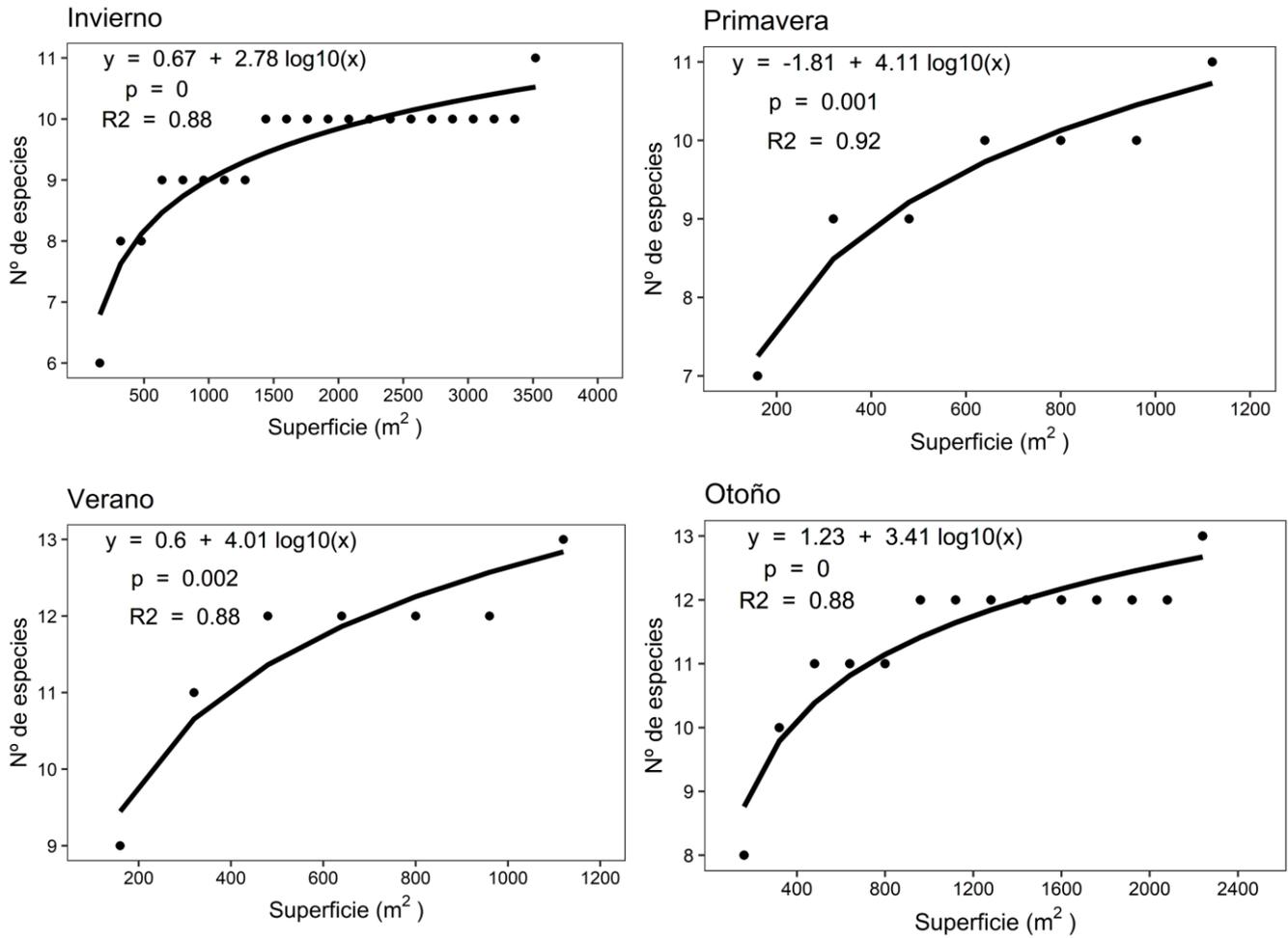


Figura 3.6. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies residentes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

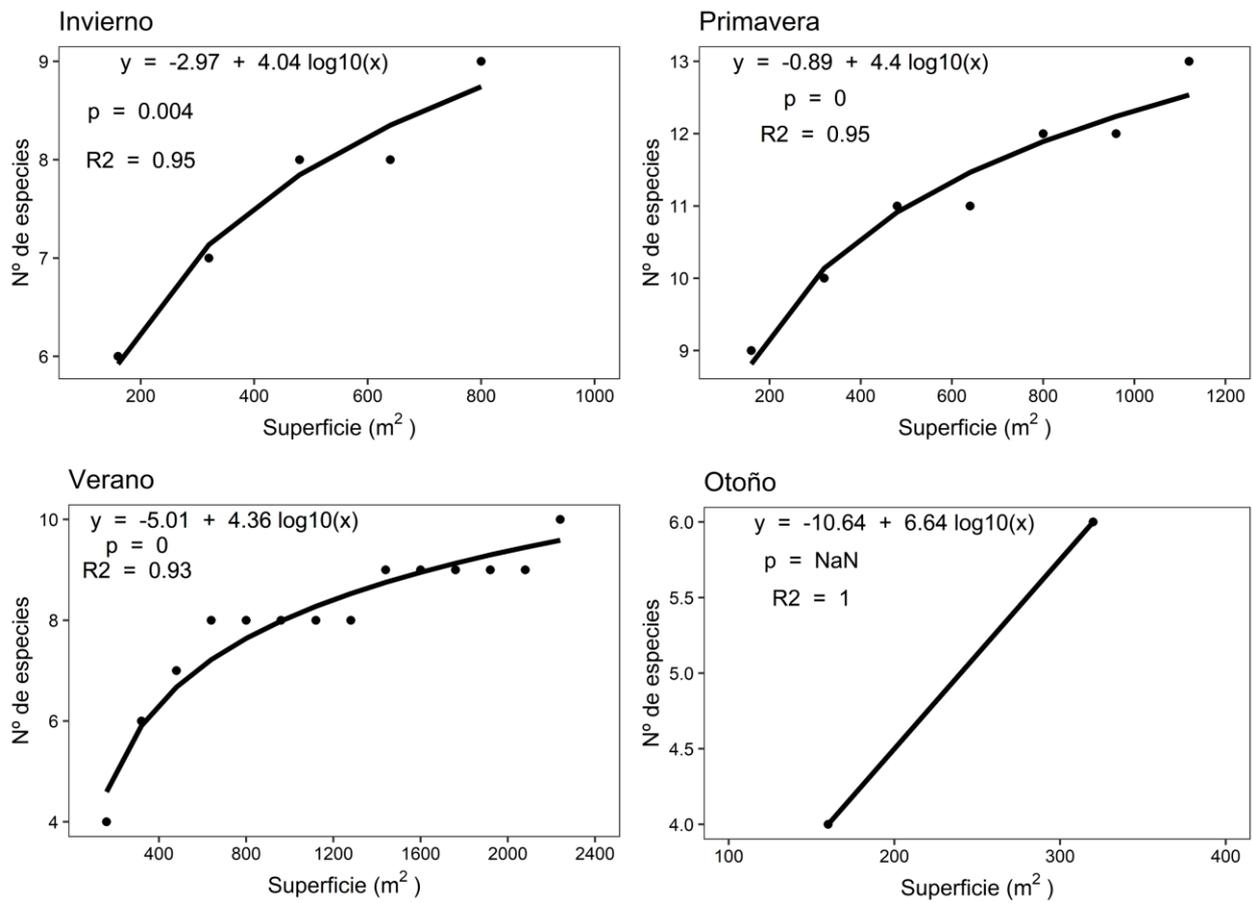


Figura 3.7. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies migrantes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

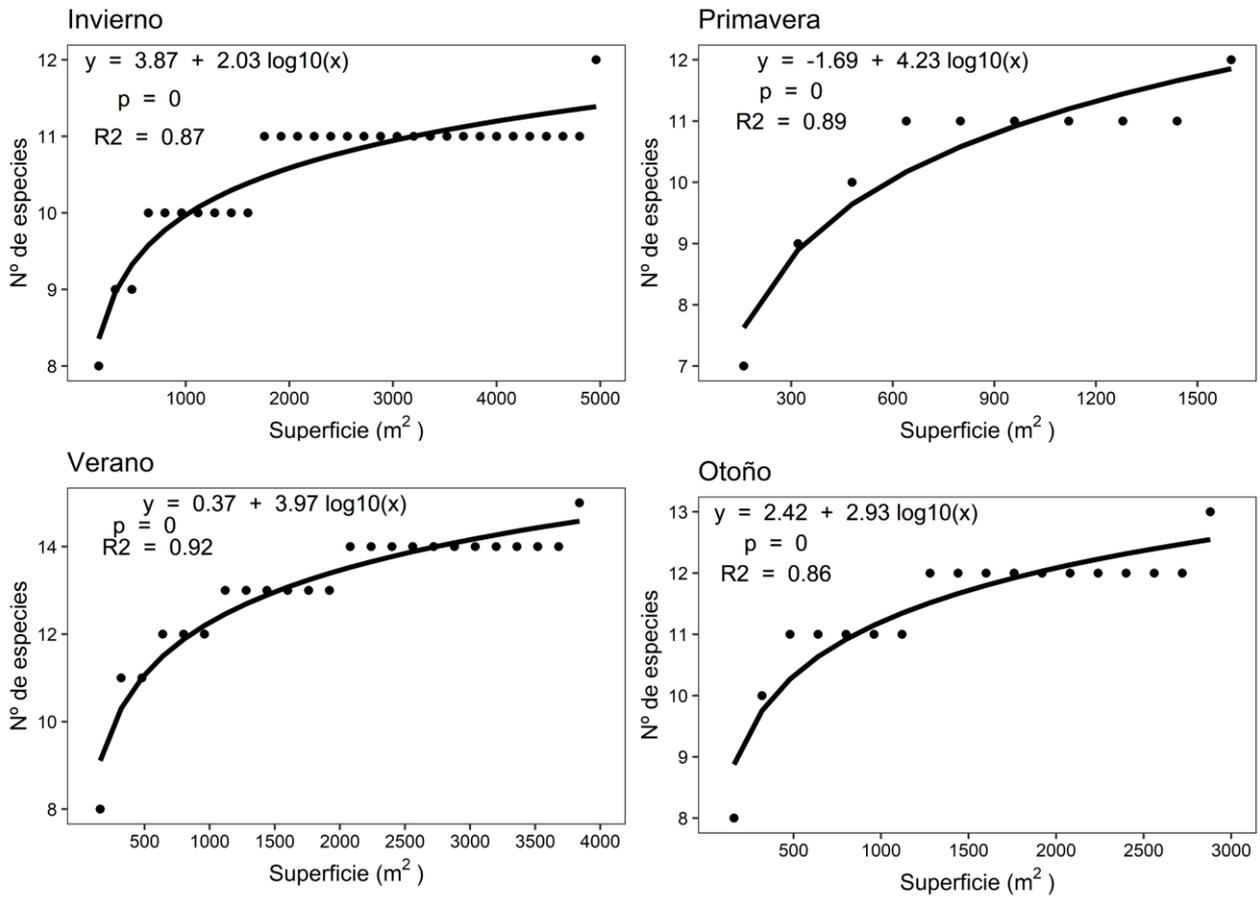


Figura 3.8. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies zoobentívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

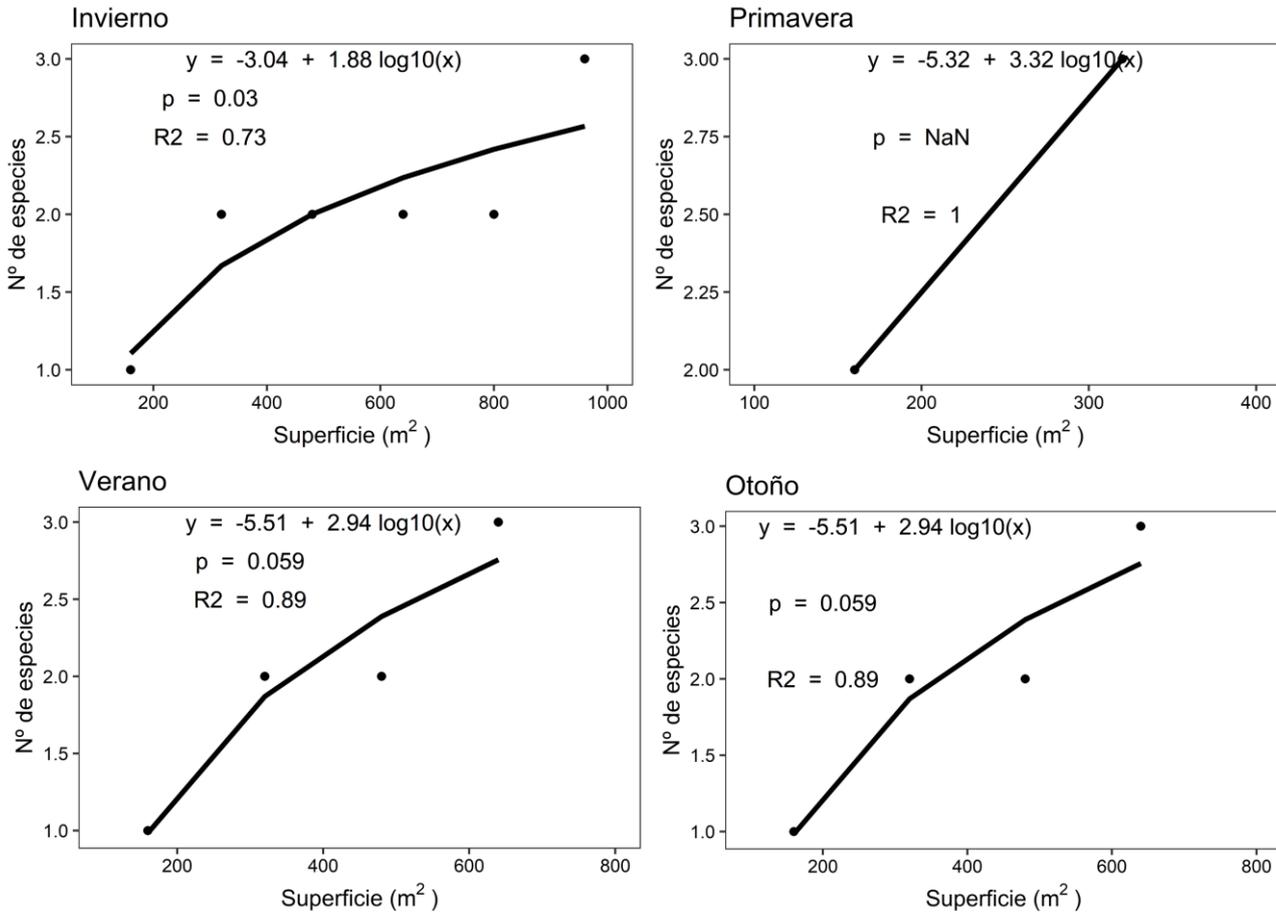


Figura 3.9. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies piscívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

Las diferentes métricas se calcularon de forma individual para cada una de las localidades de estudio en las diferentes réplicas temporales. Los valores obtenidos para cada métrica se han ponderado atendiendo a los criterios y umbrales de puntuación expuestos en la Tabla 3.9.

Tabla 3.9. Adaptación del índice EMFI. Rangos de valores de las métricas y criterios de puntuación.

Métrica	Puntuación					
	1	2	3	4	5	
Diversidad y composición de especies						
1	Riqueza específica	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
2	Estatus de conservación de la comunidad	0	1-2	3-4	5-6	≥7
3	Composición de especies	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
Abundancia						
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%
Integridad 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

Dado el particular hidrodinamismo del Mar Menor y las diferentes tasas de renovación de aguas existentes en su extensión, descritas por García-Olivo et al. (2018), se han definido tres niveles de confinamiento en la laguna (Fig. 3.10). Este factor será analizado en el conjunto de taxones y métricas de la comunidad estudiadas, desde la hipótesis de posibles cambios en las tendencias temporales en cada uno de estas tres unidades espaciales. A continuación, se detalla el nivel de confinamiento de cada uno de los sectores de muestreo que conforman la red de monitoreo:



Figura 3.10. Nivel de confinamiento de cada uno de los sectores que componen la red de monitoreo establecida en el presente proyecto.

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 diagramas de barra *ggplot2* (Wickham, 2016), representando los promedios de cada métrica por campaña de muestreo y grado de confinamiento, junto al error estándar.

En relación a los test estadísticos utilizados, se realizaron análisis permutacionales 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 cuatro periodos bien diferenciados: uno de referencia, sin condiciones eutróficas (2002-2004); otro en condiciones eutróficas, pero previo a las mortandades masivas de peces (2018-2019), un periodo afectado por las mortandades (2020-2021) y otro posterior a estas mortandades masivas (2022- invierno 2023) (Tabla 3.10). 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 que habitan en las áreas someras, caracterizadas por presentar elevadas fluctuaciones temporales de manera natural. Además, teniendo en cuenta las marcadas fluctuaciones estacionales y espaciales (grados de confinamiento) constatadas, estos factores fueron interaccionados con los periodos indicados anteriormente, con el fin de explorar posibles tendencias temporales dispares a estos niveles. Por ello, se definió como diseño del modelo PERMANOVA: Estación * Periodo/Año + Grado de confinamiento/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 anidado en el Grado de Confinamiento evita cometer el error de pseudoreplicación, además de mejorar la estructura espacial del análisis. 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 y sus interacciones, indicativos de las tendencias temporales de las métricas evaluadas.

Tabla 3.10. Relación de grandes periodos, ciclos y campañas de muestreo o estación

Periodo	Ciclo	Campañas de muestreo o Estación
2002/04	Ciclo 1	Verano 2002; Invierno 2003
	Ciclo 2	Verano 2003; Otoño 2003; Invierno 2004; Primavera 2004
2018/19	Ciclo 3	Invierno 2018; Primavera 2018; Verano 2018; Otoño 2018
	Ciclo 4	Invierno 2019; Primavera 2019; Verano 2019; Otoño 2019
2020/21	Ciclo 5	Invierno 2020; Primavera 2020; Verano 2020; Otoño 2020
	Ciclo 6	Invierno 2021; Primavera 2021; Verano 2021; Otoño 2021
2022/23	Ciclo 7	Invierno 2022; Primavera 2022; Verano 2022; Otoño 2022
	Ciclo 8	Invierno 2023

El estudio de la dinámica y de los cambios descritos por la ictiofauna de las áreas someras del Mar Menor se expone en diversos bloques de análisis. **El primero de ellos engloba el conjunto de resultados relativo a métricas o parámetros descriptores 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, evalúa los cambios acontecidos en la estructura y composición de la comunidad entre las campañas o estaciones de muestreo realizadas en las áreas someras del Mar Menor. Para ello se utilizaron los datos de presencia taxonómica a nivel de sector (3 arrastres cuantitativos + arrastre cualitativo), y de abundancia y biomasa a nivel de arrastre anidado en sector. A estas métricas se les aplicó un análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de 999 permutaciones (Anderson, 2017) sobre las distancias de Jaccard de las presencias, así como sobre las de Bray-Curtis de las abundancias (especies con más de 100 capturas en el conjunto de datos) y biomosas (especies con más de 1000 g en el conjunto de datos). El test se realizó interaccionando la estación, así como el sector espacial anidado en el grado de confinamiento con el año/ciclo anidado en los 4 periodos definidos.

Por otro lado, **para evaluar la respuesta y evolución temporal de las especies o taxones en las áreas someras** se estudió su abundancia. Para la selección de los taxones a evaluar, se tuvo en cuenta el interés de conservación o de aprovechamiento pesquero de los mismos, así como su

relevancia en los cambios acontecidos en la laguna. Las especies seleccionadas fueron: *Atherina boyeri*, *Aphanius iberus*, *Dicentrarchus labrax*, *Engraulis encrasicolus*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius niger*, *Gobius cobitis*, *Salaria pavo*, *Syngnathus abaster*, *Syngnathus typhle*, *Hippocampus guttulatus*, *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 describen las actuaciones realizadas en el marco de 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.3.15). 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* (Ucria) Ascherson (1870); 2) Praderas marinas monoespecíficas de *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V.Lamouroux, (1809); 3) Fondos fango-arenosos desprovistos de vegetación.

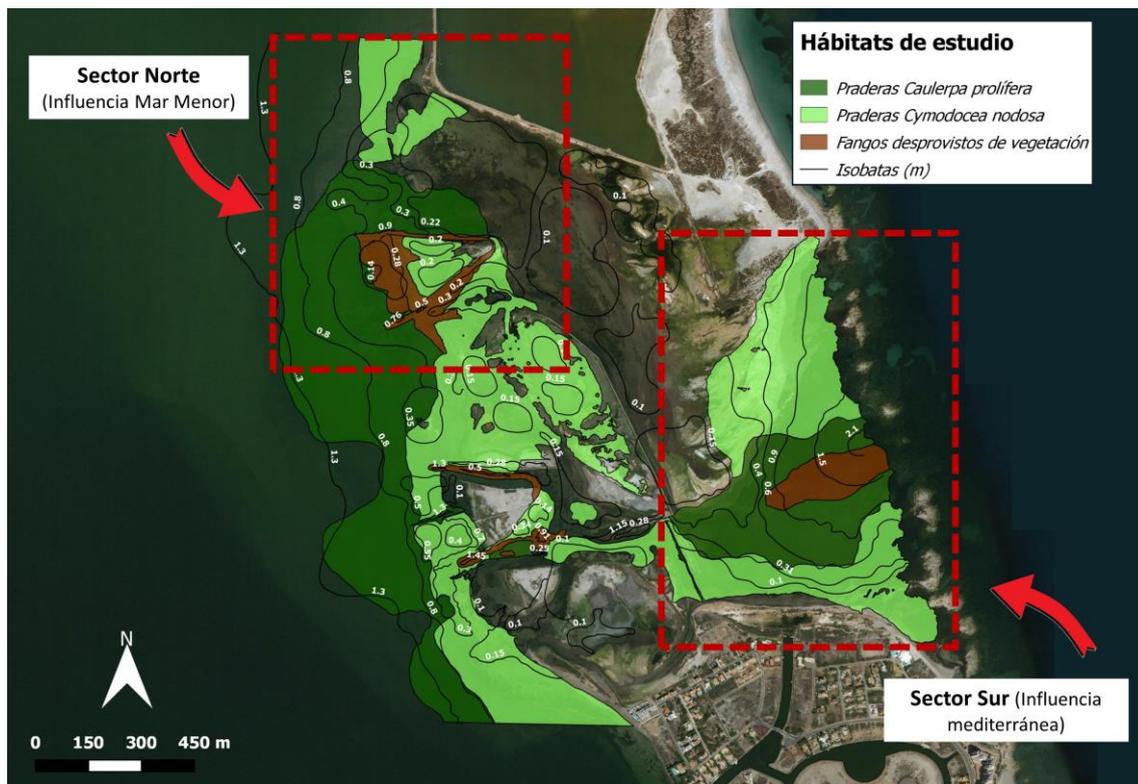


Figura 3.15. Sectorización y distribución de hábitats objetivo de muestreo de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor. Fuente: Elaboración propia a partir de revisión y actualización de Belando et al. (2014).

3.2.1. Periodicidad de muestreo.

Los muestreos de cangrejo azul se han realizado con una periodicidad bimensual, realizando a lo largo del periodo de ejecución del presente proyecto un total de 3 muestreos, emplazados en el mes de noviembre de 2022, y enero y marzo de 2023.

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 nos han permitido 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 para identificar las características de los diferentes sectores. En total, para el desarrollo de cada una de las campañas de muestreo fue necesaria la implicación de tres 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* (Fig. 3.16; Tabla 3.11) nos han permitido la captura del espectro total de tallas de la especie, desde ejemplares juveniles hasta individuos adultos reproductores. 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).

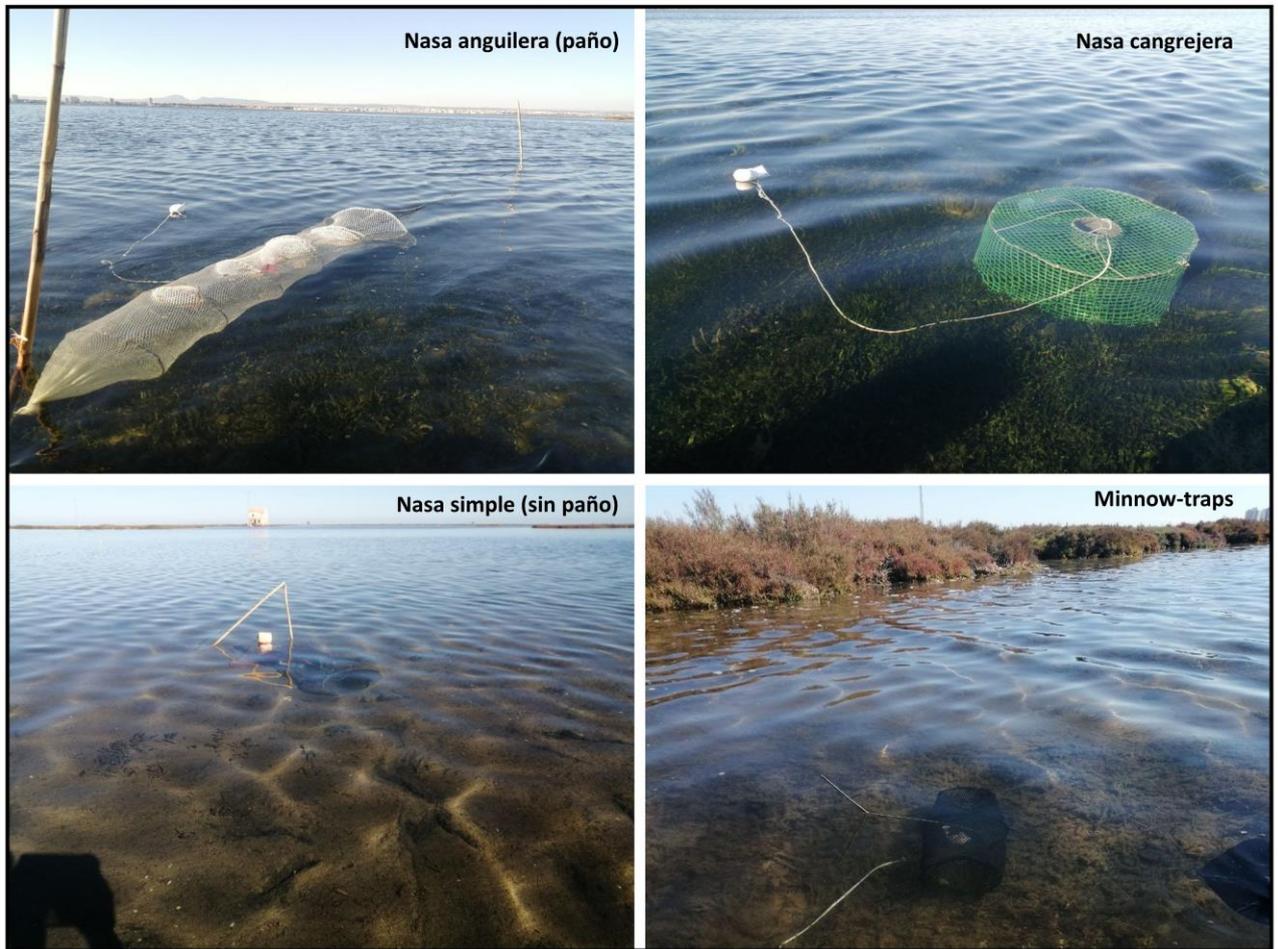


Figura 3.16. Tipologías de trampas utilizadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor.

Tabla 3.11. Diseño y esfuerzo de muestreo por hábitat de sector.

ESFUERZO DE MUESTREO POR HÁBITAT DE SECTOR
<p>Metodología:</p> <p>Nasa cangrejera: (70 cm diámetro x 25 cm altura), 20 mm Luz de malla.</p> <p>Nasa simple (sin paño): (80 cm longitud x 35 cm altura), 15 mm Luz de malla.</p> <p>Nasa anguilera (con paño): (120 cm longitud x 40 cm altura // Longitud paño: 200 cm), 20 mm Luz de malla.</p> <p><i>Minnow-traps</i>: (23 cm diámetro x 20 cm altura), 10 mm Luz de malla.</p> <p>Esfuerzo de Muestreo:</p> <p>4 Nasas cangrejas x hábitat / Sector</p> <p>4 Nasas simples x hábitat / Sector</p> <p>4 Nasas anguileras x hábitat / Sector</p> <p>4 <i>Minnow-traps</i> x hábitat / Sector</p> <p>Resultados:</p> <p>Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs = nº individuos / 24h. de actividad)</p>

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 3.12. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

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

3.2.5. Procesado de material y obtención de datos.

Material de estudio

Los ejemplares de *Callinectes sapidus* capturados en cada una de las localidades de muestreo fueron procesados *in situ*. Dada la complejidad logística de los muestreos de cangrejo azul en la zona intermareal de la Encañizada, el procesado de los ejemplares capturados se realizó utilizando una embarcación de poco calado tipo kayak (Fig. 3.17). 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 nos han permitido obtener información relativa a la estructura de tallas de la población y a la fenología reproductiva de la especie en el área de estudio.

Tabla 3.13. Descripción de las variables a analizar correspondientes a la especie invasora *Callinectes sapidus*.

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



se analizaron las capturas temporariamente a nivel de sectores (Sector Norte o San Pedro del Pinatar y Sector Sur o La Manga), evaluando los factores año, mes, trampa y localidad en un PERMANOVA de 999 permutaciones sobre las distancias euclídeas de las CPUEs. Posteriormente, se evaluó la selección de hábitat, la eficacia de las trampas y la fenología, interaccionando la localidad con el mes, el tipo de trampa con la localidad y el tipo de trampa con el mes. Con el fin de indagar en mayor medida sobre la dinámica poblacional de la especie, posteriormente fueron seleccionadas las capturas de las trampas más eficaces (nasas simples y nasas anguileras), y se analizaron las interacciones trampa-mes y localidad-mes para este subconjunto de datos.

4. Resultados del proyecto.

4.1. Ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna en el marco del proyecto.

Invierno 2023

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Días de trabajo en campo (octubre): 8 días totales [1 (prospección) + 7 (muestreo)]

Localidades prospectadas (octubre): 18 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1)

Unidades de muestreo de comunidad de peces: 54 arrastres cuantitativos + 12 arrastres cualitativos.

Evaluaciones de mesohábitat (profundidad, sustrato, temperatura, conductividad, salinidad, transparencia, vegetación acuática): 54 evaluaciones.

Primavera 2023

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Días de trabajo en campo (octubre): 8 días totales [1 (prospección) + 7 (muestreo)]

Localidades prospectadas (octubre): 18 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1)

Unidades de muestreo de comunidad de peces: 51 arrastres cuantitativos + 11 arrastres cualitativos.

Evaluaciones de mesohábitat (profundidad, sustrato, temperatura, conductividad, salinidad, transparencia, vegetación acuática): 51 evaluaciones.

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

Sector	Localidad	Coord. XX	Coord. YY	Fecha Invierno	Fecha Primavera
AS00	Las Encañizadas	37°46'44.8"N	0°45'23.1"W	01/02/2023	19/05/2023
AS01	Escuela de Pieter	37°46'05.0"N	0°44'54.6"W	01/02/2023	
AS01	Navemar	37°45'11.4"N	0°44'31.5"W		19/05/2023
AS02	Paquebote	37°44'15.3"N	0°44'21.2"W	01/02/2023	
AS02	Punta Seca	37°43'42.4"N	0°44'23.7"W		18/05/2023
AS03	Área Sunset	37°42'20.7"N	0°44'34.2"W	25/01/2023	
AS03	Rte. El Molino	37°41'57.2"N	0°44'28.4"W		18/05/2023
AS04	Bahía de las Palmeras	37°39'40.3"N	0°43'42.5"W	25/01/2023	
AS04	Gola de Marchamalo Sur	37°39'02.2"N	0°43'21.9"W		17/05/2023
AS05	El Arsenal	37°38'18.9"N	0°45'05.5"W	25/01/2023	17/05/2023
AS06	Mar de Cristal Norte	37°38'40.4"N	0°45'52.8"W	31/01/2023	
AS06	Mar de Cristal Sur	37°38'29.9"N	0°45'26.8"W		24/05/2023
AS07	Los Nietos Sur	37°38'57.4"N	0°46'53.2"W		24/05/2023
AS07	Los Nietos Norte	37°39'05.5"N	0°47'17.6"W	23/01/2023	
AS08	Lo Poyo Sur	37°39'24.8"N	0°48'01.3"W	16/01/2023	
AS08	Estrella de Mar	37°40'13.7"N	0°49'10.7"W		18/05/2023
AS09	Los Urrutias Sur	37°40'46.5"N	0°49'39.4"W	23/01/2023	
AS09	Los Urrutias Norte	37°41'27.1"N	0°50'08.8"W		26/05/2023
AS10	Carmolí 1º Páking	37°42'44.8"N	0°51'23.0"W	16/01/2023	
AS10	Carmolí 2º Páking	37°42'19.4"N	0°50'57.1"W		25/05/2023
AS11	Camping Carthago	37°43'07.3"N	0°51'36.1"W	16/01/2023	
AS11	Venta Simón	37°43'16.7"N	0°51'35.6"W		25/05/2023
AS12	Los Alcázares Sur	37°44'21.1"N	0°50'54.4"W	19/01/2023	
AS12	Los Alcáceres Norte	37°44'31.4"N	0°50'56.3"W		25/05/2023
AS13	La Hita Sur	37°45'42"N	0°49'16.1"O	20/01/2023	27/05/2023
AS14	Camping Hita N	37°46'07.0"N	0°48'52.3"O	20/01/2023	27/05/2023
AS15	Villananitos Sur	37°49'07.9"N	0°47'02.8"W		27/05/2023
AS15	Villananitos Norte	37°49'11.8"N	0°46'38.8"W	19/01/2023	
AS16	Molino Calcetera	37°47'45.9"N	0°45'41.2"W	19/01/2023	26/05/2023
AS17	Punta Lengua de Vaca	37°38'48.7"N	0°46'16.2"W	31/01/2023	26/05/2023

Tabla 4.2. Listado de taxones detectados en las áreas someras del Mar Menor. Se incluyen CPUEs (nº ind./160m²) y FA (Frecuencia de Aparición= nº presencias del taxón/nº total arrastres). Q= especie únicamente detectada en muestreos cualitativos. *Datos inéditos del Dpto. de Zoología, registrados de forma previa al inicio del proyecto.

Listado de taxones detectados – INVENTARIO

Familia	Nombre científico	Otoño 2022*		Invierno 2023	
		CPUEs	FA	CPUEs	FA
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	0	0	0,02	0,02
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	5,80	0,72	19,94	0,65
Blennidae	<i>Microlipophrys dalmatinus</i> (Steindachner & Kolombatovic, 1883)	0,06	0,02	0	0
	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810)	2,98	0,59	0,04	0,04
	<i>Parablennius sanguinolentus</i> (Pallas, 1814)	0,02	0,02	0	0
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i> (Valenciennes, 1846)	1,63	0,22	1,78	0,26
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i> (L., 1758)	0,67	0,06	0	0
Gobiidae	<i>Gobius cobitis</i> Pallas, 1814	0,09	0,06	0	0
	<i>Gobius niger</i> L. 1758	1,61	0,39	0,17	0,11
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	11,94	0,65	10,04	0,83
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	8,19	0,70	0,70	0,22
Mugilidae	<i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810)	0,17	0,15	46,28	0,61
	<i>Chelon ramada</i> (Risso, 1827)	0	0	10,00	0,17
	<i>Chelon saliens</i> (Risso, 1810)	50,20	0,85	72,44	0,72
	<i>Mugil cephalus</i> L., 1758	15,69	0,41	2,87	0,11
Mullidae	<i>Mulus barbatus</i> L., 1758	0,02	0,02	0	0
Phycidae	<i>Phycis phycis</i> L., 1766	0,02	0,02	0	0
Soleidae	<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	0,06	0,04	0,02	0,02
	<i>Solea solea</i> (L., 1758)	0,02	0,02	0	0
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (L., 1758)	0,37	0,07	0	0
	<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	0,02	0,02	0,15	0,13
	<i>Lithognatus mormirus</i> (L., 1758)	0,04	0,02	0	0
	<i>Sparus aurata</i> L., 1758	0,02	0,02	1,76	0,52
Syngnathidae	<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	13,81	0,63	2,69	0,59

Listado de taxones detectados – INVENTARIO

Familia	Nombre científico	Otoño 2022*		Invierno 2023	
		CPUEs	FA	CPUEs	FA
	<i>Syngnathus typhle</i> L., 1758	0,35	0,20	0,11	0,07

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

Abundancia y biomasa total de capturas

Las diferencias significativas en la abundancia total de capturas fueron principalmente explicadas por el factor periodo. En este sentido, los valores más altos se obtuvieron en el periodo de referencia (2002-04) (Fig 4.1). Este aspecto se encuentra relacionado con una reducción en las capturas de especies frecuentes como *P. marmoratus* o *S. aurata*, cuyas abundancias han disminuido en el resto de periodos de la serie temporal. A su vez, el periodo también interaccionó significativamente con el confinamiento, existiendo picos de capturas en el periodo 2020-21 en las zonas semiconfinadas (tiempo de renovación de agua = 300-350 días). Las altas precipitaciones registradas en dicho periodo promovieron la entrada masiva de nutrientes en la zona oeste de la laguna, sirviendo ello de atractivo para especies plantívoras como *E. encrasicolus*, así como otras que se ven atraídas por las bajadas puntuales de salinidad, como es el caso de *M. cephalus* y *C. ramada*, de las cuales se detectaron picos de capturas en 2020-21. Por el contrario, en las zonas más confinadas se observó un paulatino decremento de la abundancia, alcanzando los valores mínimos en las últimas campañas realizadas.

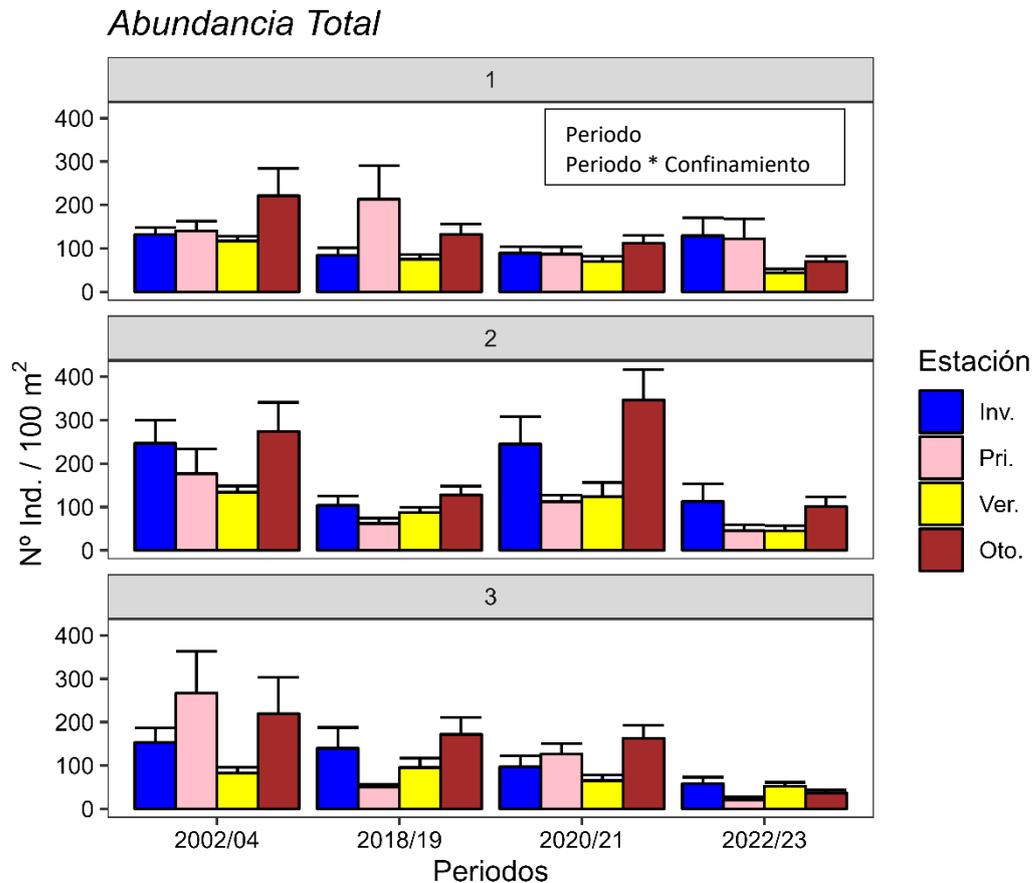


Figura 4.1. Evolución espaciotemporal de la abundancia total de peces en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R2).

El análisis de la biomasa total de capturas identificó el periodo como el único factor que explicó variaciones en sus valores, no existiendo patrones claros en las interacciones que incluían la estación o el confinamiento. En términos generales, la biomasa total fue superior en el periodo de referencia (2002-2004), así como en el periodo afectado por los eventos de mortandad (2020-2021) (Fig 4.2). Posiblemente, el periodo de referencia se vio influenciado por las elevadas abundancias de *S. aurata* y *P. marmoratus*, y a su vez, 2020-21 por el incremento notable de abundancia de *S. cinereus* y *G. niger*, que presentan unas relaciones longitud-peso que les hacen destacar en términos de biomasa.

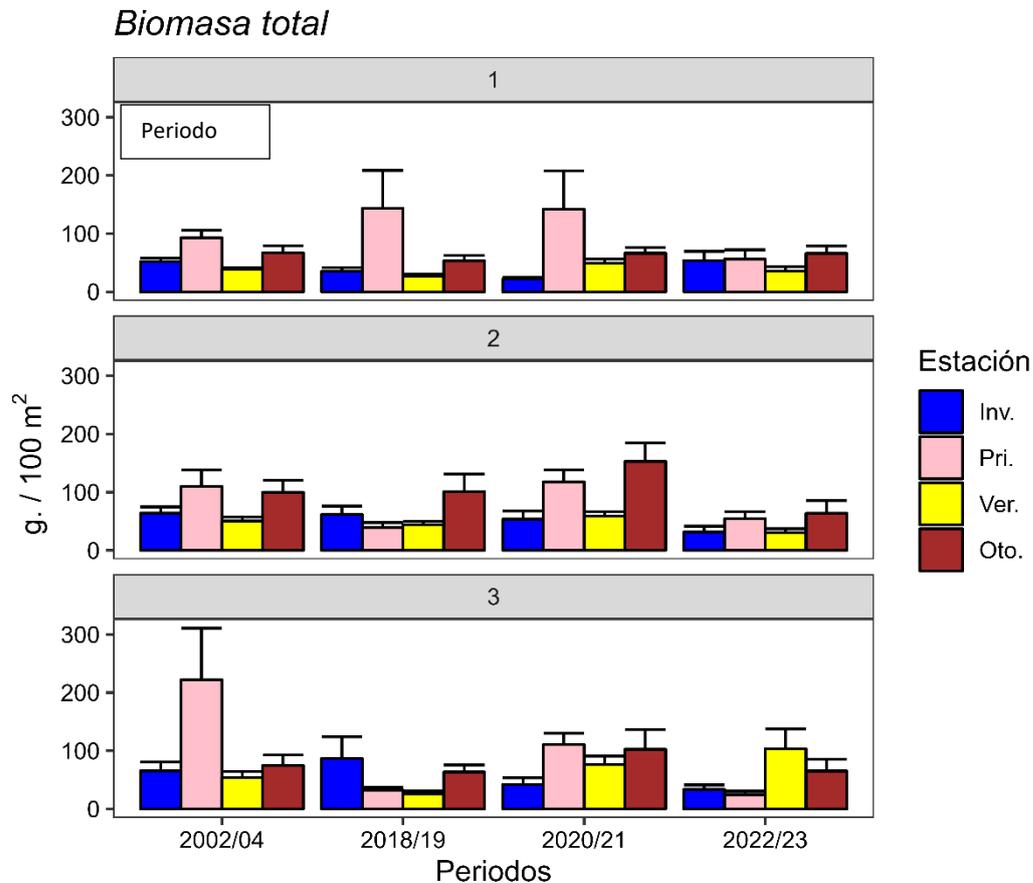


Figura 4.2. Evolución espaciotemporal de la biomasa total de peces en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R2).

Riqueza e índice de Shannon-Wiener

En relación a la riqueza, el periodo interaccionó significativamente con la estación, apareciendo un paulatino decremento en el número de especies detectadas en las estaciones de primavera y otoño respecto al periodo de referencia (2002-2004) (Fig 4.3). Este aspecto parece estar motivado por la reducción en el periodo de referencia de la frecuencia de aparición de taxones migrantes (principalmente, especies de mugílidos y espáridos) que por lo general son representativas de las comunidades de peces de las áreas someras en dichas estaciones. El factor periodo también se mostró significativo de forma independiente, obteniéndose en el periodo de referencia valores de riqueza de especies superiores al resto de periodos analizados.

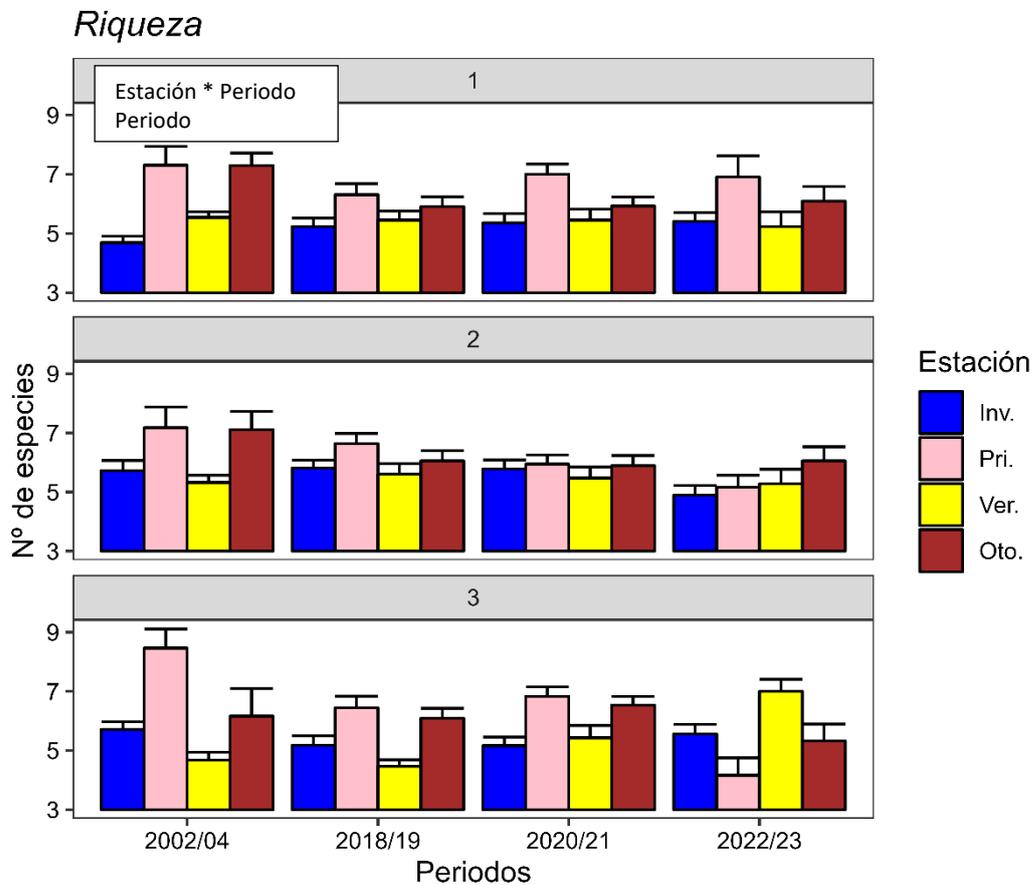


Figura 4.3. Evolución espaciotemporal de la riqueza de especies en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R2).

Respecto a los valores de diversidad reflejados por el índice de Shannon-Wiener, se mostraron significativas las interacciones del periodo con la estacionalidad y con el grado confinamiento de las áreas someras, si bien es cierto que el periodo no fue significativo por sí solo. El decremento de la diversidad en las estaciones de primavera respecto al periodo de referencia, especialmente patente en 2020-21 y 2022-23 (Fig 4.4), coincide con el efecto asociado a los eventos de mortandad masiva, y extendido hasta la actualidad, sobre la representatividad de especies típicas, como *P. marmoratus* o *S. abaster*, apreciándose desde entonces comunidades menos diversas. Por otro lado, para el conjunto de estaciones se observaron valores promedio más altos en las áreas más confinadas durante el ciclo 2022-23, debido principalmente a

la estación de verano. Este resultado se encuentra influenciado por la escasez de taxones que forman bancos, como mugílidos y *A. boyeri* (chirrete), dando lugar a un reparto más equitativo del total de capturas entre las diferentes especies y, por tanto, unos mejores valores de diversidad en el índice Shannon-Wiener. La elevada pluviosidad registrada en estos periodos, con el consecuente aporte de agua dulce y nutrientes a estas zonas, pudo desencadenar la presencia de comunidades poco diversas con una clara dominancia de mugílidos.

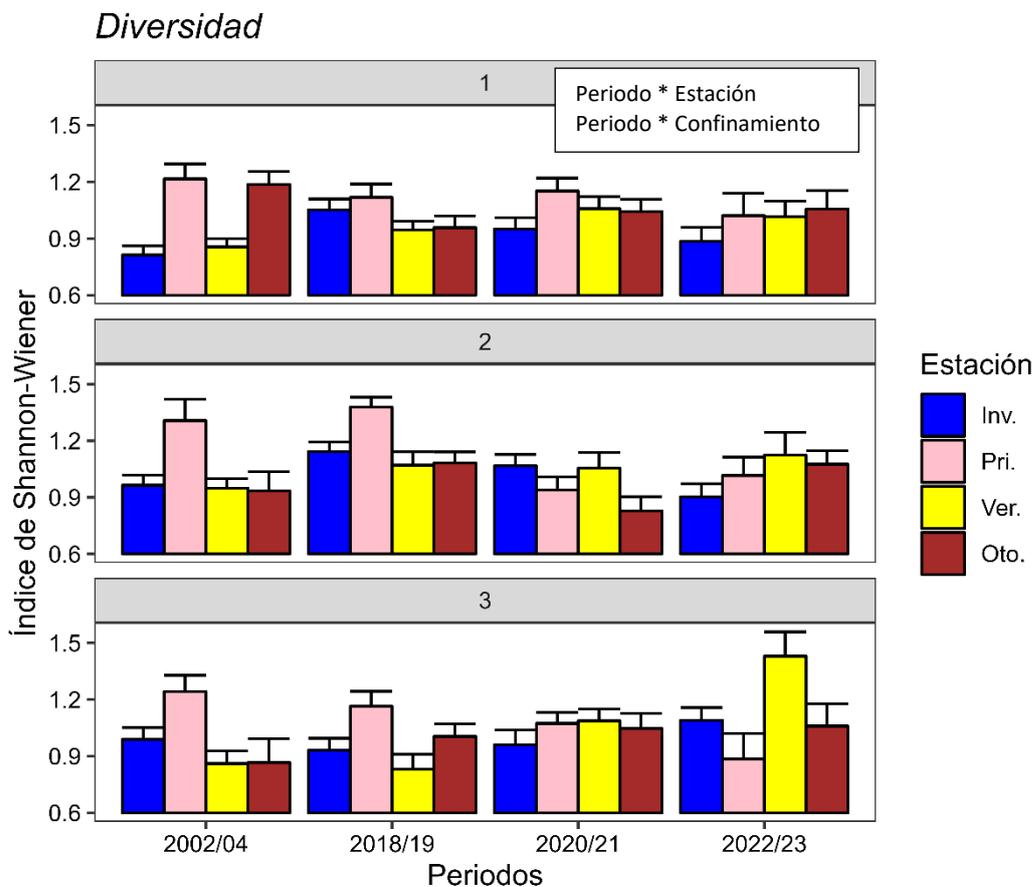


Figura 4.4. Evolución espaciotemporal del índice de diversidad de Shannon-Wiener en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Estuarine Multimetric Fish Index (EMFI) modificado

El análisis de los cambios en los valores del indicador de calidad ecológica EMFI consideró a todos los factores como significativos, destacando la interacción Periodo * Estación como lo más determinante. La estación de primavera mostró un leve decremento a partir del periodo de mortandades (2020-21) (Fig 4.5), posiblemente relacionado con la reducción de especies residentes típicas que, en condiciones normales, ganan representatividad en la comunidad de peces de primavera y verano. Por otro lado, en relación a la interacción Periodo * Confinamiento, la disminución de la calidad ecológica fue especialmente patente en las zonas semiconfinadas, una vez más, a partir de los eventos de mortandad. De nuevo, este aspecto parece relacionarse con un deterioro del hábitat por los vertidos provenientes de la cuenca de drenaje, incrementados en momentos donde la pluviometría es más elevada.

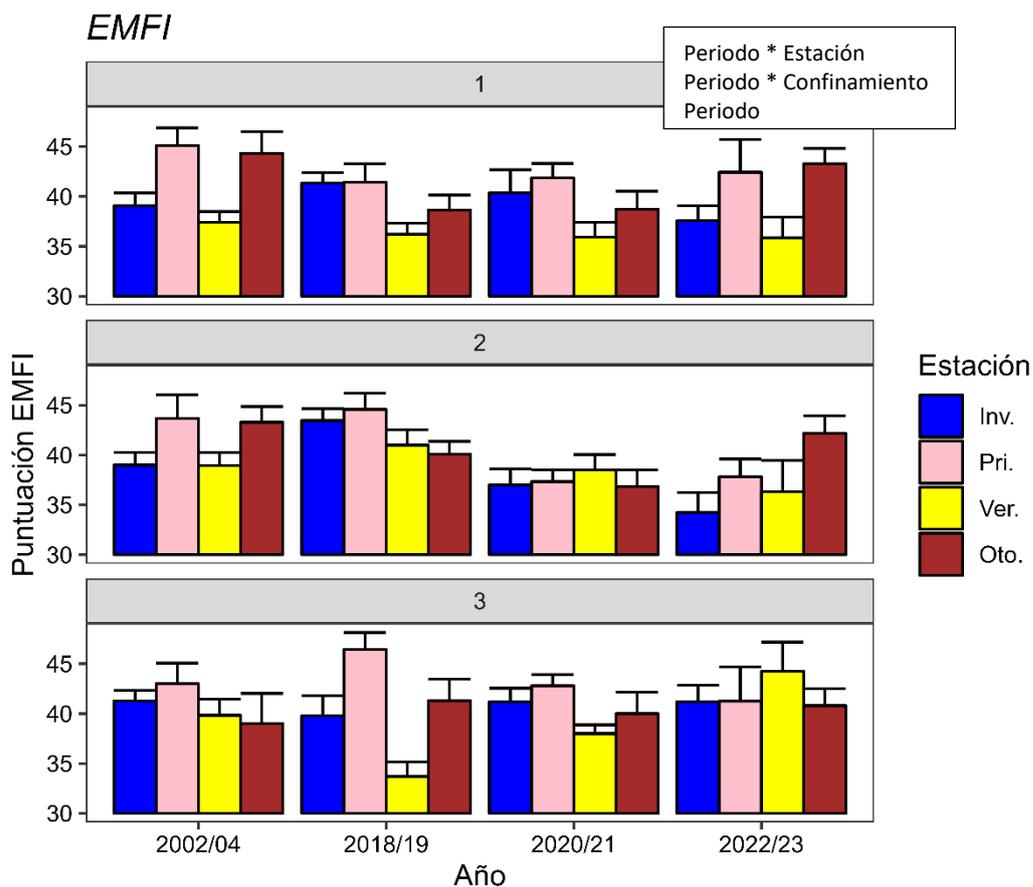


Figura 4.5. Evolución espaciotemporal del “Estuarine Multimetric Fish Index” adaptado (EMFI *) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

4.3. Estructura y composición de la comunidad

Estudio de la estructura de la comunidad: análisis a nivel de presencia de las especies.

El análisis multidimensional de los datos de presencia de las especies, así como el test PERMANOVA realizado sobre los mismos, reflejan cierto distanciamiento de las comunidades observadas en el periodo 2022-23 respecto a los periodos previos evaluados, siendo este hecho generalizado e independiente del grado de confinamiento de las áreas someras. Dicho periodo, se caracteriza por el incremento de la presencia de *S. cinereus*, *G. niger* y *S. typhle* en las zonas de muestreo, tal y como se aprecia en la Figura 4.6.

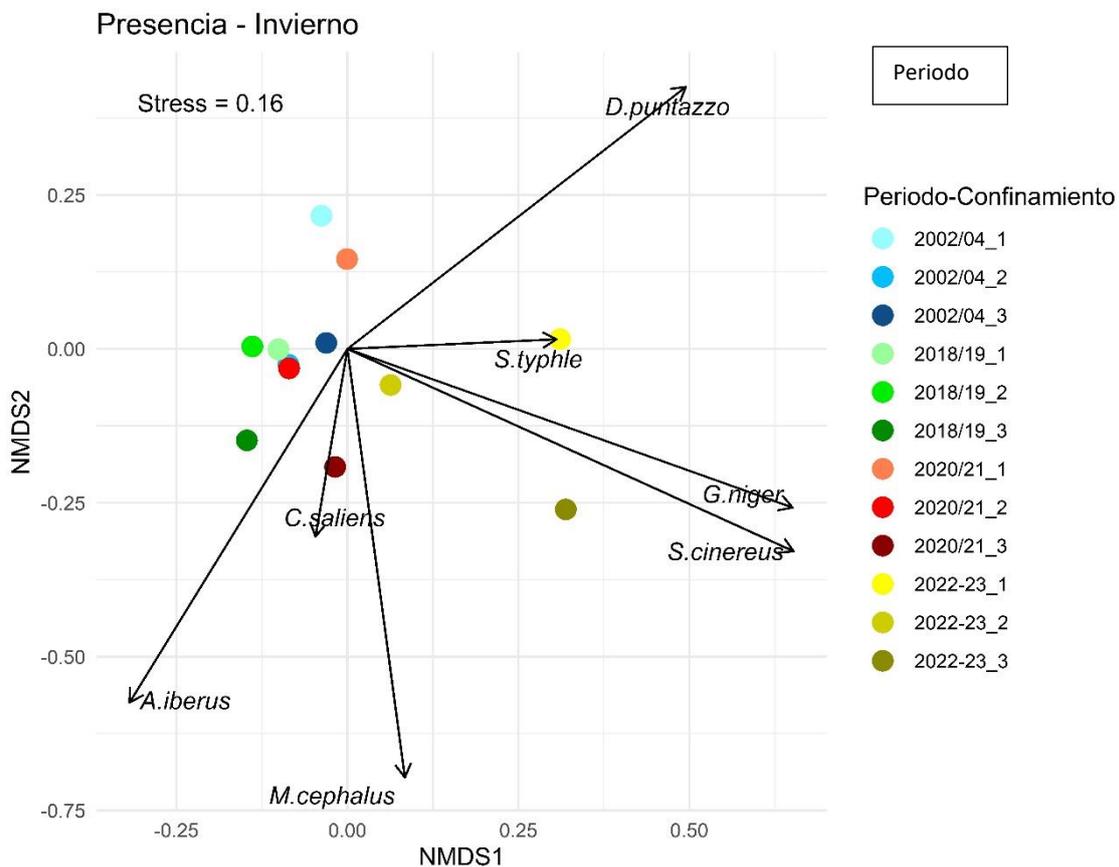


Fig. 4.6. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Jaccard de las presencias a nivel de localidad (incluyendo cualitativos). Los números indicados tras el periodo representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). En las flechas aparecen las especies con correlaciones de Spearman > 0,3 con algunos de los dos ejes establecidos por el NMDS. En el recuadro se muestran los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Estudio de la estructura de la comunidad: análisis a nivel de arrastre de la abundancia de las especies.

Al igual que lo observado en el análisis de los datos de presencia, la distribución de los valores de abundancia entre el total de especies que conforman la comunidad de peces en los diferentes momentos, mostró diferencias significativas entre periodos. Además, en esta ocasión también se observó significatividad en la interacción Periodo * Confinamiento, pero con menor relevancia. Cabe destacar, la similitud en la estructura y composición de la comunidad durante los periodos 2018-19 y 2022 (Fig. 4.7). En términos generales, las comunidades de peces invernales de las áreas someras observadas durante el periodo de referencia (2002-2004) se encuentran principalmente marcadas por la abundancia de *S. aurata* y *P. marmoratus*, siendo este hecho más patente en las zonas menos confinadas. Por el contrario, en el periodo 2018-2019, independientemente de los niveles de confinamiento, la comunidad quedó marcada por la abundancia de *S. abaster* y *Atherina boyeri*, tal y como reflejan los valores indicadores de estas especies (Tabla 4.3). Además, el análisis de especies indicadoras también seleccionó a *S. cinereus* y *G. niger* como especies indicadoras de los inviernos del periodo 2022/23. Estos resultados sugieren un paulatino establecimiento de estas especies más típicas del fondo lagunar en las áreas someras, que sí que podría ser fruto de las reiteradas búsquedas de refugio ante las reincidentes crisis anóxicas previas o ante la grave alteración o pérdida de sus hábitats en la actualidad.

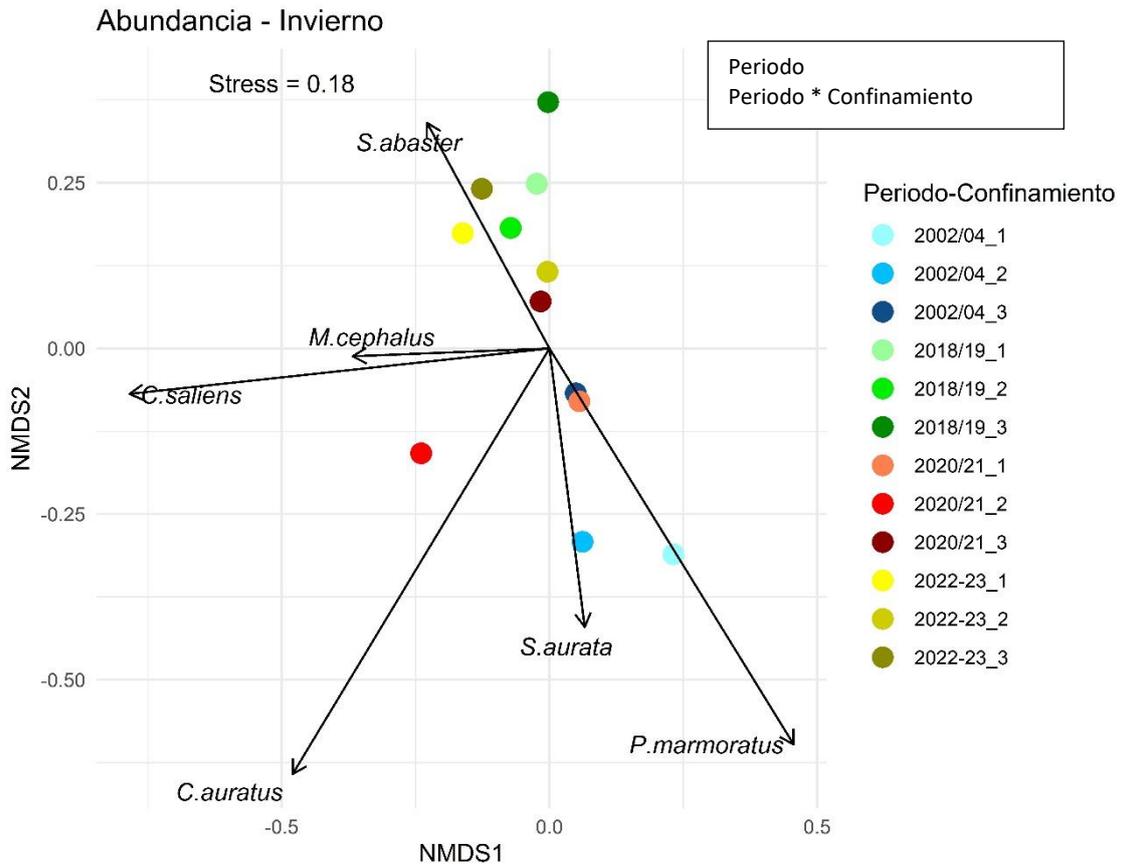


Fig. 4.7. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de las abundancias a nivel de arrastre. Los números indicados tras el periodo representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). En las flechas aparecen las especies con correlaciones de Spearman > 0,3 con algunos de los dos ejes establecidos por el NMDS. En el recuadro se muestran los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Tabla 4.3. Valor indicador basado en las abundancias de las especies que aparecieron significativamente como indicadoras de cambios asociados a los periodos en el análisis de especies indicadoras para las estaciones de invierno.

	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23
<i>A. boyeri</i>	0,053	0,612	0,064	0,051
<i>P. marmoratus</i>	0,546	0,08	0,182	0,048
<i>C. auratus</i>	0,292	0,047	0,302	0,133
<i>C. ramada</i>	0,1	0,054	0,214	0,016
<i>S. aurata</i>	0,539	0,018	0,18	0,028
<i>D. sargus</i>	0	0,029	0	0
<i>S. abaster</i>	0,038	0,389	0,18	0,044
<i>S. typhle</i>	0,001	0,003	0,002	0,048
<i>B. belone</i>	0	0,059	0	0
<i>G. niger</i>	0,022	0	0,022	0,155
<i>S. cinereus</i>	0	0	0,005	0,431
<i>E. encrasicolus</i>	0	0,043	0,019	0

Estudio de la estructura de la comunidad: análisis a nivel arrastre de la biomasa de las especies.

En relación a la estructura y composición de la comunidad en términos de biomasa, el patrón es similar al descrito por la abundancia, si bien, el periodo 2022-23 muestra una clara separación del resto, desplazándose sus comunidades positivamente en el eje Y (NMDS2) (Fig. 4.8). La dirección mostrada por dicho periodo es opuesta a la descrita por el periodo de referencia (2002-2004), en el que destacó la alta biomasa de *P. marmoratus* en las áreas someras de la laguna. El análisis de especies indicadoras volvió a mostrar a *G. niger* y *S. cinereus* como especies indicadoras de cambios en la estructura de la comunidad en los inviernos de 2022-23, con unos valores muy similares a los de abundancia (Tabla 4.4).

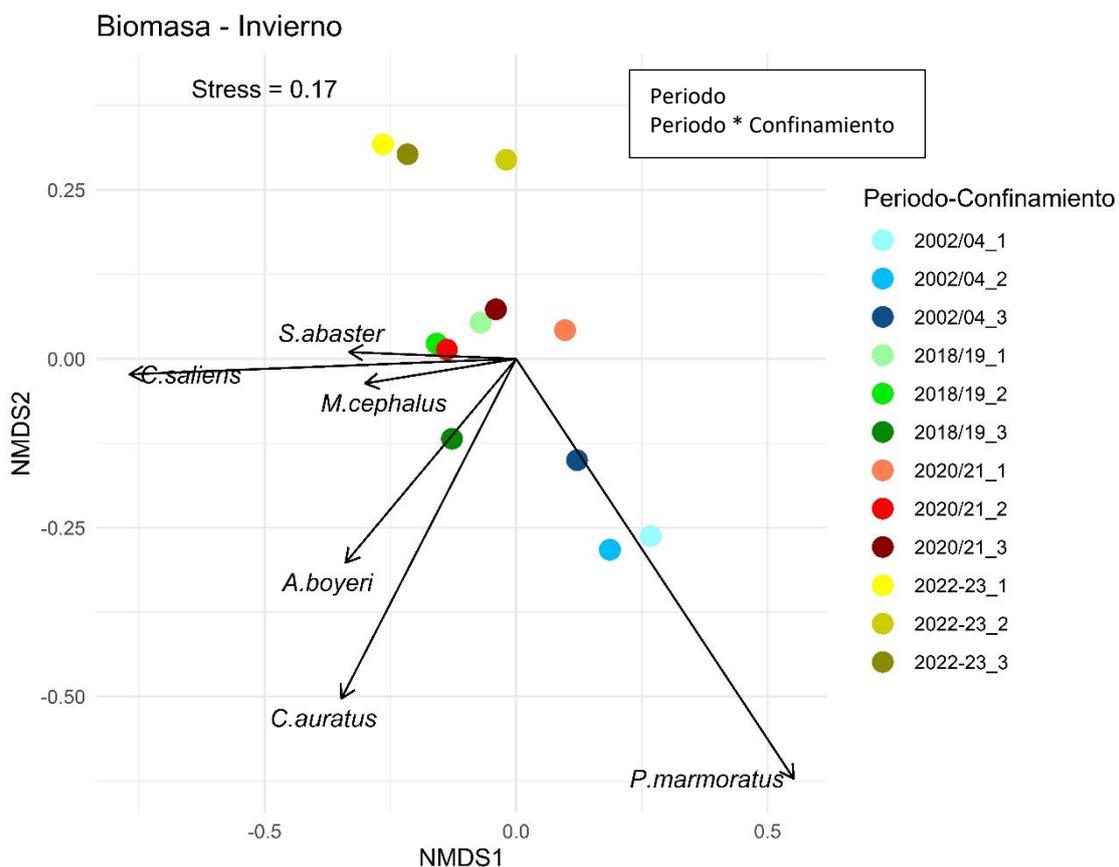


Fig. 4.8. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de las biomazas a nivel de arrastre. Los números indicados tras el periodo representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). En las flechas aparecen las especies con correlaciones de Spearman > 0,3 con algunos de los dos ejes establecidos por el NMDS. En el recuadro se muestran los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Tabla 4.4. Valor indicador basado en las biomásas de las especies que aparecieron significativamente como indicadoras de cambios asociados a los periodos en el análisis de especies indicadoras para las estaciones de invierno.

	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23
<i>A. boyeri</i>	0,06	0,599	0,049	0,062
<i>P. marmoratus</i>	0,635	0,089	0,112	0,035
<i>C. auratus</i>	0,366	0,064	0,205	0,122
<i>S. aurata</i>	0,706	0,013	0,086	0,014
<i>S. abaster</i>	0,044	0,342	0,188	0,064
<i>S. typhle</i>	0,003	0	0,004	0,041
<i>B. belone</i>	0	0,059	0	0
<i>G. niger</i>	0,015	0	0,023	0,162
<i>S. cinereus</i>	0,001	0	0,007	0,405

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

En este apartado se describe la evolución temporal de la frecuencia de aparición (unidad de muestreo = arrastre), abundancia y estructura de tallas de los taxones más abundantes y representativos de las áreas someras del Mar Menor. A su vez, también se recoge el análisis temporal de estas variables para los taxones que durante el seguimiento se han mostrado como descriptores de cambios en la comunidad ictícola (P.ej.: *Symphodus cinereus* y *Gobius niger*).

4.4.1. Especies de interés comercial.

Engraulis encrasicolus (Boquerón)

La presencia de boquerones (*Engraulis encrasicolus*) en las áreas someras del Mar Menor es escasa, no siendo en ocasiones detectados en las campañas de muestreo. No obstante, en ocasiones esta especie alcanza picos de densidad superiores a 100 ind./100m², como ocurrió en los otoños de 2018 y 2020, principalmente en las zonas semiconfinadas, que coinciden con las áreas que reciben las aguas de escorrentía a través de los principales cauces intermitentes de la zona. Además, estos valores fueron significativamente superiores a los del resto de campañas, como muestra la interacción significativa Periodo * Estación. Este hecho parece estar relacionado con una respuesta retardada a la entrada de agua dulce en años con fenómenos de pluviometría torrencial, como fueron 2016/2017 y 2018/2019. La entrada masiva de nutrientes y la posterior proliferación de fitoplancton en las zonas de descarga actúan de atrayente para esta especie planctívora y de carácter migrador (Fig. 4.9).

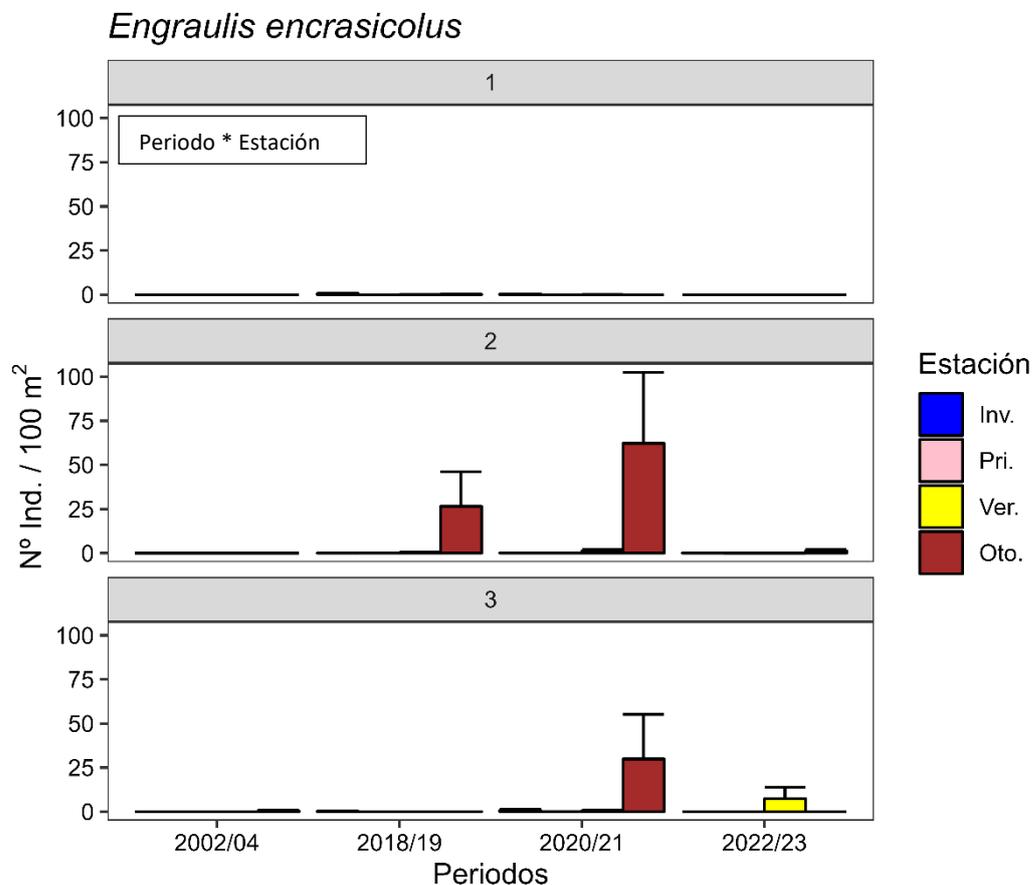


Figura 4.9. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Engraulis encrasicolus* (boquerón) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Dicentrarchus labrax (Lubina)

La lubina (*Dicentrarchus labrax*), una de las principales especies de interés comercial en la laguna, muestra valores de abundancia discretos en las áreas someras, a excepción de las estaciones de primavera, momento en que tiene lugar el asentamiento de juveniles de esta especie. Sin embargo, como muestran los factores e interacciones significativas del test PERMANOVA, la especie tiene un reclutamiento mucho menor cuando la eutrofia comienza a deteriorar la laguna (de 2018-19 en adelante). Además, esto fue especialmente patente en las zonas más confinadas, donde en el pasado mostraba valores de abundancia promedio particularmente altos (> 10 ind./100m²). La actual degradación lagunar podría estar afectando al alevinaje de esta especie de interés comercial, viéndose su afección acentuada en las áreas donde la renovación de agua es menor y, por lo tanto, los estresores eutróficos pueden ser más patentes (Fig 4.10).

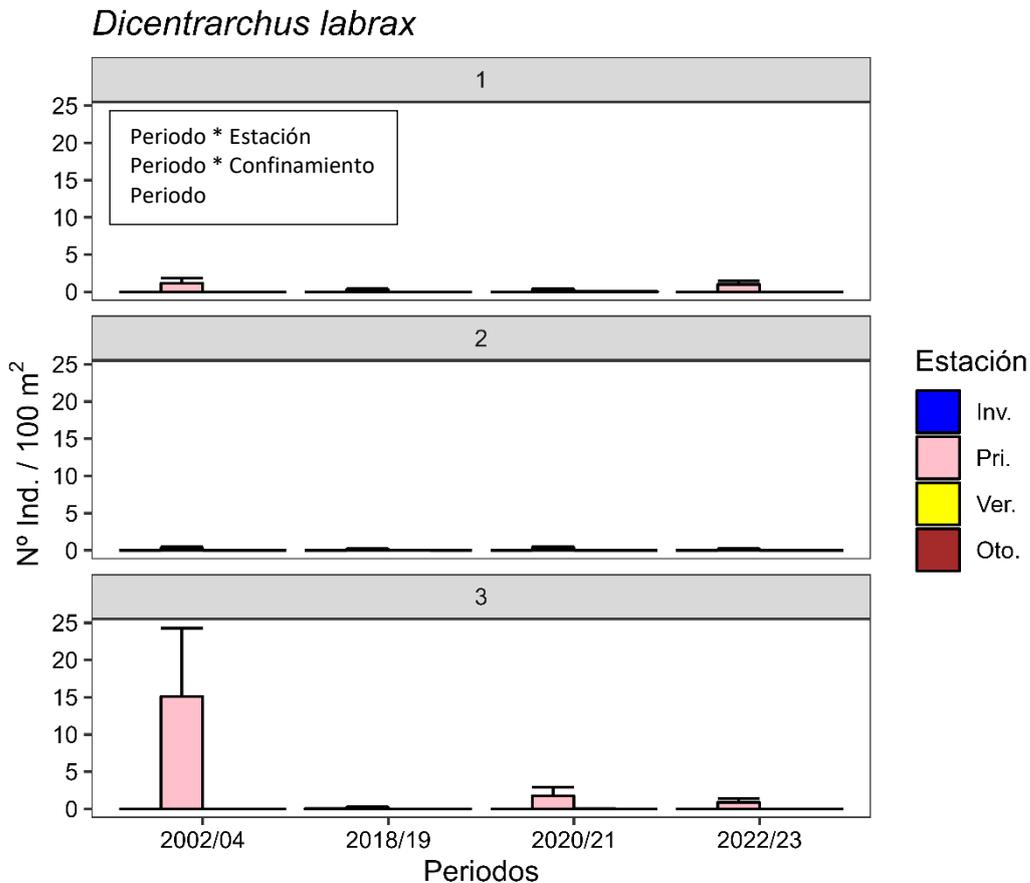


Figura 4.10. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Dicentrarchus labrax* (lubina) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Atherina boyeri (Chirrete)

El chirrete (*Atherina boyeri*) es considerada una de las especies de interés comercial más abundantes en la laguna, obteniendo en ocasiones valores promedio superiores a los 100 ind./100m². En relación a los factores estudiados, la estación interaccionó significativamente con el periodo, reflejando un patrón con picos estivales de abundancia en el periodo de referencia (2002-2004), y, sin embargo, picos invernales y primaverales en los años 2018/19 y 2022/23, con valores que llegan a duplicar en ocasiones los máximos de 2002/04. Estas fluctuaciones podrían estar relacionadas con cambios en la porción migrante de sus poblaciones, como sugieren algunos de los picos observados en las zonas menos confinadas. Además, su plasticidad

trófica podría hacerle aprovechar los “*bloom*” de fitoplancton cuando las bajas temperaturas previenen los impactos más nocivos de la eutrofia (Fig. 4.11).

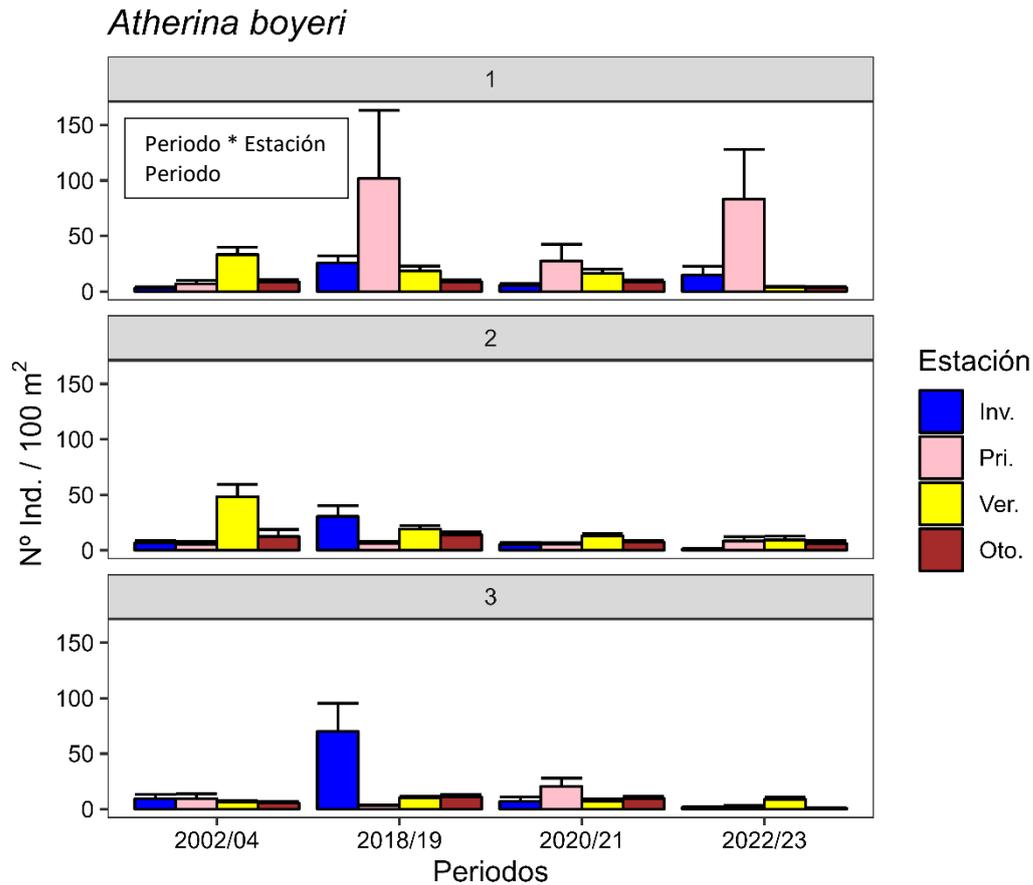


Figura 4.11. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Atherina boyeri* (chirrete) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Familia Sparidae (Espáridos)

Los espáridos, que aparecen en las áreas someras generalmente como alevines en las estaciones de invierno y primavera, mostraron un notable decremento respecto al periodo de referencia (2002-2004) en dichas estaciones. Además, éste fue especialmente patente en las zonas semiconfinadas, como corrobora la interacción significativa Periodo * Confinamiento. En términos generales, los procesos eutróficos pueden estar afectando a la supervivencia del alevinaje e incluso a la tasa de eclosión de estas especies. Además, el patente deterioro de los ambientes semiconfinados, que reciben constantemente los aportes de agua dulce procedentes de la cuenca vertiente sostiene esta hipótesis. Cabe destacar, que la estación de invierno de 2023 arrojó de nuevo valores particularmente bajos para estos taxones de elevada importancia comercial (Fig. 4.12).

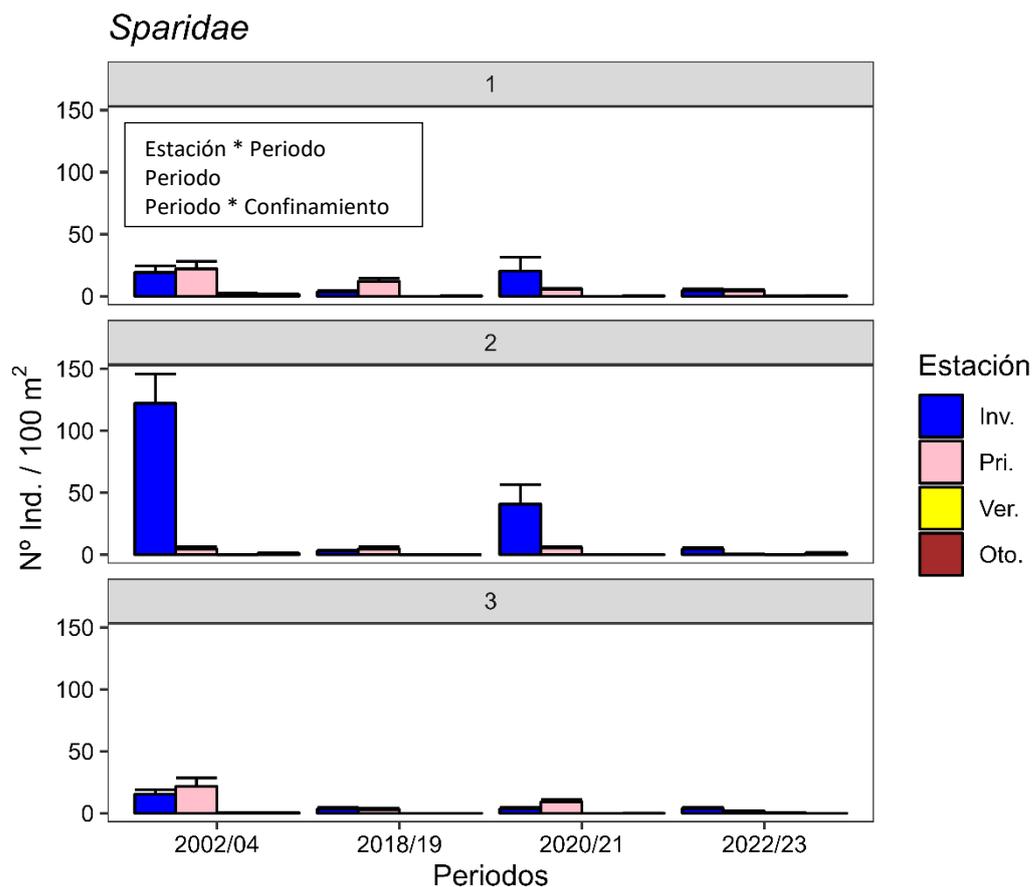


Figura 4.12. Evolución espaciotemporal de la abundancia de espáridos en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Familia Mugilidae (Mugílidos)

Los mugílidos tienen una elevada relevancia en cuanto a su interés comercial en las pesquerías de la laguna. A su vez, destacan también por su representatividad dentro de la comunidad de peces de áreas someras, donde aparecen principalmente representados por su fracción juvenil. Como reflejan los análisis estadísticos, este grupo taxonómico era más abundante en el periodo de referencia (2002-04) que en 2018-19 y 2022-23, si bien, en 2021-22, mostró abundancias muy altas en las zonas semiconfinadas. Quizás, en términos generales, la laguna cumpla un rol menos relevante para el alevinaje de estas especies que en el pasado, fruto de la degradación ambiental. Sin embargo, en periodos muy lluviosos como 2021-22, la entrada de agua dulce ha podido mediar incrementos de abundancia muy notables en las poblaciones juveniles de especies como *M. cephalus* o *C. ramada*, atraídos por la bajada de salinidad, aspecto especialmente relevante en las áreas semiconfinadas en las que desembocan gran parte de las aguas de la cuenca vertiente. Sería interesante abarcar un análisis por especies que permita vislumbrar estos aspectos, dada la relevancia de este taxón en el entorno del Mar Menor (Fig. 4.13).

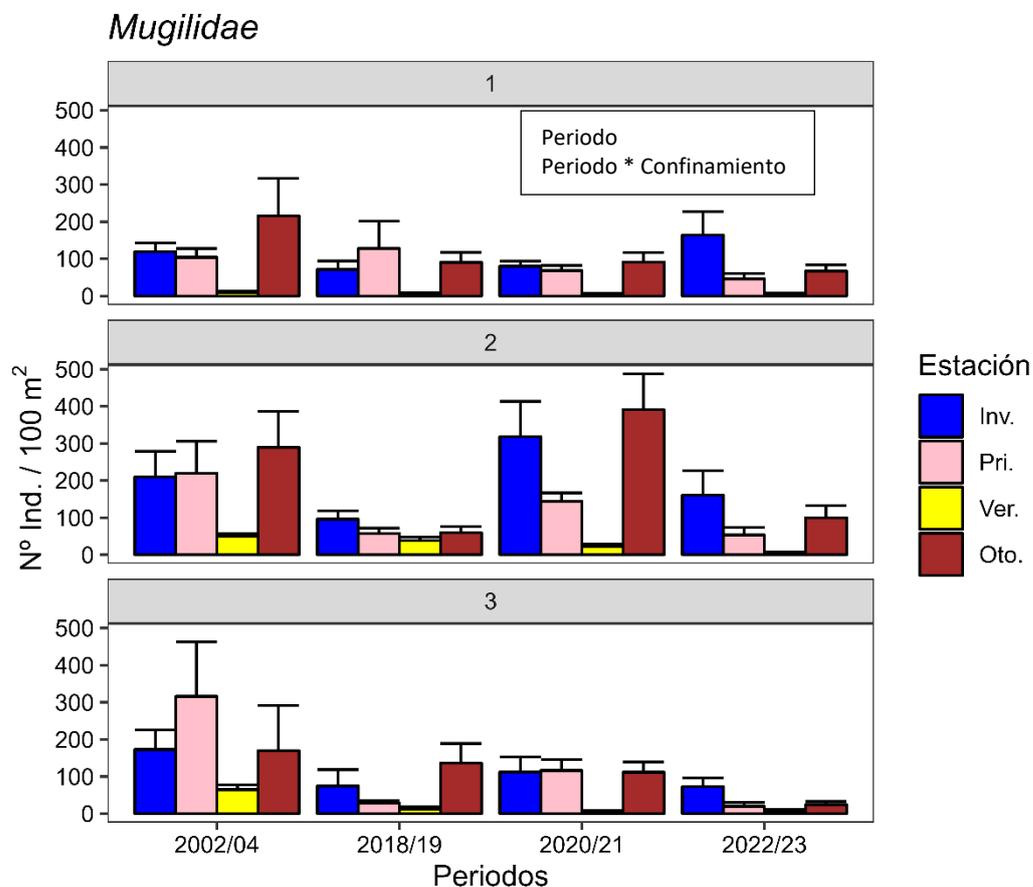


Figura 4.13. Evolución espaciotemporal de la abundancia de mugílidos en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

4.4.2. Especies de interés de conservación.

Hippocampus guttulatus (Caballito de mar)

El caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) ha mostrado un drástico decremento en las zonas someras. En el periodo 2018-19, de forma previa a los primeros eventos de mortandad, la especie experimentó un incremento de su abundancia en las zonas con mayor tasa de renovación de agua, posiblemente, fruto de la sinergia entre su sensibilidad a la baja calidad del agua y la necesidad de buscar refugio en estas áreas someras, dada aquí la menor incidencia de la eutrofia. Sin embargo, tras la primera mortandad masiva acontecida en otoño de 2019, la especie no ha vuelto a ser detectada en el conjunto de áreas someras, apuntando ello a una situación crítica (Fig. 4.14).

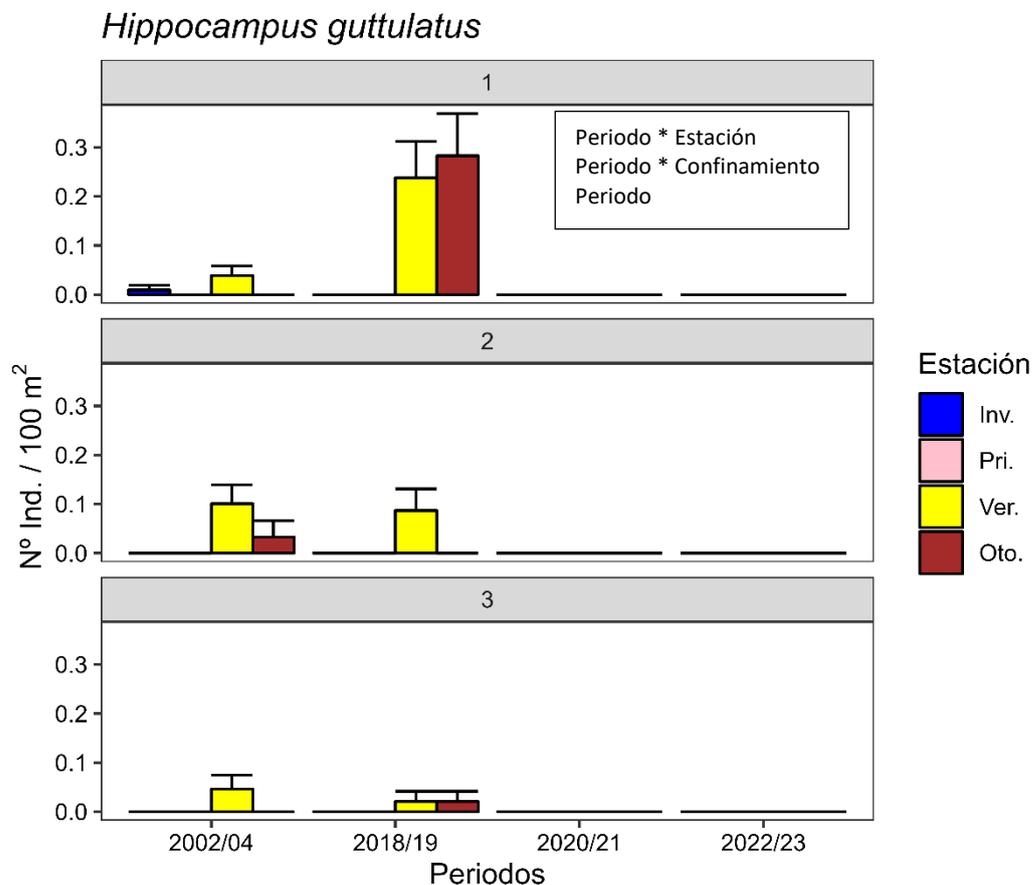


Figura 4.14. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Hipocampus guttulatus* (caballito de mar) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Syngnathus typhle (Aguja mula)

En relación a la aguja mula (*Syngnathus typhle*), se ha detectado un paulatino incremento en abundancia en la última década, especialmente en las estaciones de primavera, verano y otoño. Esto podría deberse a un proceso de asentamiento de la especie en las áreas someras de la laguna, conformando cada vez poblaciones más estables, como ha sucedido con otras especies mediterráneas tras la apertura del Canal del Estacio. Además, en los últimos 4 años, este hecho ha sido más patente en las zonas con mayor tasa de renovación de agua y, por lo tanto, con mayor influencia mediterránea. No obstante, el deterioro de las praderas marinas del fondo lagunar podría haber influido también en el patrón observado, dada la estrecha vinculación de esta especie a las mismas. Este hecho podría estar ejerciendo un efecto de presión y desplazamiento de los ejemplares desde el fondo de la laguna a zonas someras con praderas marinas mejor conservadas (Fig. 4.15).

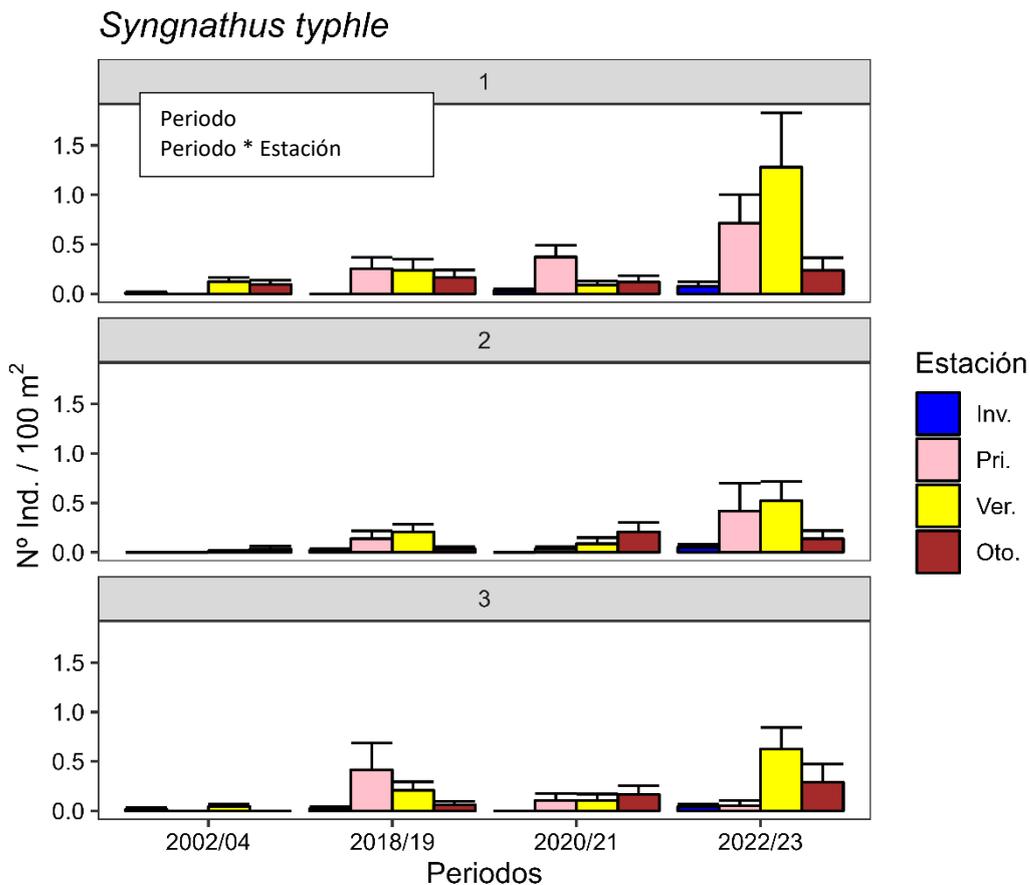


Figura 4.15. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Syngnathus typhle* (aguja mula) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Syngnathus abaster (Aguja de río)

La aguja de río (*Syngnathus abaster*) es el signátido más representativo y abundante de las áreas someras de la laguna, si bien es cierto que su población ha estado sujeta a grandes cambios en los periodos de estudio evaluados. Su densidad incrementó notablemente en el periodo de 2018-19, decreciendo tras la mortandad masiva que tuvo lugar a finales de 2019, y no mostrando signos de una total recuperación hasta la fecha (Fig. 4.16). Cabe destacar que, en las zonas menos confinadas, la especie ha incrementado ligeramente su abundancia en las estaciones de verano y otoño de 2022, hecho que podría relacionarse con una menor presión de los estresores derivados de la eutrofia.

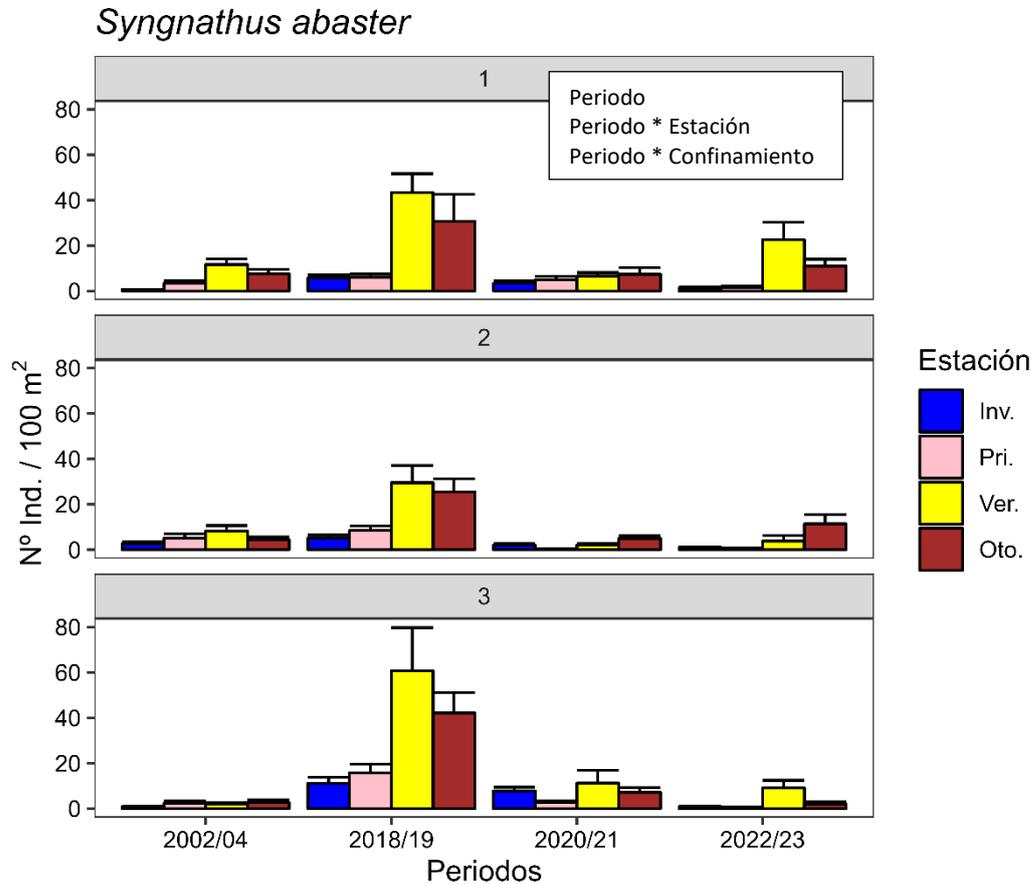


Figura 4.16. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Syngnathus abaster* (aguja de río) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Pomatoschistus marmoratus (Zorrito de arena)

Pomatoschistus marmoratus, también denominado como zorrito de arena, ha sido una de las especies más afectadas por el grado de deterioro que ha adquirido la laguna en la última década, disminuyendo considerablemente su abundancia en las áreas someras. En campañas previas a los eventos de mortandad, tuvieron lugar puntuales picos de abundancia, si bien es cierto que tras dichos episodios la especie volvió a mostrar una tendencia negativa. Además, este decremento parece especialmente patente en las zonas menos confinadas, donde en el pasado mostraba una abundancia constante anualmente. Esta especie, residente y típica de áreas someras, e incluida en

diversos listados de conservación, presenta en la actualidad una situación poblacional preocupante si la comparamos con los datos registrados durante el periodo de referencia (2002-04) (Fig. 4.17.).

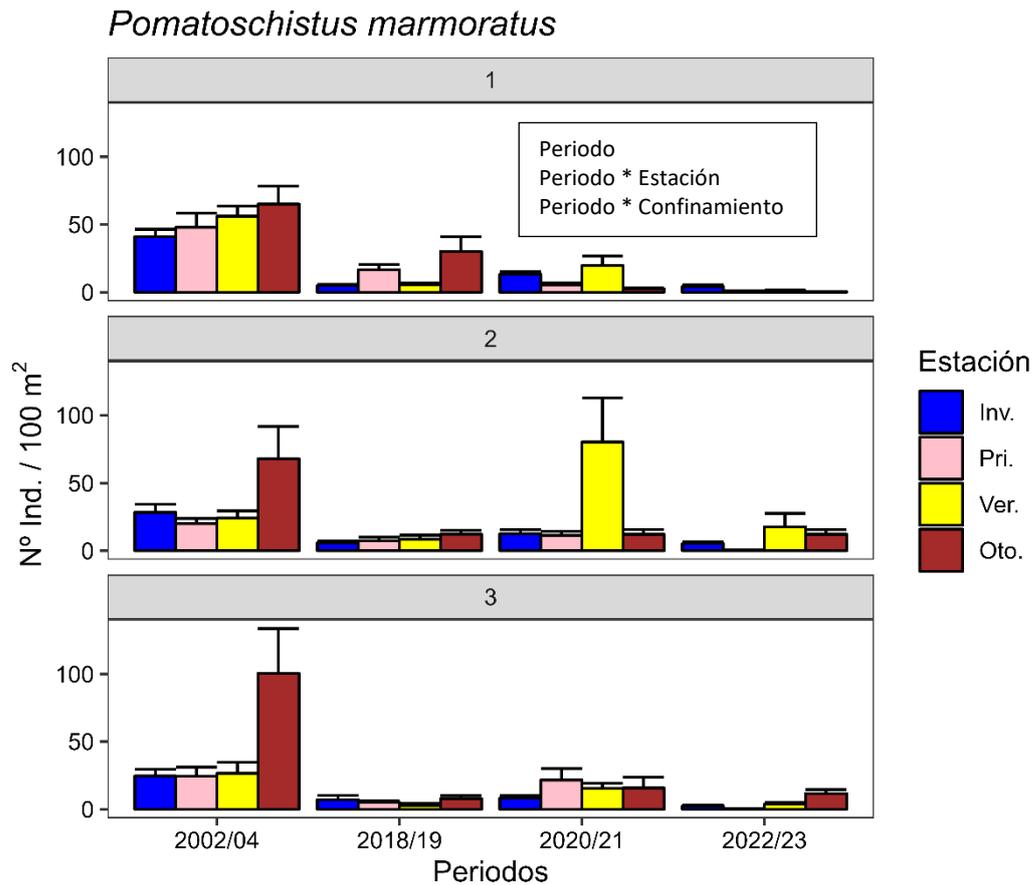


Figura 4.17. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Pomatoschistus marmoratus* (zorrillo de arena) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Apricaphanius iberus (Fartet)

En relación al fartet (*Apricaphanius iberus*), si bien se podría hablar de cierta estabilidad temporal en términos del conjunto perimetral, a menor escala espacial sí se han observado importantes variaciones. La especie ha reducido notablemente su abundancia en las áreas semiconfinadas, que representan las zonas de entrada de agua dulce. Posiblemente, la dulcificación de los criptohumedales periféricos, que facilita la llegada de la especie exótica invasora *Gambusia holbrooki*, genera un impacto sobre las poblaciones fuente que solían colonizar las áreas someras tras temporales lluviosos. Por otro lado, tras los eventos eutróficos críticos que impactaron durante el periodo 2020-21, la especie parece haber reducido su abundancia también en las zonas más confinadas donde la calidad del agua se ve comprometida en determinados momentos, aunque parece recuperarse en el periodo 2022-23. Durante estos periodos especialmente críticos la especie tuvo un leve incremento de abundancia en las zonas menos confinadas, probablemente dada la menor competencia con otras especies afectadas por los eventos de mortandad (Fig. 4.18).

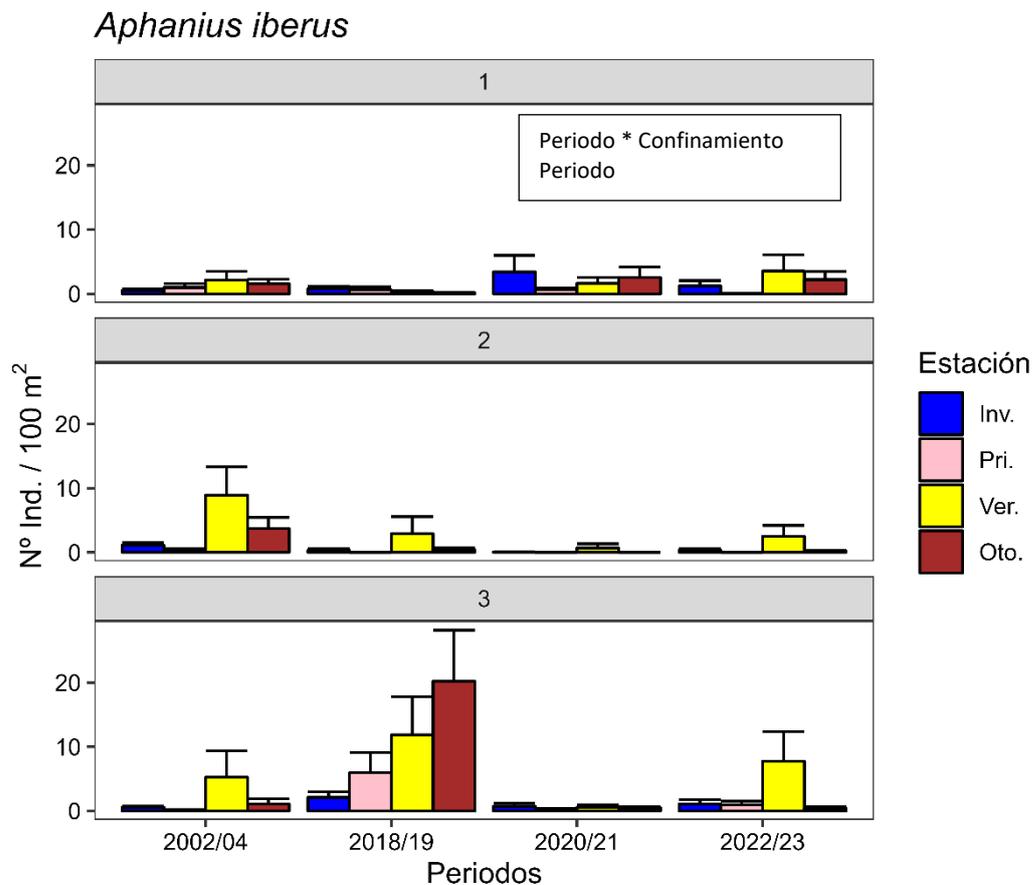


Figura 4.18. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Aphanius iberus* (fartet) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

4.4.3. Especies descriptoras de cambios en la comunidad.

Symphodus cinereus (Tordo)

Hasta el periodo 2018-2019 la presencia de *Symphodus cinereus* en las áreas someras del Mar Menor se consideraba prácticamente anecdótica (Fig. 4.19). Sin embargo, tras los episodios de mortandad acontecidos desde finales de 2019 los valores de abundancia de esta especie se dispararon en las estaciones de verano y otoño. Este incremento fue especialmente patente en las zonas de confinamiento 1 y 3, que representan las áreas principalmente afectadas por dichos episodios. Posteriormente, en 2022-23 la especie sigue

mostrando una alta frecuencia de aparición, pero con menores densidades. Los eventos de degradación lagunar parecen haber forzado puntualmente a los ejemplares de esta especie a utilizar las oxigenadas áreas someras, pudiendo ello acelerar su establecimiento en dichas zonas. Este hecho podría suponer una amenaza para otras especies residentes típicas y de menor tamaño, dados fenómenos de competencia y de depredación de juveniles.

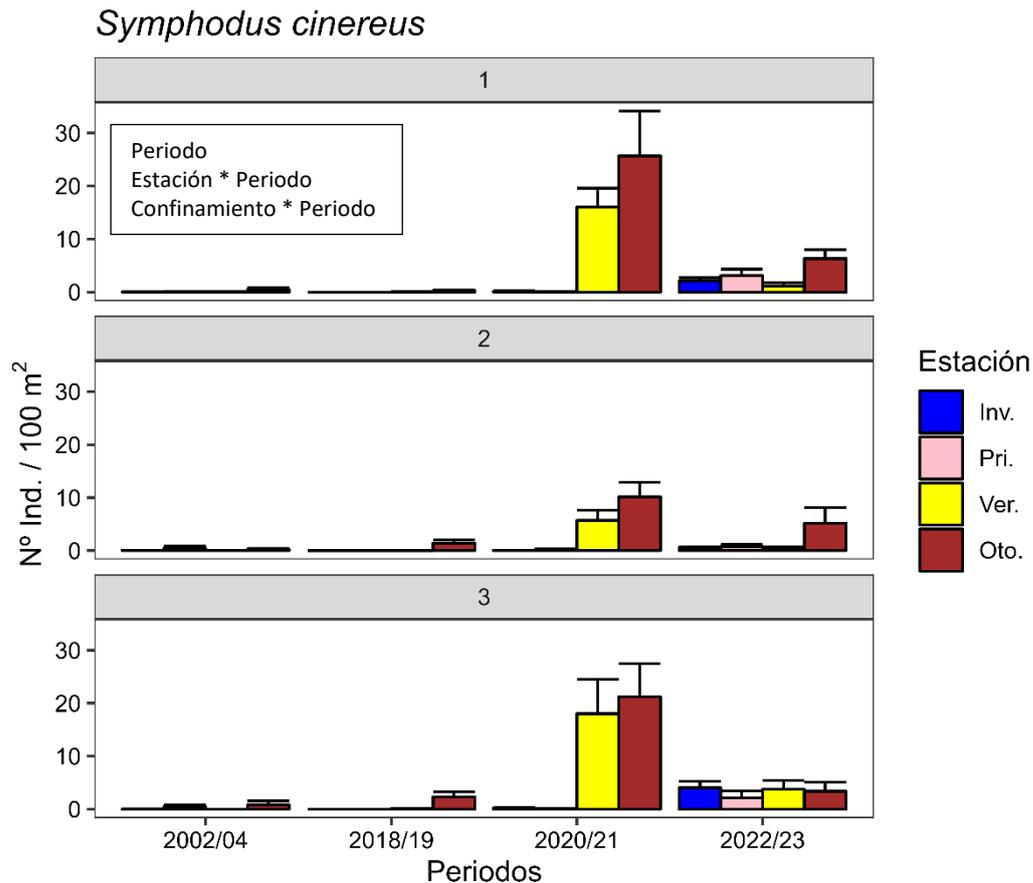


Figura 4.19. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Symphodus cinereus* (tordo) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Salaria pavo (Gallerbo)

El gallerbo (*Salaria pavo*) se mostró como una especie representativa y abundante de las áreas someras en la estación de verano del periodo 2002-04, especialmente en las zonas semiconfinadas (Fig. 4.20). Sin embargo, esta abundancia no se vio reflejada durante el periodo 2018/19, manteniéndose de

forma general en valores inferiores a los de referencia. No obstante, como en el caso del *Symphodus cinereus*, durante el periodo de mortandades se aprecian picos de abundancia en verano y otoño, que parecen corresponderse con una búsqueda de refugio de ejemplares que habitan en zonas más alejadas a la línea de costa. Estos valores se mantuvieron en las zonas menos confinadas en 2022-23 y, de forma exclusiva para la estación de verano, en las áreas someras semiconfinadas.

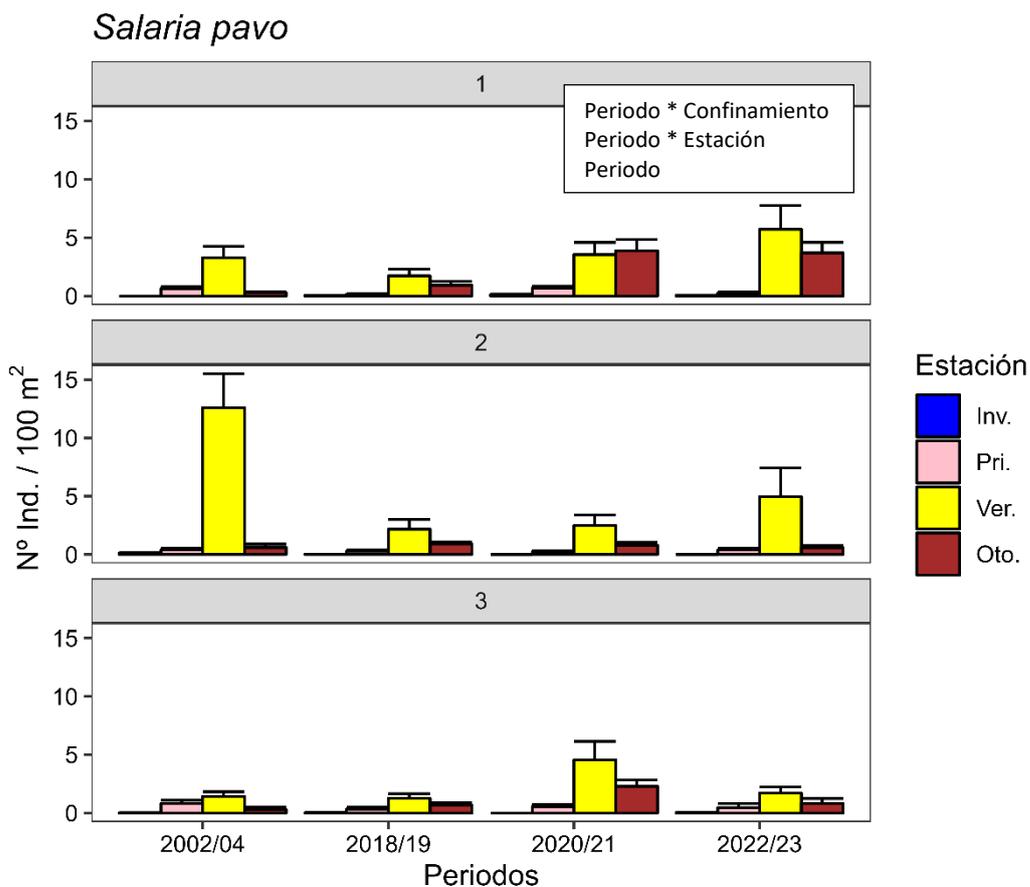


Figura 4.20. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Salaria pavo* (gallerbo) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Gobius cobitis (Gobio de roca)

El gobio de roca (*Gobius cobitis*) mostró una densidad próxima a 3 ind./100 m² en los veranos del periodo de referencia (2002-2004) en las zonas menos confinadas (Fig. 4.21). Sin embargo, este patrón dejó de cumplirse a partir de 2018-19, apareciendo como una especie anecdótica en los tres grados de confinamiento, a excepción del otoño de 2019, donde incrementó su abundancia en términos del conjunto perimetral, debido a la búsqueda de refugio de ejemplares del fondo lagunar, tal y como ocurrió en el caso de otras especies anteriormente mencionadas. No obstante, *G. cobitis* parece haber sufrido un decremento generalizado en la laguna, posiblemente atribuido a una modificación y pérdida del hábitat disponible para realizar la puesta (rocas, conchas, etc) por la colmatación derivada del incremento en la porción limosa del fondo. Además, la caída de la disponibilidad de oxígeno en el fondo podría haber reducido la viabilidad y tasa de eclosión de las puestas, ya que este parámetro ha sido identificado en góbidos como uno factor limitante del éxito reproductor. Cabe destacar que, tras otoño de 2019, no volvieron a detectarse nuevos efectos refugio para la especie, pese a las posteriores situaciones críticas, hecho que apoya aún más el impacto en sus poblaciones a nivel de la laguna.

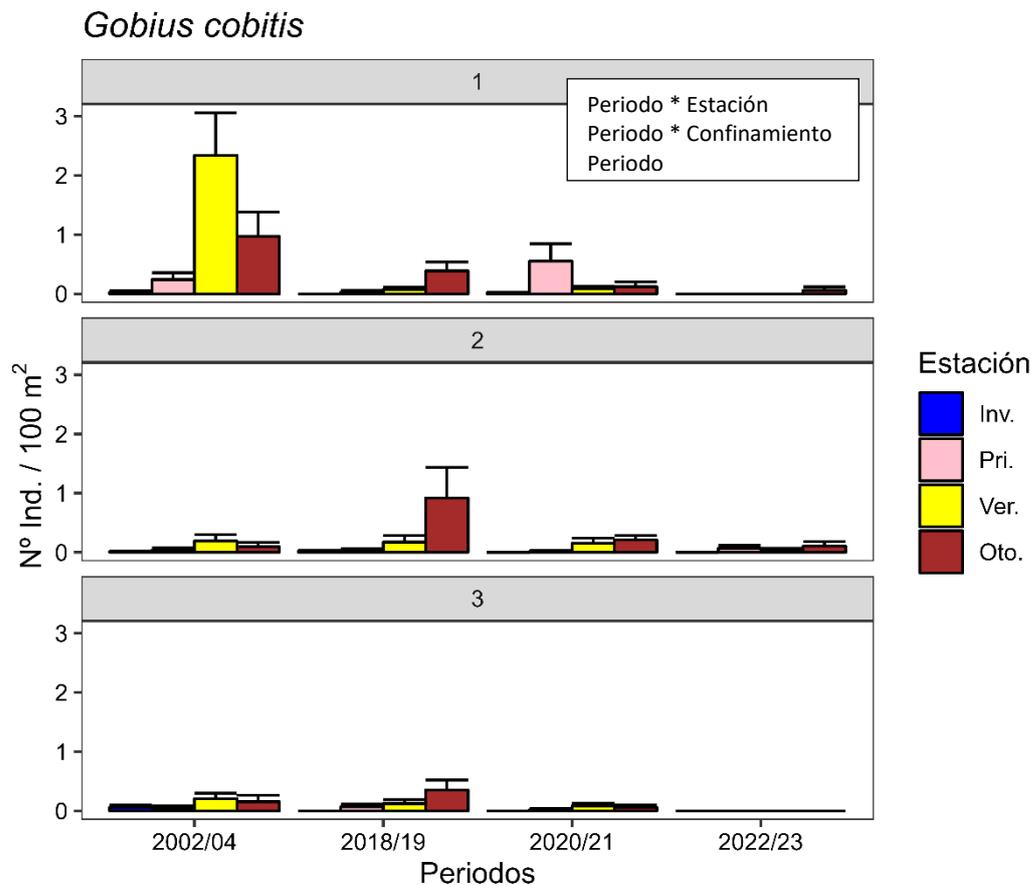


Figura 4.21. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Gobius cobitis* (gobio de roca) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

Gobius niger (Gobio negro)

En relación al gobio negro (*Gobius niger*), la especie mostró los valores más altos del periodo de referencia en las estaciones de primavera y otoño (Fig. 4.22). Sin embargo, su dinámica en las áreas someras desde 2018 ha seguido un patrón similar al mostrado por *Symphodus cinereus*. En este sentido, la densidad de la especie durante el periodo 2018-19 fue muy baja, a excepción del periodo otoñal, en el cual se obtuvieron elevadas cifras asociadas al refugio de ejemplares en las orillas durante el episodio de mortandad acontecido a finales de 2019. Además, desde 2020-21 la especie se mostró más abundante en las estaciones de verano y otoño. Estos hechos sugieren que la especie, al igual que las anteriormente citadas, utiliza en la actualidad las áreas someras como zona de refugio ante procesos de degradación del fondo lagunar, los

cuales tienen lugar principalmente en las estaciones con temperaturas de agua más elevadas.

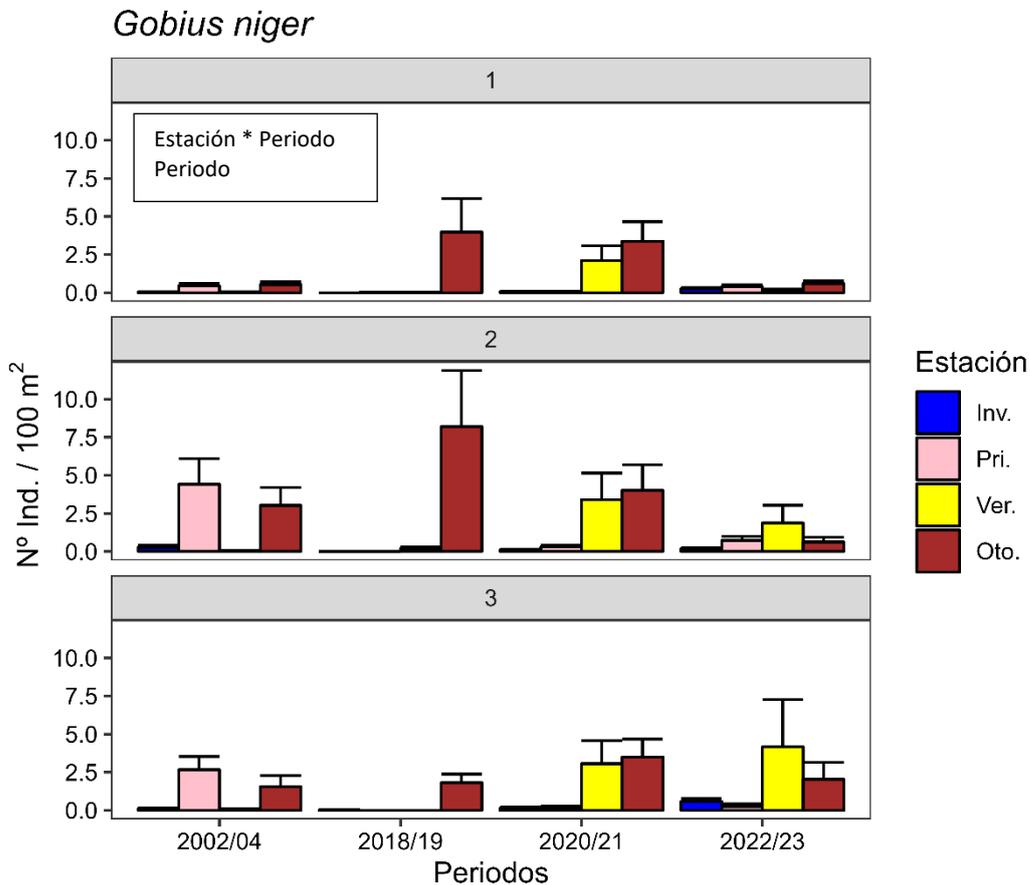


Figura 4.22. Evolución espaciotemporal de la abundancia de *Gobius niger* (gobio negro) en las áreas someras del Mar Menor. Los números en los recuadros grises representan el grado de confinamiento o tiempo de renovación de agua (1: < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). Se indican en el interior de un recuadro los resultados significativos del test PERMANOVA. Los factores aparecen ordenados en función de su importancia (R^2).

4.5. Resultados de la evaluación poblacional de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor.

Durante la ejecución de las 3 campañas de muestreo bimensuales (Noviembre-2022, Enero-2023 y Marzo-2023) de *Callinectes sapidus* en el humedal de la Encañizada se han capturado un total de 59 individuos. De estos, 14 fueron hembras y 45 machos, mostrando un *sex-ratio* balanceado hacia los machos en dicho ambiente de forma general. El factor anual no mostró significancia, sugiriendo un patrón similar al visto en 2021-22 durante estas tres primeras campañas. En las comparaciones relativas a los grandes sectores definidos: San Pedro del Pinatar, con una elevada influencia lagunar, y La Manga, con gran proximidad al Mediterráneo, también se apreciaron diferencias significativas, mostrando San Pedro abundancias notablemente superiores (Fig. 4.24). De esta manera, la influencia lagunar en el humedal se postuló como un factor determinante en la presencia y abundancia de *C. sapidus*, ya que, para el sector de La Manga, la especie ni si quiera fue detectada en una de las tres campañas. Por ello, los resultados expuestos a continuación se centrarán en el Sector de San Pedro, ya que el elevado número de capturas permite inferir aspectos relevantes sobre la biología de esta especie exótica invasora en el ambiente objeto de estudio.



Figura 4.23. Detalle de la captura y procesado de *Callinectes sapidus* en el área de estudio.

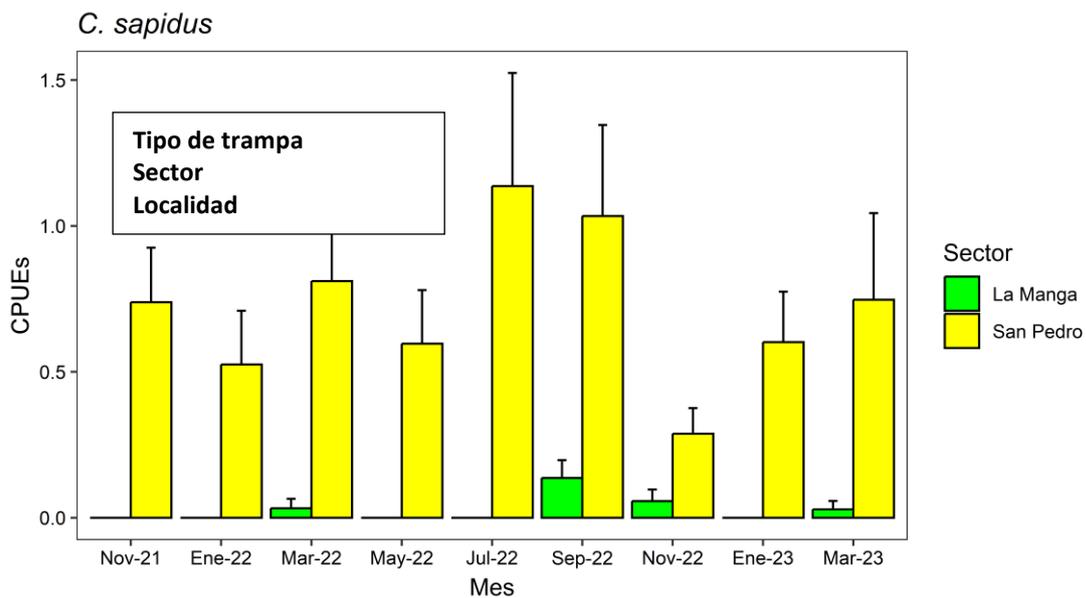


Figura 4.24. Evolución temporal del promedio y error estándar de CPUES de *C. sapidus* agrupado a nivel de sector y campaña de muestreo. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA (*): Año + Mes + Sector + Trampa + Localidad ordenados en función de su importancia (R^2).

Para el sector de San Pedro del Pinatar se han corroborado diferencias estadísticas entre las localidades, con mayor abundancia en las zonas desvegetadas, así como en las praderas marinas de *Cymodocea nodosa*, mostrando valores inferiores en las de *Caulerpa prolifera*. También se obtuvieron diferencias en la eficacia de captura entre las diferentes tipologías de trampas, siendo más efectivas las nasas anguileras y las nasas simples. A nivel temporal, en esta aproximación, solo se detectó significancia en la interacción localidad-mes y mes-trampa, apareciendo un mayor número de capturas en la zona desvegetada durante la campaña de enero y marzo. A su vez, en los meses con presencia de juveniles, las Minnow-traps resultaron ser más efectivas que cuando estos no están presentes. Por último, también se detectó la interacción significativa localidad-trampa, relacionada con la detección de juveniles principalmente en el ambiente desvegetado. Además, la menor densidad de ejemplares detectada en *C. prolifera* indica que se trata de un ambiente no seleccionado preferentemente por la especie, y que podría actuar como zona de paso, y no de alimentación, facilitando con la presencia del paño la localización del cebo por los ejemplares que estén desplazándose por dicho ambiente (Fig. 4.25).

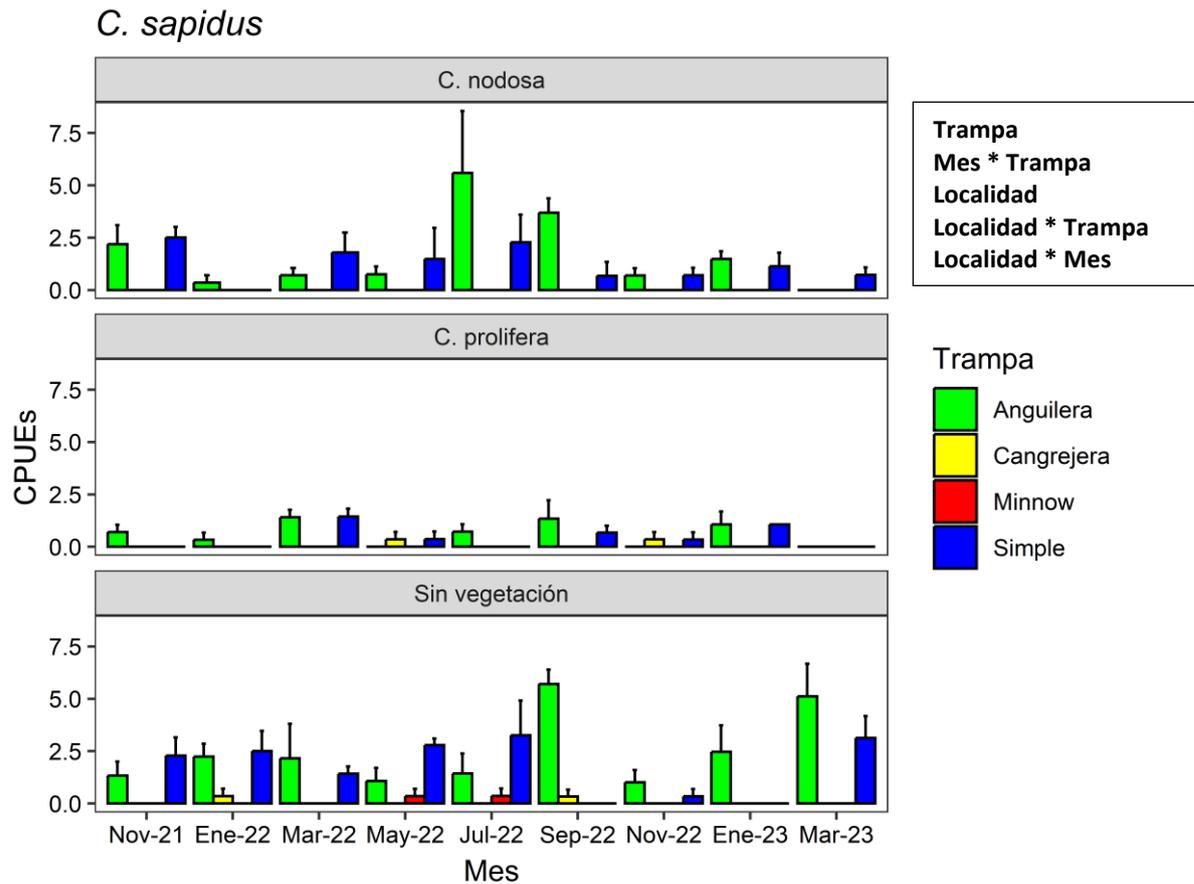


Figura 4.25. Evolución temporal del promedio de abundancia (CPUEs en 24 h, junto al error estándar) de *C. sapidus* en San Pedro del Pinatar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Mes * Localidad + Mes * Trampa + Localidad * Trampa* ordenados en función de su importancia (R^2).

A continuación, con el fin de incrementar el conocimiento sobre las posibles fluctuaciones espaciotemporales de la especie, y dada la remarcable efectividad de nasas simples y anguileras, se procedió a repetir los análisis exclusivamente con los datos obtenidos por estas, eliminando el sesgo de trampas menos eficaces. Con este análisis se confirmó la elevada importancia de la localidad, confirmándose la mayor importancia de las zonas desvegetadas, seguidas de *C. nodosa* y, por último, de *C. prolifera*. Además, se confirmaron con mayor robustez las variaciones espaciotemporales, relacionadas con el mayor uso de *C. nodosa* en los meses más cálidos (Fig. 4.26). Por último, también se detectaron diferencias en la interacción trampa-mes, con una mayor efectividad de nasas anguileras en los meses estivales. La diferencia entre los dos tipos de nasas radica en la existencia de un paño en

las nasas anguileras, que guía a los ejemplares hacia la entrada de la nasa propiamente dicha. Dado que, la fenología del cangrejo azul marca un incremento en su actividad y movilidad durante los meses más cálidos, también se vería incrementada la posibilidad de detección de los paños de las nasas anguileras y, por tanto, las capturas de la especie en esta tipología de trampa.

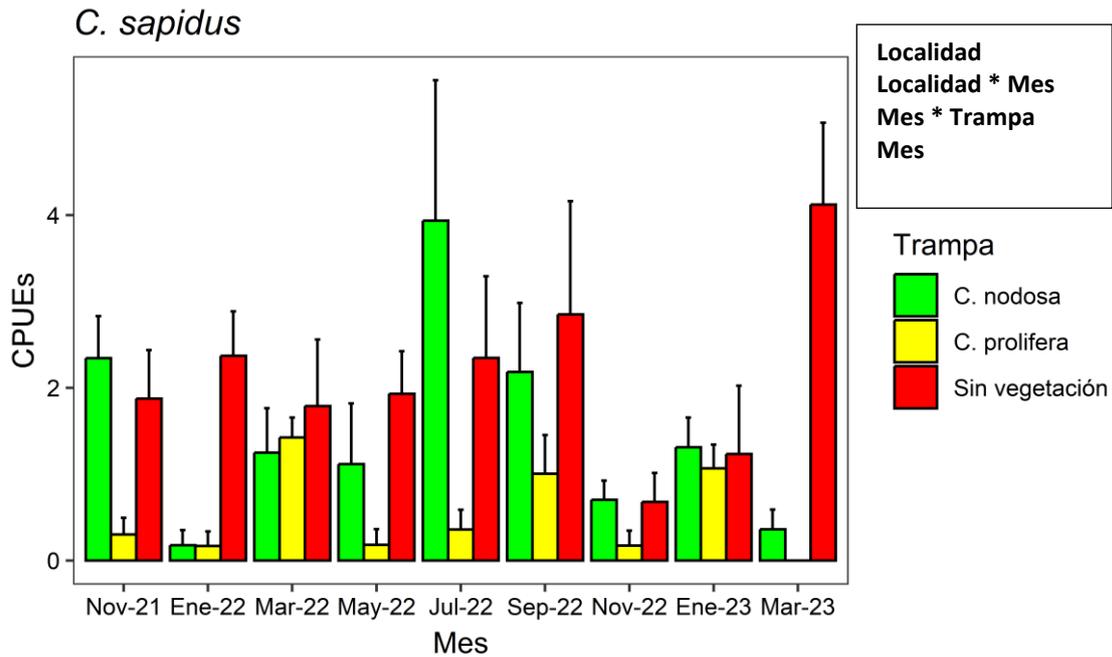


Figura 4.26. Evolución temporal del promedio de abundancia (CPUEs en 24 h, junto al error estándar) de *C. sapidus* en San Pedro del Pinatar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Mes * Localidad + Mes * Trampa* ordenados en función de su importancia (R^2).

5. Conclusiones.

En el presente apartado se incluyen las conclusiones más relevantes respecto a los datos e información recabada hasta la fecha en el 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 correspondientes a las campañas de muestreo de ictiofauna de invierno de 2023, y a las campañas de muestreo de *Callinectes sapidus* desarrolladas en noviembre 2022 y enero y marzo de 2023, permiten establecer de forma preliminar y cautelar las siguientes conclusiones:

- **Tres de los parámetros descriptores de la comunidad (abundancia, biomasa y riqueza de especies) han visto disminuidos sus valores en los últimos años**, especialmente tras los episodios de mortandad. Igualmente, la abundancia de capturas se ha visto notablemente reducida en las zonas con menor tasa de renovación de agua de la laguna.
- **La calidad ecológica de las áreas someras, representada por los valores del indicador EMFI, sigue afectada tras los eventos de mortandad, obteniendo los valores más bajos en las zonas con confinamiento intermedio (cubeta oeste)**, coincidiendo de esta forma con el lugar la descarga de la mayor parte de agua dulce, nutrientes y sedimentos que entran a la laguna.
- **La sucesión de crisis anóxicas fruto del proceso de eutrofización de la laguna ha desencadenado un cambio sustancial en la estructura y composición de la comunidad de peces de las áreas someras**, afectando al reclutamiento y estatus poblacional de especies de interés prioritario.
- Las comunidades de peces de las áreas someras detectadas durante el invierno de 2023 presentan ciertas diferencias entre los periodos analizados. El periodo de referencia (2002-04) mostró una comunidad dominada principalmente por *Pomatoschistus marmoratus* y *Sparus aurata*. Sin embargo, la representatividad de estas especies en la estructura y composición de la comunidad disminuyó alarmantemente tras los eventos de mortandad, a favor de otras especies de carácter bentónico, como *Symphodus cinereus* y *Gobius niger*, cuya presencia fue más anecdótica en el periodo de referencia (2002-2004). Este hecho

parece indicar el asentamiento de estas especies en las áreas someras, posiblemente por la alteración o degradación de sus hábitats en zonas más profundas, pudiendo ello repercutir en la composición de la comunidad de peces, dados fenómenos de competencia y/o depredación juvenil.

- Las especies de interés de conservación que habitan en las áreas someras del Mar Menor han mostrado dinámicas dispares durante la serie temporal de seguimiento. Desde la mortandad acontecida en otoño de 2019, no han sido detectados ejemplares de *Hippocampus guttulatus*. A su vez, *Pomatoschistus marmoratus* y *Syngnathus abaster* también mostraron una clara afección ante estos eventos, disminuyendo bruscamente su población, sin embargo, en las últimas campañas de muestreo *S. abaster* parece mostrar una ligera recuperación de sus valores de abundancia. Por otro lado, el fartet (*Apricaphanius iberus*) ha experimentado un declive de sus poblaciones en las zonas más confinadas de la laguna, situadas en la cubeta sur de la laguna. Por último, *Syngnathus typhle* ha incrementado paulatinamente su presencia en las áreas someras, posiblemente ello se corresponde con un asentamiento forzado como respuesta al deterioro de los hábitats vegetados en zonas más profundas.
- Las especies más relevantes desde el punto de vista comercial no han mostrado un patrón definido en su tendencia poblacional, alternándose campañas con elevadas abundancias con periodos en los que las capturas fueron mínimas. Este hecho es explicado en parte por el carácter migrador de la mayoría de las poblaciones de estas especies en la laguna, donde entran principalmente para alimentarse y/o reproducirse. No obstante, cabe destacar la reducción mantenida en la abundancia de espáridos respecto al periodo de referencia, así como la disminución del reclutamiento de mugílidos en las zonas más confinadas de la laguna.
- En lo relativo a la evaluación del estatus poblacional de *Callinectes sapidus* en la zona intermareal de la Encañizada, la especie **selecciona** las zonas con **menor influencia mediterránea** de dicho humedal. Del mismo modo, muestra **preferencia** por **hábitats** fangosos desprovistos de vegetación, seguido de aquellos **dominados por *Cymodocea nodosa***, que utiliza principalmente en los meses estivales, coincidiendo con los hábitats seleccionados por especies de elevado interés de conservación (p.ej. Signátidos) y con el momento en el que muestran también sus mayores densidades. En relación a la zona de **influencia**

mediterránea, la especie solo se detectó en **cuatro campañas** (marzo y septiembre de 2022, y noviembre y marzo de 2023), con un **sex ratio** próximo a **1-1**, a diferencia de la zona de **influencia lagunar**, donde este es **4-1**. La evaluación de la efectividad de las trampas con objetivo de su implementación en futuras directrices de gestión o control poblacional de esta especie invasora, **clasifica a las nasas de red como la técnica de captura más efectiva**, independientemente de la presencia de paño.

- Pese al aparente estado de equilibrio en el que se encuentran los parámetros ecológicos registrados por otros equipos de investigación en el marco del programa de monitorización del Mar Menor, y publicados en las plataformas digitales de la Administración Regional, **no debe descartarse la posibilidad de nuevos y localizados episodios de hipoxia**. En este sentido, sirva de precedente el evento de mortandad localizado en la playa de la Hita que tuvo lugar el pasado 27 de abril, el cual fue debidamente notificado por miembros del Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia a las Administraciones competentes.

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.
- Andreu-Soler, A., Oliva-Paterna, F. J., Fernández-Delgado, C., & Torralva, M.** 2006. Estrategia de vida de *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces, Atherinidae) en la laguna costera de Mar Menor (sureste de la península Ibérica). Boletín. Instituto Español de Oceanografía, 22(1–4), 23–39.
- Bauchot, M.-L.,** 1987. Poissons osseux. En W. Fischer, ML Bauchot y M. Schneider (eds.) Fiches FAO d'identification pour les besoins de la pêche. (Rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. vol. II. Commission des Communautés Européennes y FAO, Roma. pags. 891-1421.
- Bauchot, M.-L. y J.-C. Hureau,** 1990. Sparidae. En JC Quero, JC Hureau, C. Karrer, A. Post y L. Saldanha (eds.) Lista de control de los peces del Atlántico tropical oriental (CLOFETA). JNICT, Lisboa; SEI, París; y UNESCO, París. vol. 2. pags. 790-812.
- Bauchot, M.L. & A. Pras.** 1993. Guía de los Peces de Mar de España y de Europa. *Ediciones Omega, S.A.* Barcelona. 432 pp.
- Buxton, C.D. and P.A. Garratt,** 1990. Alternative reproductive styles in seabreams (Pisces: Sparidae). *Environ. Biol. Fishes* 28(1-4):113-124.
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M.,** 2016. Alien species 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.

- Dawson, C.E.**, 1986. Syngnathidae. p. 628-639. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume 2. Unesco, Paris.
- 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.
- Fouda, M. M., Hanna, M. Y., & Fouda, F. M.** 1993. Reproductive biology of a Red Sea goby, *Silhouettea aegyptia*, and a Mediterranean goby, *Pomatoschistus marmoratus*, in Lake Timsah, Suez Canal. In *Journal of Fish Biology* (Vol. 43, Issue 1, pp. 139–151).
- 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., Ghezzi, 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.
- Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Dan McGlenn, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, Eduard Szoecs and Helene Wagner** 2019. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- 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.
- King, J. R., & Mcfarlane, G. A.** 2003. Marine fish life history strategies: applications to fishery management. *Fisheries Management and E.* 10, 249–264.
- Kottelat, M. y J. Freyhof** , 2007. Manual de peces de agua dulce europeos. Publicaciones Kottelat, Cornol y Freyhof, Berlín. 646 págs.
- Koutrakis, E. T., & Tskliras, A. C.** 2009. Reproductive biology of the marbled goby, *Pomatoschistus marmoratus* (Pisces, Gobiidae), in a northern Aegean estuarine system (Greece). *Folia Zoologica*, 58(4), 447–456.
- Lloret, J., Palomera, I., Salat, J., & Sole, I.** 2004. Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). *Fisheries Oceanography*, 13(2), 102–110. doi:10.1046/j.1365-2419.2003.00279.x.
- Lloris, D.**, 2002. Panorama mundial de las especies de interés para la pesca. Capítulo: *Dicentrarchus labrax*. Fichas técnicas de especies de FIGIS. Programa de Identificación y Datos de Especies-SIDP, FAO-FIGIS.

- Lourie, S.A., A.C.J. Vincent and H.J. Hall**, 1999. Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation. Project Seahorse, London. 214 p.
- Maci, S., & Basset, A.** 2010. Spatio-temporal patterns of abundance, size structure and body condition of *Atherina boyeri* (Pisces: Atherinidae) in a small non-tidal Mediterranean lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(1), 125–134.
- 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*.
- Maugé, L.A.**, 1990. Atherinidae. In J.C. Quero, J.C. Hureau, C. Karrer, A. Post and L. Saldanha (eds.) Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic (CLOFETA). JNICT, Lisbon; SEI, Paris; and UNESCO. p. 604-605
- Maugé, L.A.**, 1986. Gobiidae. In J. Daget, J.-P. Gosse and D.F.E. Thys van den Audenaerde (eds.) Check-list of the freshwater fishes of Africa (CLOFFA). ISNB, Brussels; MRAC, Tervuren; and ORSTOM, Paris. Vol. 2. p. 358-388.
- Mazzoldi, C., & Rasotto, M. B.** 2001. Extended breeding season in the marbled goby, *Pomatoschistus marmoratus* (Teleostei: Gobiidae), in the Venetian Lagoon. *Environmental Biology of Fishes*, 61(2), 175–183.
- Miller, PJ**, 1986. Gobiidae. En PJP Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen y E. Tortonese (eds.) Peces del Atlántico nororiental y el Mediterráneo. Volumen 3. UNESCO, París. pags. 1019-1085.
- 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.

Monteiro, N. M., & Vieira, M. N. 2017. Rendez-Vous at the Baltic? The Ongoing Dispersion of the Black-Striped Pipefish, *Syngnathus abaster*. *Oceanography & Fisheries Open Access Journal*, 3(2), 1–6.

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. 2006. *Biología y Conservación de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia.* <http://www.tesisenred.net/bitstream/handle/10803/11082/TFJO03.pdf?sequence=4>

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 metodología de seguimiento. Universidad de Murcia”.

Oliveira, RF, DM Gonçalves y A. Ros, 2009. Tácticas Reproductivas Alternativas en Blenios. págs. 279-308. En Patzner, RA, EJ Gonçalves, PA Hastings y BG Kapoor (eds.) La biología de los blenios. Enfield, NH: Science Publishers, 482 p.

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.

Quignard, J.-P. y A. Pras, 1986. Labridae. En PJP Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen y E. Tortonese (eds.) Peces del Atlántico nororiental y del Mediterráneo. UNESCO, París. vol. 2. pags. 919-942.

Quispe-Becerra, J. 2014. Dinámica espacio-temporal del ictioplancton del Mar Menor (SE de España) y factores ambientales asociados. Universidad de Murcia.

- 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.
- Roberts, D. W.** 2012. labdsv: ordination and multivariate analysis for ecology. R package version 1.5-0. R Project for Statistical Computing, Vienna, Austria. (Available from: <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>)
- 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.
- Ruiz-Navarro, A., & Oliva-Paterna, F. J.** 2017. *Fartet – Aphanius iberus (Valenciennes in Cuvier y Valenciennes, 1846)*. Enciclopedia Virtual de Los Vertebrados Españoles; Museo Nacional de Ciencias Naturales. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Scapin, L., Zucchetto, M., Facca, C., Sfriso, A., & Franzoi, P.** 2016. Using fish assemblage to identify success criteria for seagrass habitat restoration. *Web Ecology*, 16(1), 33–36.
- Scapin, L., Cavraro, F., Malavasi, S., Riccato, F., Zucchetto, M., & Franzoi, P.** 2018. Linking pipefishes and seahorses to seagrass meadows in the Venice lagoon: Implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(2), 282–295.
- Smith, CL** , 1990. Moronidae. En JC Quero, JC Hureau, C. Karrer, A. Post y L. Saldanha (eds.) Lista de control de los peces del Atlántico tropical oriental (CLOFETA). JNICT, Lisboa; SEI, París; y UNESCO, París. vol. 2. pags. 692-694.
- Shokri, M. R., Gladstone, W., & Jelbart, J.** 2009. The effectiveness of seahorses and pipefish (Pisces: Syngnathidae) as a flagship group to evaluate the conservation value of estuarine seagrass beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19(November 2008), 588–595.

- 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.
- Thomson, JM** , 1986. Mugilidae. En J. Daget, J.-P. Gosse y DFE Thys van den Audenaerde (eds.) Lista de control de los peces de agua dulce de África (CLOFFA). ISBNB, Bruselas, MRAC; tervuren; y ORSTOM, París. vol. 2. pags. 344-349.
- 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.
- Underwood AJ** 1991 Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in national populations. *Aust J Mar Freshw Res* 42: 569–587
- Underwood AJ** 1992 Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J Exp Mar Biol Ecol* 161: 145–178
- Underwood AJ** 1994 On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol Appl* 4: 3–15
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F. J., Egea-Serrano, A., & Torralva, M.** 2008. Population biology and habitat associations of benthic fish species in the shallow areas of a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, 72(2), 319–328.
- 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.

Whitehead, PJP, GJ Nelson y T. Wongratana, 1988. Catálogo de especies de la FAO. vol.7. Peces clupeoides del mundo (Suborden Clupeoidei). Un catálogo comentado e ilustrado de los arenques, sardinias, sardinias, espadines, sábalos, anchoas y arenques lobo. *Pescado de la FAO. Sinop.* 125 (7/2): 305-579. Roma: FAO.

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.

Zander, CD, 1986. Blenniidae. En PJP Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen y E. Tortonese (eds.) Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, volumen 3. UNESCO, París. pags. 1096-1112.