

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

Firmado por TORRALVA
FORERO MARIA DEL MAR -
***5065** el día
30/11/2023 con un
certificado emitido por AC
FNMT Usuarios

INFORME - Final

noviembre 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

Antonio Andrés Herrero Reyes

Recomendación para citar el documento:

Torralva M., Zamora-López A, Guerrero-Gómez A, López-Martínez de la Plaza, Zamora-Marín JM, Guillén-Beltrán A, Herrero-Reyes AA & 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 – Final. Noviembre 2023. Universidad de Murcia.



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

INFORME – Final 2023

1. Resumen de antecedentes y objetivos.....	5
1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto.....	5
1.2. Descripción del objetivo del proyecto.....	12
2. Equipo de trabajo.....	18
3. Selección de redes de monitoreo y diseño de seguimientos.....	19
3.1. Red y programa de seguimiento de las comunidades ictiológicas de áreas someras del Mar Menor.....	19
3.1.1. Periodicidad de muestreo.....	22
3.1.2. Localidades de muestreo: tareas de campo.....	22
3.1.3. Evaluación de la comunidad de peces de pequeña talla.....	22
3.1.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.....	26
3.1.5. Metodología de laboratorio y análisis de datos.....	27
3.1.6. Metodología de evaluación de cambios en la comunidad de peces.....	30
3.1.7. Análisis estadístico.....	33
3.2. Red y programa de seguimiento de la EEI <i>Callinectes sapidus</i> Rathbun (1896) en las Encañizas del Mar Menor.....	37
3.2.1. Periodicidad de muestreo.....	38
3.2.2. Localidades de muestreo: Tareas de campo.....	39
3.2.3. Evaluación de la población de <i>Callinectes sapidus</i> en Las Encañizadas del Mar Menor: Métodos de captura.....	39
3.2.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.....	42
3.2.5. Procesado de material y obtención de datos.....	43
3.2.6. Análisis estadístico.....	45
4. Resultados del proyecto.....	47
4.1. Ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna en el marco del proyecto.....	47
4.2. Evolución temporal de parámetros o métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las áreas someras.....	53



4.3. Estructura y composición de la comunidad.....	61
4.4. Evolución temporal de taxones representativos y descriptores de cambios en la comunidad ictícola de las áreas someras.	69
4.5. Análisis y descripción de relaciones con el hábitat de taxones prioritarios.	147
4.6. Análisis temporal de la evolución de las variables de hábitats.	172
4.7. Resultados de la evaluación poblacional de <i>Callinectes sapidus</i> en Las Encañizadas.....	182
5. Conclusiones.....	204
6. Bibliografía.....	207
ANEXO I. Estuarine Multimatrix Fish Index.....	216
ANEXO II. Evolución temporal de la frecuencia de aparición de taxones prioritarios	227
ANEXO III. Evolución temporal de la abundancia de taxones prioritarios.....	236
ANEXO IV. Evolución temporal de las métricas descriptoras de la comunidad.....	245
ANEXO V. Bibliografía <i>Callinectes sapidus</i>	248



1. Resumen de antecedentes y objetivos.

1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto.

ANTECEDENTES

- 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 llevó a cabo la caracterización de la comunidad de peces que habitan en las áreas someras y humedales del entorno de la laguna. Además, se evaluó el estado de conservación de estas áreas en función de la mencionada comunidad.
- Las áreas someras y humedales del entorno de la laguna son importantes lugares de cría y engorde para los estados juveniles de diversas especies de peces. La comunidad de peces detectada en las zonas litorales del Mar Menor exhibió una alta diversidad, con la **presencia de 45 especies pertenecientes a 19 familias. Más del 50% de estas especies se encuentran entre las especies objetivo de las pesquerías o son especies legalmente protegidas.** Por lo tanto, las áreas someras tienen un papel crucial en el mantenimiento de las poblaciones de peces. Además, estas áreas litorales proporcionan hábitats esenciales para especies amenazadas.
- Esto refleja la **importancia máxima de estas áreas someras como hábitats críticos en la laguna. Es decir, pueden definirse como áreas específicas esenciales para mantener y conservar favorablemente la comunidad de peces y que requieren, a veces por su ubicación o uso, de una gestión particular.** Resulta básico buscar soluciones poco impactantes que puedan ser compatibles con los múltiples usos y actividades humanas (ej. desarrollo de herramientas que ayuden en la toma de decisiones y que permitan protocolizar la respuesta de la Administración a las actividades desarrolladas sobre áreas someras).
- Durante el periodo 2015-2017, el Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia y la empresa TECOMA, Ingeniería y Ambiente, S.L. (ASESORIA Y APOYO TÉCNICO EN



PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO Y GESTIÓN DE FAUNA) colaboraron en un seguimiento de las áreas someras. Estos trabajos se centraron en la utilización de un indicador específico basado en una fracción de la comunidad de peces. Sin embargo, **resultaron insuficientes para evaluar cambios en el estado de conservación de las áreas someras y de las comunidades ictiofaunísticas asociadas.**

- 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**, llevado a cabo por el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia en colaboración con la empresa TECNOLOGÍAS Y SERVICIOS AGRARIOS, S.A. (TRAGSATEC) durante 2018 y 2019, se enfocó en el seguimiento y actualización del estado de conservación de las comunidades ictícolas de las áreas someras del Mar Menor. **Los cambios en la estructura y composición de estas comunidades, así como la observación de tendencias taxonómicas dispares, demostraron la necesidad de continuar con estudios similares para estos fines u objetivos paralelos.**

- El proyecto **EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA COMUNIDAD DE PECES EN ZONAS SOMERAS TRAS EL FENÓMENO METEOROLÓGICO DANA** fue llevado a cabo por el Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, entre noviembre de 2019 y abril de 2020. Su finalidad fue analizar la capacidad de resistencia y recuperación inicial de las comunidades ícticas de las zonas someras frente a la gran entrada de agua provocada por dicho fenómeno meteorológico. Los resultados evidenciaron una notable alteración en las comunidades de peces de las áreas someras más expuestas a los episodios de anoxia y mortandad, destacando su efecto adverso 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 falta de signos inmediatos de restauración, **hizo necesario la evaluación de la respuesta a largo plazo para determinar la resiliencia del sistema.**

- El proyecto **EVALUACIÓN DE LA RECOLONIZACIÓN DE LA ICTIOFAUNA DE LAS ZONAS SOMERAS SOMETIDAS A MORTANDEDES POR FENÓMENOS DE ANOXIA**, realizado entre mayo y



noviembre de 2020, mostró una cierta mejora y similitud entre las poblaciones de las zonas sometidas a mortalidades masivas por falta de oxígeno y las que no sufrieron este fenómeno. Sin embargo, la calidad ecológica del perímetro lagunar se redujo, debido a una disminución notable de la abundancia de las especies residentes. Este hecho evidencia, de nuevo, la importancia de seguir monitorizando la capacidad de recuperación, sobre todo de aquellas especies que completan su ciclo de vida en la laguna, ya que las presiones de origen humano de las últimas décadas podrían haber disminuido la resiliencia de la comunidad de peces.

- El proyecto **VALORACIÓN DE LA FAUNA PISCÍCOLA DE LAS ÁREAS SOMERAS DEL MAR MENOR. REVISIÓN DE ANTECEDENTES DE LA ESPECIE INVASORA *CALLINECTES SAPIDUS***, realizado entre febrero y julio de 2021, mostró la mejora de la calidad ecológica de las zonas someras durante el invierno y la primavera de ese año en comparación con los valores obtenidos durante el año posterior al episodio de mortalidad ocurrido en octubre de 2019. No obstante, se observó la afectación y la baja capacidad de recuperación de algunos grupos de interés, como los signátidos, cuyas poblaciones se redujeron drásticamente. Los datos analizados sobre la especie de cangrejo exótica, *Callinectes sapidus*, indicaron su amplia distribución en las zonas someras de la laguna, así como su preferencia aparente por los hábitats vegetados.



JUSTIFICACIÓN

El Mar Menor es un ecosistema singular y de gran valor ecológico, que constituye la mayor laguna costera de España y una de las más importantes de Europa. Desde su origen, el Mar Menor ha evolucionado como una laguna con conexión restringida con el Mediterráneo, dada la existencia de una barrera de arena (La Manga) que separa ambos mares, permeabilizada en la actualidad por cinco golas o canales. Esta condición ha favorecido el desarrollo de unas características ambientales únicas, como una elevada salinidad, una alta productividad primaria y una gran diversidad biológica. Estos rasgos han propiciado que el Mar Menor albergue una rica comunidad faunística, destacando especies amenazadas y/o de gran interés comercial. Por todo ello, el Mar Menor ha sido reconocido como un espacio natural de alto valor ecológico, que cuenta con hasta seis figuras de protección ambiental a nivel regional, nacional e internacional (LIC, ZEPA, ZEPIM, Humedal de Importancia Internacional RAMSAR, Paisaje Protegido y Área de Protección de la Fauna Silvestre).

Sin embargo, el Mar Menor también es un ecosistema vulnerable y sometido a una fuerte presión humana, derivada de los diferentes usos y actividades que se realizan tanto en la laguna como en su cuenca vertiente. Entre estos usos se encuentran la agricultura intensiva, el turismo, la urbanización, la pesca, el transporte marítimo y la navegación deportiva. Todos ellos han generado una serie de impactos ambientales sobre el Mar Menor, que se han traducido en un progresivo deterioro de su estado ecológico. Algunos factores han provocado que el Mar Menor haya experimentado en las últimas décadas una serie de cambios estructurales y funcionales, que han afectado a sus componentes físicos, químicos y biológicos, y que han comprometido su capacidad de resiliencia y adaptación.

El cambio más evidente y dramático que ha sufrido el Mar Menor ha sido el proceso de eutrofización, dado el enriquecimiento excesivo de nutrientes en el agua, principalmente nitrógeno y fósforo, procedentes de fuentes antropogénicas. Estos nutrientes estimulan el crecimiento desmesurado de algas y fitoplancton, que consumen el oxígeno disuelto en el agua y reducen la transparencia y la calidad del agua. Esto afecta negativamente a la supervivencia de otras formas de vida, como las plantas acuáticas, invertebrados y peces, que dependen del oxígeno y de la luz para desarrollar sus funciones vitales. La eutrofización también promueve la alteración del equilibrio ecológico del ecosistema, favoreciendo el dominio de especies oportunistas y tolerantes a la contaminación, y disminuyendo la diversidad y la complejidad de las redes tróficas.



Durante los últimos años el proceso de eutrofización del Mar Menor se ha agravado dado el incremento de los aportes de nutrientes procedentes de su cuenca vertiente, especialmente por las escorrentías agrícolas y las aguas residuales urbanas. Esto ha provocado que el Mar Menor haya alcanzado unos niveles de concentración de nutrientes muy superiores a los considerados como óptimos para su buen estado ecológico. Fruto de ello, en el año 2016, el Mar Menor sufrió una crisis eutrófica sin precedentes, que supuso un colapso ambiental de la laguna. Durante este episodio, se observó una proliferación masiva de microalgas, que formaron una capa superficial de color verde y que provocaron una disminución drástica del oxígeno disuelto en el agua, especialmente en las capas profundas. Esta situación promovió fenómenos de hipoxia (falta de oxígeno) y anoxia (ausencia de oxígeno) en el fondo de la laguna, desencadenando la muerte de gran parte de la fauna y la flora bentónicas. Además, se produjo una liberación de sulfuros y amonio desde los sedimentos, que contribuyeron a aumentar la toxicidad del agua y a empeorar la calidad del hábitat. Como consecuencia de esta crisis eutrófica, el Mar Menor experimentó importantes cambios en sus comunidades biológicas, que se tradujeron en una pérdida de biodiversidad y en alteración del equilibrio ecosistémico.

Además de la eutrofización crónica, el Mar Menor también ha sufrido episodios de estrés agudo, acelerados y agravados en parte por fenómenos meteorológicos extremos, como las lluvias torrenciales asociadas a las depresiones aisladas en niveles altos (DANA). El Mar Menor ha sido afectado por varias DANAs en los últimos años, que han supuesto un importante aporte de agua dulce y de materiales alóctonos a la laguna, procedentes de la escorrentía superficial y de las ramblas. Entre las DANAs más relevantes que han impactado sobre el Mar Menor se pueden mencionar las ocurridas en septiembre de 2019 y en enero de 2020. Estos episodios supusieron la llegada de unos 90 y 60 hm³ de agua dulce a la laguna, respectivamente, lo que representó un 10% y un 7% de su volumen total. Los aportes de otoño de 2019 provocaron una disminución de la salinidad y una estratificación de la columna de agua, creando una capa superficial de agua dulce y una capa inferior de agua salada, con una diferencia de densidad entre ambas. Esta estratificación dificultó el intercambio de oxígeno entre las capas, lo que agravó y aceleró la situación de hipoxia en el fondo de la laguna. Estos eventos también tuvieron consecuencias sobre la fauna, ya que se produjeron mortandades masivas de peces y crustáceos, especialmente en la cubeta norte de la laguna.

En agosto de 2021, el Mar Menor volvió a sufrir un episodio de hipoxia, que se debió a las condiciones eutróficas límite de la laguna, agravadas por las altas temperaturas estivales, que favorecieron el crecimiento de algas y fitoplancton y



el consumo de oxígeno. Durante este episodio, se registraron concentraciones de oxígeno disuelto inferiores a 2 mg/l en la zona central y sur de la laguna, lo que se considera un umbral crítico para la supervivencia de la fauna. Esto provocó nuevas mortandades de peces y crustáceos, que se extendieron por gran parte del perímetro de la laguna, afectando principalmente a las zonas someras de las cubetas sur y este. A pesar de que los eventos de mortandad cesaron, la situación de estrés de la fauna se prolongó durante varias semanas, observándose altas concentraciones de peces en las áreas someras en busca de refugio, haciendo presagiar posibles eventos de mortandad que finalmente no se desarrollaron o, que al menos no fueron observados en superficie. Este conjunto de hechos pone de manifiesto la necesidad de continuar un monitoreo a largo plazo de las comunidades ictiológicas, que nos permita conocer la extensión de estos impactos, así como la incidencia de nuevas situaciones críticas.

Por otro lado, hemos de tener en cuenta que el Mar Menor es un sistema socio-ecológico complejo y dinámico, que integra los componentes naturales y humanos que interactúan en la laguna y en su entorno. Este ecosistema se enfrenta a numerosos retos y amenazas, que ponen en riesgo su sostenibilidad y persistencia. Entre estas amenazas se encuentran las especies exóticas invasoras (EEI), que son aquellas especies que han sido introducidas fuera de su área de distribución natural, ya sea de forma accidental o intencionada, y que causan impactos negativos sobre la biodiversidad, el funcionamiento de los ecosistemas, la salud humana y la economía. Las EEI constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global, y son especialmente problemáticas en los sistemas acuáticos de transición, como el Mar Menor. La vulnerabilidad de la laguna ante las EEI se debe en gran a las diferentes vías de introducción, relacionadas con las actividades humanas que se desarrollan en la laguna y en su cuenca, así como a su estado actual de deterioro, que podría facilitar la entrada y el establecimiento de especies exóticas, tanto de forma deliberada como accidental. Las principales vías de entrada en la laguna están asociadas al *biofouling* de los cascos de los barcos, la liberación de ejemplares para su aprovechamiento o su control, el escape de especies procedentes de cautividad o de acuarios, etc. Además, la conexión artificial del Mar Menor con el Mediterráneo, realizada en 1973 para mejorar la conexión entre ambos mares, ha supuesto la eliminación de una barrera natural que impedía el paso de especies marinas al interior de la laguna. Esta conexión ha favorecido el intercambio de especies entre ambos sistemas, y ha propiciado la entrada de especies exóticas procedentes de otras regiones del mundo, que han llegado al Mediterráneo a través del canal de Suez o del estrecho de Gibraltar.



Las EEI pueden tener efectos ecológicos, económicos y sociales sobre el Mar Menor y sus usuarios. Los efectos ecológicos se refieren a los impactos que las EEI causan sobre la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, alterando la composición, la diversidad y la abundancia de las especies nativas, modificando las interacciones tróficas y los ciclos biogeoquímicos, y afectando a los servicios ecosistémicos que estos proveen. Los efectos económicos se refieren a los costes que las EEI generan sobre los sectores productivos que dependen de los recursos naturales, siendo las pesquerías el principal sector en riesgo en el caso del Mar Menor. Además, no debemos olvidar los elevados costes derivados de las medidas de prevención, control y erradicación de las EEI.

La situación del Mar Menor respecto a las EEI es similar a la de otros sistemas acuáticos de transición de la zona mediterránea, como el Delta del Ebro o la Albufera de Valencia, donde se ha observado que varias EEI tienen un notable impacto socioeconómico sobre los sectores de la pesca y la acuicultura. Ante esta situación, se hace necesario elaborar una estrategia integral de gestión y control de las EEI en el Mar Menor, que permita prevenir, detectar, monitorizar, evaluar y mitigar los efectos de las EEI sobre el sistema socio-ecológico del Mar Menor y su entorno. Para la elaboración de esta estrategia, se deben iniciar con urgencia trabajos de investigación y seguimiento, que permitan conocer el estado actual de las EEI en el Mar Menor, su origen, sus vías de introducción, sus mecanismos de invasión, sus impactos sobre el medio, y los factores que favorecen o limitan su expansión. Asimismo, se deben proponer medidas de gestión de las EEI, que incluyan acciones de prevención, control y erradicación, así como de restauración de los hábitats y las especies afectadas. En el contexto del Mar Menor, y dadas sus altas densidades poblacionales en la laguna y su interacción directa con el importante sector pesquero, se considera prioritario evaluar aspectos biológicos y ecológicos del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*), cuya presencia puede además promover la alteración de la estructura y el funcionamiento de las comunidades acuáticas del Mar Menor, compitiendo con las especies nativas por el espacio y los recursos, depredando sobre ellas y modificando sus hábitats.



1.2. Descripción del objetivo 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 lo indicado en la ORDEN DE CONCESIÓN Y PAGO DE UNA SUBVENCIÓN NOMINATIVA A OTORGAR POR CONCESIÓN DIRECTA A LA UNIVERSIDAD DE MURCIA PARA EL DESARROLLO DEL PROYECTO SOBRE ESTUDIO Y SEGUIMIENTO ESPACIOTEMPORAL DE POBLACIONES FAUNÍSTICAS DE GESTIÓN PRIORITARIA (ICTIOFAUNA Y LA ESPECIE INVASORA *Callinectes sapidus*): SITUACIÓN ACTUAL EN ZONAS SOMERAS E INTERMAREALES DEL MAR MENOR.

Según lo descrito en el documento de la Subvención Nominativa antes referida, el 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 se comprometía al desarrollo del proyecto “*Estudio y seguimiento espaciotemporal de poblaciones faunísticas de gestión prioritaria (ictiofauna y la especie invasora Callinectes sapidus): Situación actual en zonas someras e intermareales del Mar Menor*”, con el **objetivo principal de realizar los trabajos de campo y laboratorio, así como el posterior análisis estadístico de los datos y la redacción de informes, destinados a la consecución de una evaluación detallada del estado actual de los taxones de peces 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. A su vez, este proyecto también incorpora el estudio y seguimiento de la dinámica poblacional de la EEI *Callinectes sapidus* en hábitats críticos del Mar Menor, así como la evaluación de la eficacia de diferentes metodologías de captura que pudiesen ser implementadas en futuras estrategias de gestión y control de la especie.**

A continuación, se enumeran los objetivos específicos del proyecto definidos de forma previa a su ejecución:

- *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 de gestión prioritaria.*



- *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.*
- *Generar información base relativa a la biología, estado poblacional y selección de hábitat de la EEI Callinectes sapidus en un hábitat somero prioritario (Las Encañizadas, PR Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar).*
- *Estudio experimental sobre metodologías de captura dirigidas a la EEI Callinectes sapidus en zonas someras, permitiendo así orientar futuras estrategias de gestión y control de sus poblaciones en esta tipología de hábitats.*

Definición de tareas y cronograma de trabajos realizados

Para garantizar la consecución de los objetivos anteriormente citados, se consideró necesaria la ejecución y cumplimiento de las tareas descritas y recogidas en la tabla 1.1. 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. Finalmente, en la tabla 1.2. se especifica el cronograma de tareas realizadas durante el periodo de ejecución del proyecto.

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 que conforman 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 descritas y desarrolladas durante el periodo de ejecución del proyecto.

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



(T1) Revisión bibliográfica, actualización y preparación de bases de datos durante todo el proyecto.

- 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 la estructura y composición de las comunidades ictiológicas de diferentes mesohábitats en ecosistemas de transición, así como su respuesta a diferentes factores de estrés ambiental de origen antrópico.
- Actualizar las bases de datos bibliográficas relativas a invasiones biológicas de *Callinectes sapidus* en otros ecosistemas de transición. Serán foco de la búsqueda aquellas investigaciones relativas a las vías de introducción y expansión de esta especie invasora, así como aquellas que describen sus características biológicas y ecológicas. Asimismo, se mostrará especial interés por aquellas publicaciones que evalúen el impacto de la invasión del cangrejo azul sobre las comunidades nativas, especialmente las de peces, y sobre el funcionamiento y los servicios ecosistémicos que ofrecen las aguas de transición.

(T2) Diseño de muestreo del seguimiento. Selección actualizada de puntos de muestreo que conforman la red de monitoreo.

- Revisión y actualización de redes de monitoreo en estudios previos. Prospecciones de evaluación rápida y viabilidad de ejecución de las localidades de muestreo preseleccionadas. Diseño definitivo de red de monitoreo para el desarrollo de las campañas estacionales de muestreo e inicio inmediato de la toma de datos.

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

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

- Ejecución de cuatro campañas de muestreo 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 ejecución del proyecto (6 campañas anuales).
- Procesado y análisis de los datos recabados en campo y laboratorio.

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

- Se han realizado dos seguimientos independientes sobre la ictiofauna de las áreas someras del perímetro lagunar y sobre las poblaciones de la EEI *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor, respectivamente. Los datos recabados han sido registrados e incorporados en las bases de datos diseñadas para cada uno de los seguimientos, en base a los protocolos preestablecidos y garantizando la calidad y fiabilidad de los mismos.
- En el caso de la ictiofauna, se ha realizado un análisis comparativo de los datos obtenidos con la información recabada en los últimos años, utilizando herramientas estadísticas adecuadas. Se ha estudiado la evolución y respuesta de las comunidades de peces ante los sucesos acontecidos en el Mar Menor desde 2018. Asimismo, se han identificado las tendencias en la laguna de aquellos taxones de interés de conservación e interés pesquero, evaluando su estado poblacional, su distribución espacial y temporal, y su vulnerabilidad ante las amenazas existentes. También se ha modelizado la selección de hábitats de aquellas especies consideradas de interés.
- En el caso de la especie invasora *Callinectes sapidus*, se ha realizado un monitoreo de las poblaciones de esta especie invasora en Las Encañizadas del Mar Menor. Se han registrado parámetros biológicos y ecológicos de la especie en el área de estudio, tales como la abundancia, distribución de tallas y proporción de sexos. La selección de hábitats de la especie en cada uno de sus estados de desarrollo también ha sido analizada. A su vez, se ha determinado la idoneidad de los diferentes métodos de captura, teniendo en cuenta las 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).** Se hace entrega de un informe preliminar (avance de resultados) que incorpora información relativa a las campañas de muestreos ejecutadas hasta la fecha.
- **Informe final (noviembre 2023).** Se hace entrega de un informe final en el que se recopilan detalladamente todos los trabajos realizados durante la ejecución del proyecto, así como aquellos resultados y conclusiones obtenidas.



2. Equipo de trabajo.

El presente proyecto ha sido ejecutado por el *Laboratorio de Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos*, perteneciente al Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia (Personal UMU). El equipo ha estado dirigido y conformado por doctores especialistas en biología, gestión y conservación de fauna, con una amplia experiencia en el estudio de las especies exóticas invasoras (EEI) y la fauna acuática de la laguna del Mar Menor. El equipo cuenta con la formación y acreditación adecuada para el uso de animales con fines científicos, según la normativa vigente, aplicando dichos conocimientos en el diseño de muestreo, manipulación y procesado de laboratorio.

Las tareas enmarcadas en el trabajo de campo en zonas someras han requerido de un equipo de trabajo mínimo conformado por 3 miembros del personal, que han realizado las labores de desarrollo de las técnicas de captura, manipulación y procesado de los individuos, y registro y almacenamiento de los datos. El equipo ha seguido los protocolos establecidos para garantizar la calidad y fiabilidad de los datos, así como para minimizar el impacto sobre el hábitat y los organismos.

El *Laboratorio de Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos* de la Universidad de Murcia dispone de las instalaciones y el material instrumental necesario para la realización de las campañas de muestreo, el trabajo de laboratorio y el análisis de datos. El material incluye embarcaciones, equipos de navegación, equipos de captura, equipos de medición, equipos de laboratorio, equipos informáticos, etc. Para el monitoreo de la especie invasora *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor se ha adquirido material específico, consistente en diferentes tipologías de trampas, con el objetivo de testar la eficacia de captura de las diferentes técnicas propuestas.



3. Selección de redes de monitoreo y diseño de seguimientos.

3.1. Red y programa de seguimiento de las comunidades ictiológicas de áreas someras del Mar Menor.

En este apartado se describe el diseño y la implementación de la red de monitoreo establecida para evaluar el estado actual de la comunidad de peces de las áreas someras del Mar Menor. De forma previa a cada campaña estacional de muestreo, se realizaron dos jornadas de campo destinadas a evaluar de forma visual el estado de la orilla litoral del Mar Menor, para asegurar la viabilidad logística del muestreo y diseñar así una correcta red de monitoreo que permitiera cumplir con los objetivos del presente proyecto. De esta manera, las localidades de estudio establecidas en la red de monitoreo se visitaron con el fin de seleccionar los mejores puntos de arrastre, teniendo en cuenta aspectos como la representatividad del hábitat, la accesibilidad, la profundidad, la turbidez o la presencia de algas flotantes, que pudiesen afectar negativamente al desarrollo del muestreo o a la estandarización de los datos obtenidos.

El diseño final de la red de monitoreo define 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. Además, este esfuerzo de muestreo mantiene la misma estandarización espacial desde 2018, garantizando la producción de resultados robustos relativos a la evolución espaciotemporal de las comunidades ictiológicas de las áreas someras. De forma generalizada y, siempre y cuando la superficie del sector lo ha permitido, en cada uno de los sectores establecidos se seleccionaron dos localidades de muestreo, siendo estas prospectadas de forma alterna a lo largo de las estaciones del ciclo anual (Fig. 3.1.). Esta distribución de las zonas de muestreo permitirá evaluar la respuesta de las comunidades de peces de las áreas someras a escala local y, su respuesta conjunta a nivel lagunar. A continuación, se detalla la sectorización realizada:

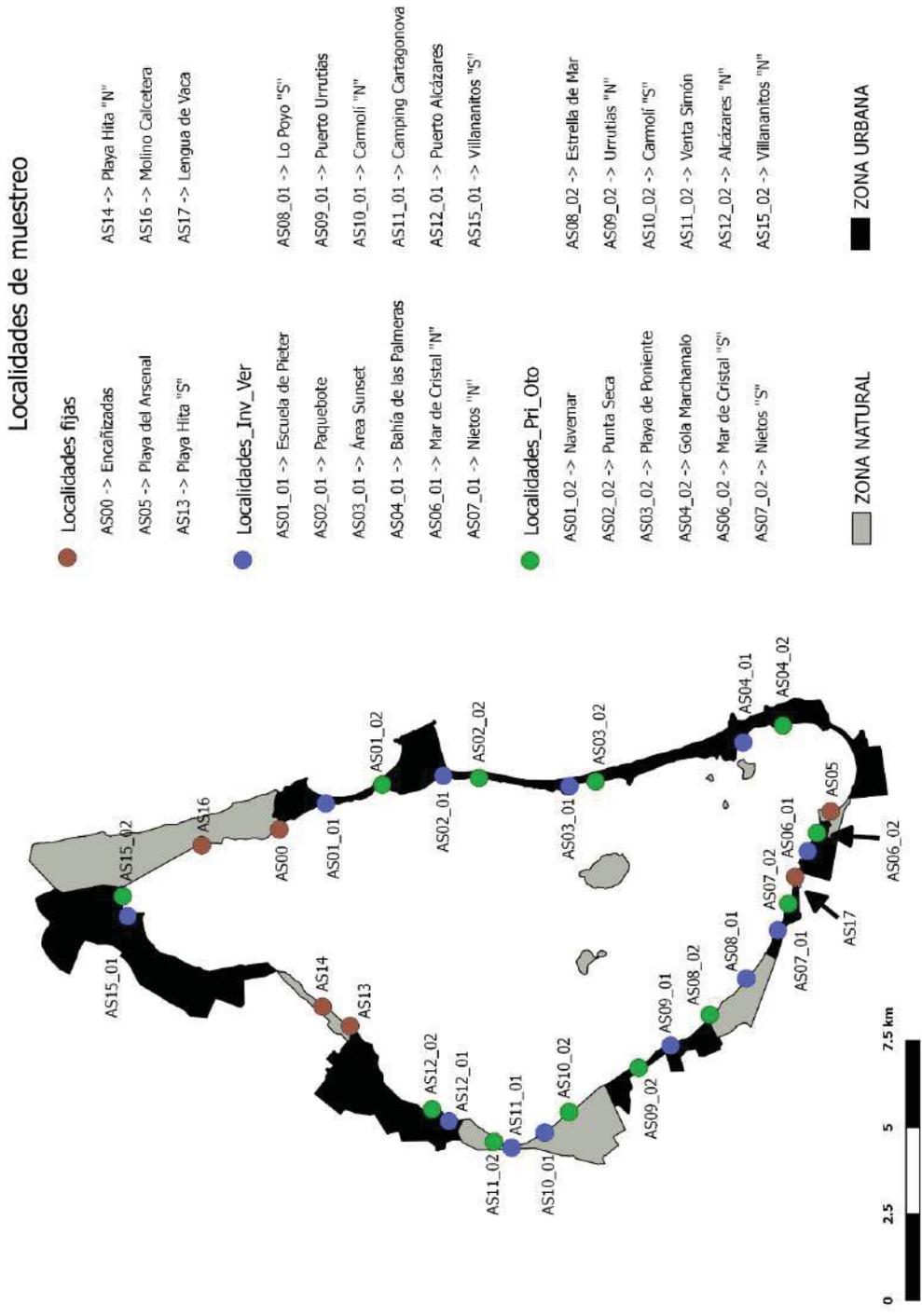


Figura 3.1. Sectorización y periodicidad de muestreo de las áreas someras objeto de seguimiento en el presente proyecto.



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

SECTOR	Extensión
<i>Las Encañizadas (AS00)</i>	Las Encañizadas (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



3.1.1. Periodicidad de muestreo.

Las comunidades de peces de las áreas someras del Mar Menor fueron muestreadas con una **periodicidad estacional, ejecutando con éxito un total de cuatro campañas de muestreo enmarcadas en invierno, primavera, verano y otoño de 2023** (Ver apartado 4.1). Dichas réplicas estacionales se desarrollaron en cada una de las 18 localidades que componen la red de monitoreo establecida.

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 comparación con la información ya existente recabada en estudios previos.

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

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

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

El equipo de investigación de la Línea de *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 ésta marcar un papel clave en la distribución de algunos taxones.

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

El objetivo de la evaluación o inventario es realizar un conjunto de actividades que permitan definir la comunidad que se pretende estudiar y reflejar su

distribución geográfica en el área de estudio. Para lograr este propósito, se ha realizado una valoración de la comunidad ictiológica en cada una de las localidades de muestreo, utilizando métodos cuantitativos (basados en el esfuerzo por unidad de superficie) y cualitativos. El proceso de toma de muestras ha sido estandarizado para garantizar la comparabilidad y la fiabilidad de los resultados. Igualmente, la estandarización del método de muestreo es un requisito indispensable para la correcta interpretación y evaluación del estado de las poblaciones, así como para el análisis de sus tendencias y los factores que las afectan. El esfuerzo de muestreo estandarizado a nivel de localidad de estudio queda resumido y reflejado en la tabla 3.2.

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). *8 metros efectivos.</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° individuos / 160 m² (= n° 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. *8 metros efectivos. Salabres o Cedazos. Minnow-Traps (Trampas tipo Minnow).</p> <p>Esfuerzo de Muestreo: Variable según la metodología, pero fijo en tiempo total.</p> <p>Resultados: n° de especies (Riqueza específica, S)</p>

Método de captura: red de cerco manual.

El objetivo de esta técnica de muestreo no selectiva es capturar especies de pequeño tamaño y juveniles de otras especies de mayor talla. La técnica de



arrastre manual con red de cerco es considerada óptima para el estudio y conocimiento de las comunidades de peces de las áreas someras (Franco et al. 2012). La red de arrastre manual tiene una longitud de 10m y una altura de 1.5m, permitiendo barrer una superficie predefinida al cerrar la red contra la línea de orilla en la fase final del muestreo. La superficie de muestreo cubierta en cada una de las réplicas es de 160m², que se corresponden con 20m longitudinales y 8 metros de anchura, considerando que la resistencia del agua durante el arrastre provoca una curvatura en la red y, por consiguiente, la pérdida de 2m efectivos. Asimismo, la base de la red está ligeramente lastrada, lo que permite la captura de especies exclusivamente bentónicas y evita al mismo tiempo la alteración del sustrato y cobertura vegetal.

En cada una de las 18 localidades establecidas en la red de monitoreo se han realizado tres arrastres cuantitativos, seleccionando las zonas específicas de arrastre según el criterio de representatividad (Fig. 3.2). Es importante señalar que uno de estos arrastres se hace de forma oblicua a la orilla, con el propósito de obtener también posibles especies asociadas a ambientes de mayor profundidad, aunque en cualquier caso ésta siempre será menor a 1.5m. Además, en aquellas localidades en las que se ha detectado de forma ocasional microhábitats que aportan cierta heterogeneidad a los fondos, se ha realizado un arrastre cualitativo con el objetivo de poder identificar otras especies que puedan aparecer asociadas a estos hábitats distintos.

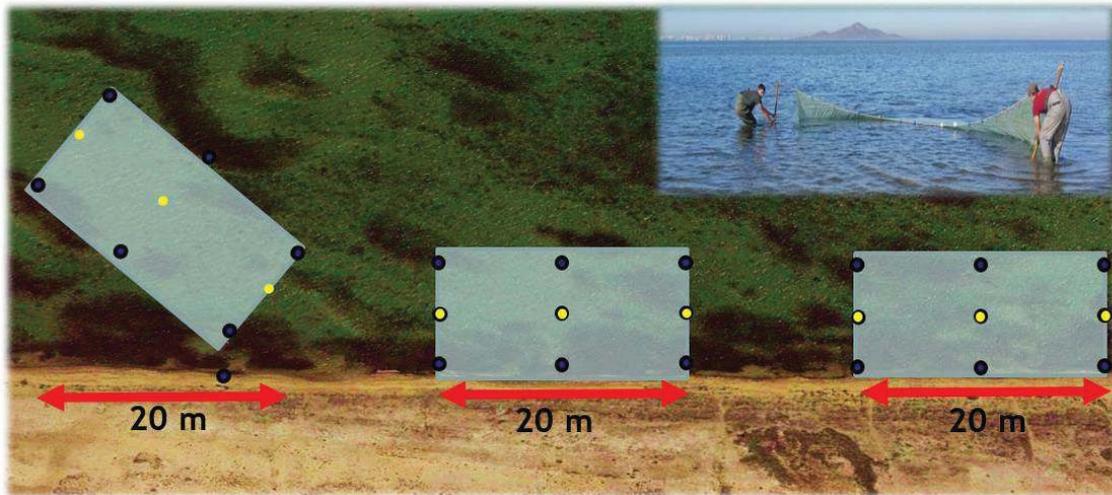


Figura 3.2. Diseño y ubicación de arrastres en una hipotética localidad de muestreo. Los puntos amarillos indican las zonas de medida de parámetros físico-químicos. El conjunto de puntos azules y amarillos reflejan las medidas de profundidad.

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 la tipificación específica de las zonas de arrastres, es decir, a nivel de unidad de arrastre (Tabla 3.3). Esta tipificación del hábitat nos permite afrontar el análisis de las relaciones, Hábitat-Comunidades Ictiológicas, a nivel de localidad o de arrastre.

Tabla 3.3. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

	Unidad de medida	Metodología de medida
Variables fisicoquímicas		
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 individuos capturados en cada localidad de muestreo fueron procesados *in situ* siguiendo protocolos preestablecidos (Oliva-Paterna et al., 2017), minimizando así los riesgos y la tasa de mortalidad durante su procesado. Los peces fueron extraídos y colocados en bateas con agua para facilitar su manejo (Fig. 3.3). Se anestesiaron, identificaron y fotografiaron *in situ* todos los individuos de la muestra, utilizando bibliografía específica (Arias & Drake, 1990) y un procesador de imagen (Image-J) (Schneider et al., 2012) para calcular las longitudes totales LTs (± 0.1 cm), respectivamente. En el caso de especies cuya identificación en tallas juveniles requería de un análisis más detallado, se seleccionó una submuestra aleatoria y se trasladó al laboratorio en formaldehído al 10%. Entre las especies de fácil reconocimiento *in situ*, que pudieron ser contadas y devueltas al medio con bajas tasas de mortalidad (< 1 %), se encuentran las especies amenazadas y/o emblemáticas de la laguna. El material de análisis para la descripción de la comunidad de peces objeto de seguimiento está formado 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 (Longitud total (LT) < 100 mm). No se incluyen 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).



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

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.**

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



Figura 3.4. Izq.: Investigador del proyecto procesando muestras en laboratorio. Dcha.: Material de la colección ictiológica del Departamento de Zoología.

En el cuadro que se muestra a continuación (Tabla 3.4) se detallan las variables determinadas a nivel de comunidad e individuo-especie, así como la metodología empleada para su obtención y los parámetros poblacionales o de comunidad obtenidos.

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

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

En el presente apartado se exponen los parámetros descriptores de las comunidades de peces seleccionados para evaluar su respuesta ante las perturbaciones observadas durante la serie temporal analizada.

Riqueza específica (S)

La riqueza específica es uno de los parámetros más utilizados para describir la estructura y el funcionamiento de las comunidades de peces. Se define como el número de especies diferentes que habitan en una determinada área o hábitat. La riqueza específica refleja la diversidad biológica de un ecosistema y está influenciada por factores ambientales y ecológicos. El conocimiento de la riqueza específica de los peces es importante para entender la distribución e interacciones entre especies. Además, la riqueza específica puede servir como un indicador del estado de salud de los ecosistemas acuáticos, así como de los servicios que éstos proveen.

Índice de Diversidad de Shannon-Weaver (H')

La diversidad de especies es un concepto clave en ecología, que expresa la variedad y la abundancia de las formas de vida en un ecosistema. Existen diferentes formas de medir la diversidad de especies, entre las que destaca el índice de Shannon, también conocido como índice de Shannon-Weaver. Este índice es ampliamente utilizado para describir y comparar la diversidad de especies de diferentes comunidades, hábitats o regiones. El índice de Shannon se representa normalmente como H' y se calcula como:

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

p_i es la proporción en abundancia de la especie i (desde $i = 1$ hasta $i = S$ que es el número de especies presente). El índice de Shannon tiene en cuenta tanto la riqueza de especies (el número de especies diferentes) como la equidad de especies (la distribución de los individuos entre las especies). Cuanto mayor sea el valor de H', mayor será la diversidad de especies en la comunidad. El índice de Shannon varía entre 0 y $\ln S$, donde 0 indica una comunidad que solo tiene una especie y $\ln S$ indica una comunidad con una distribución uniforme de los individuos entre las especies. 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).



Abundancia relativa (CPUEs)

La abundancia relativa se expresa como el número de capturas por unidad de esfuerzo (CPUEs), que es una medida indirecta de la densidad poblacional. Las CPUEs se calculan como el número de individuos capturados dividido por el esfuerzo de pesca empleado, que puede ser el tiempo, el área, el volumen o el número de artes de pesca. En este informe será considerada como el número de individuos por la superficie muestreada.

- $CPUEs = n^{\circ} \text{ individuos} / 160 \text{ m}^2$ (= $n^{\circ} \text{ individuos} / \text{Arrastre perimetral}$)

Biomasa relativa (BPUEs)

La biomasa relativa se puede expresar como el peso de capturas por unidad de esfuerzo (BPUEs), que es una medida indirecta de la productividad poblacional. La BPUE se calcula como el peso de los individuos capturados dividido por el esfuerzo de pesca empleado. En este informe será considerada como el peso de los individuos por la superficie muestreada.

- $BPUEs = \text{peso capturas (g.)} / 160 \text{ m}^2$ (= $\text{peso capturas (g.)} / \text{Arrastre perimetral}$)



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

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). Este índice integra un total de 14 métricas que fueron seleccionadas de una amplia bibliografía referente al desarrollo y aplicación de índices de la comunidad de peces en ambientes estuáricos y aguas de transición (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). Dada la elevada complejidad metodológica y analítica que entraña la adaptación y aplicación de las métricas de este indicador en el contexto de las áreas someras de la laguna del Mar Menor, y con el objetivo de descargar de contenido el cuerpo del presente informe, se ha decidido incluir toda la información relativa al cálculo y aplicación de este índice en un apartado anexo (ver ANEXO I).

3.1.7. Análisis estadístico

De forma previa al análisis estadístico, y dado el particular hidrodinamismo del Mar Menor y las diferentes tasas de renovación de aguas descritas a lo largo de su perímetro por García-Olivo et al. (2018), se ha considerado importante definir el nivel de confinamiento de las localidades de muestreo como factor ambiental (Fig. 3.5). De acorde a los datos expuestos en el citado artículo, y con el objetivo de facilitar la comprensión de los análisis, las localidades de muestreo han sido agrupadas en tres categorías o niveles de confinamiento. A continuación, se detalla el nivel de confinamiento de cada uno de los sectores de muestreo que conforman la red de monitoreo:

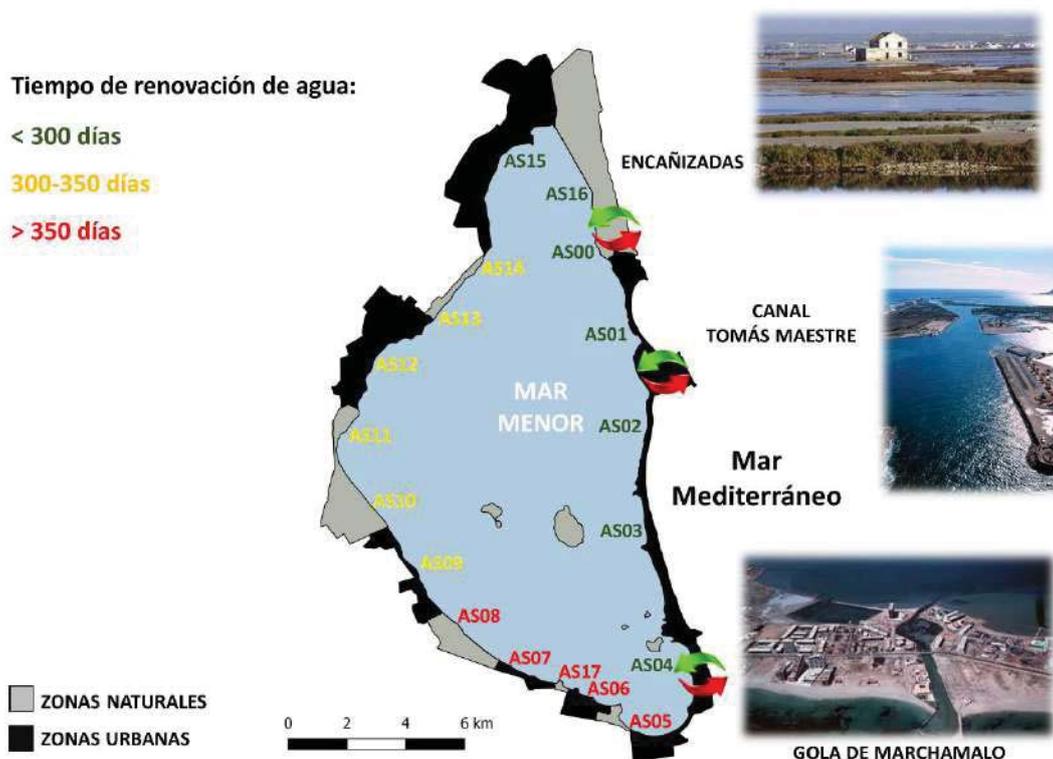


Figura 3.5. Nivel de confinamiento de cada uno de los sectores que componen la red de monitoreo establecida en el presente proyecto.

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 puntos y líneas usando el paquete *ggplot2* (Wickham, 2016), representando los promedios de cada métrica por campaña de muestreo, junto al error estándar.



En relación a los test estadísticos utilizados, se realizaron análisis permutacionales de varianza (PERMANOVA) de 200 permutaciones, con la función *adonis2* del paquete *vegan* (Oksane et al. 2020), sobre las distancias euclídeas en el caso de métricas univariantes, de Bray-Curtis en el caso de matrices de abundancia y biomasa y de Jaccard, en el caso de las matrices de presencia. 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 un último periodo posterior a estos momentos de mortandad (2022-2023; obteniéndose los datos de invierno 2022 - otoño 2023 con la presente subvención nominativa) (Tabla 3.5). 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. Por ello, se definió como diseño del modelo PERMANOVA: Estación + 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 nivel de confinamiento evita cometer el error de pseudoreplicación. Por su lado, considerar la estación nos permite tener en cuenta las fluctuaciones intranuales derivadas de la biología de la especie (periodos de reclutamiento), si bien, en el presente informe los resultados se centrarán en la significancia estadística de los periodos definidos, y su interacción con los niveles de confinamiento, indicativos de las tendencias temporales de las métricas evaluadas.

Tabla 3.5. Relación de periodos y campañas de muestreo o estación



Periodo	Campañas de muestreo o Estación
2002/04	Verano 2002; Invierno 2003 Verano 2003; Otoño 2003; Invierno 2004; Primavera 2004
2018/19	Invierno 2018; Primavera 2018; Verano 2018; Otoño 2018 Invierno 2019; Primavera 2019; Verano 2019; Otoño 2019
2020/21	Invierno 2020; Primavera 2020; Verano 2020; Otoño 2020 Invierno 2021; Primavera 2021; Verano 2021; Otoño 2021
2022/23	Invierno 2022; Primavera 2022; Verano 2022; Otoño 2022 Invierno 2023; Primavera 2023; Verano 2023; Otoño 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, durante los periodos 2002-04 y 2018-2023. Para ello se utilizaron los datos de presencia taxonómica a nivel de sector (3 arrastres cuantitativos + arrastre cualitativo), abundancia y biomasa. A estas métricas se les aplicó un análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de 200 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 biomasas (especies con más de 1000 g en el conjunto de datos), transformadas a raíz cuadrada. El test se realizó para cada estación, incluyendo el año/ciclo anidado en los 4 periodos definidos interaccionando con los niveles de confinamiento. Posteriormente a ello, para abundancia y biomasa se realizó un análisis de especies indicadoras (ISA) con el paquete *labdsv* de R, con el fin de mostrar las especies que explican los principales cambios detectados en la comunidad para cada periodo.

Por otro lado, **para evaluar la respuesta y evolución temporal de las especies o taxones en las áreas someras**, se estudió la dinámica de su frecuencia de aparición (n° muestreos con presencia / n° total de muestreos), abundancia y



estructura de tallas. Asimismo, se indagó gráficamente en la distribución geográfica y densidad de las especies, identificando así las áreas someras de mayor relevancia para cada una de dichas especies en el contexto lagunar. Los taxones a evaluar fueron seleccionados teniendo 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*, *Apricaphanius iberus*, *Dicentrarchus labrax*, *Engraulis encrasicolus*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius niger*, *Gobius cobitis*, *Salaria pavo*, *Syngnathus abaster*, *Syngnathus typhle*, *Hippocampus guttulatus*, *Symphodus cinereus*, *Chelon saliens*, *Chelon auratus*, *Chelon ramada*, *Mugil cephalus* y *Sparus aurata*.

El tercer bloque incluye la descripción detallada de las relaciones con las variables ambientales que definen la estructura del hábitat de las áreas someras con las especies seleccionadas en el apartado anterior. De esta manera, se definió la selección de hábitat de las especies residentes que utilizan las áreas someras, así como las preferencias para el asentamiento (es decir, establecimiento de los ejemplares tras la fase de post-larva) de los juveniles de especies migrantes, en su mayoría, de gran valor comercial. Para ello se realizaron modelos aditivos generalizados (GAMs), con el paquete “mgcv” de R (Wood, 2017), incorporándose la temporalidad mediante la interacción año-estación, el factor confinamiento y las variables de hábitat. Como el objetivo de este apartado es explorar las relaciones con la estructura de hábitat, y el resto de factores se evalúan en el bloque anterior, solo se mostraron las gráficas relativas a estas relaciones con el hábitat, utilizando solo los datos de las campañas con una ocurrencia representativa de las especies (> 10% FA). Para todos los taxones se utilizó la abundancia como métrica respuesta, a excepción de *S. typhle* y *H. guttulatus*, para los que se usó la frecuencia de aparición, ya que el grueso de capturas por arrastre se correspondió con un solo individuo. En dichos modelos se utilizaron familias de error “binomiales inversas” para la abundancia, y “binomiales” para la ocurrencia. Además, también se mostró la evolución temporal de las variables ambientales a nivel de confinamiento, estación y periodo, evaluando los cambios espaciotemporales acontecidos en la vegetación (% de recubrimiento total, volumen de vegetación, % de recubrimiento de cada una de las especies dominantes de los fondos de áreas someras: *Cymodocea nodosa*, *Caulerpa prolifera*, *Batophora* sp, *Ruppia cirrhosa*; Fig. 3.6); en el sustrato (granulometría y heterogeneidad); en la fisicoquímica (salinidad, temperatura y oxígeno disuelto) y en la estructura de la orilla (profundidad y pendiente de los arrastres). Estos valores fueron analizados también con un modelo PERMANOVA de 200 permutaciones sobre las distancias euclídeas de

cada métrica, con la misma estructura que en el caso de los taxones prioritarios (Estación + Confinamiento (Sector) * Periodo (Año)).

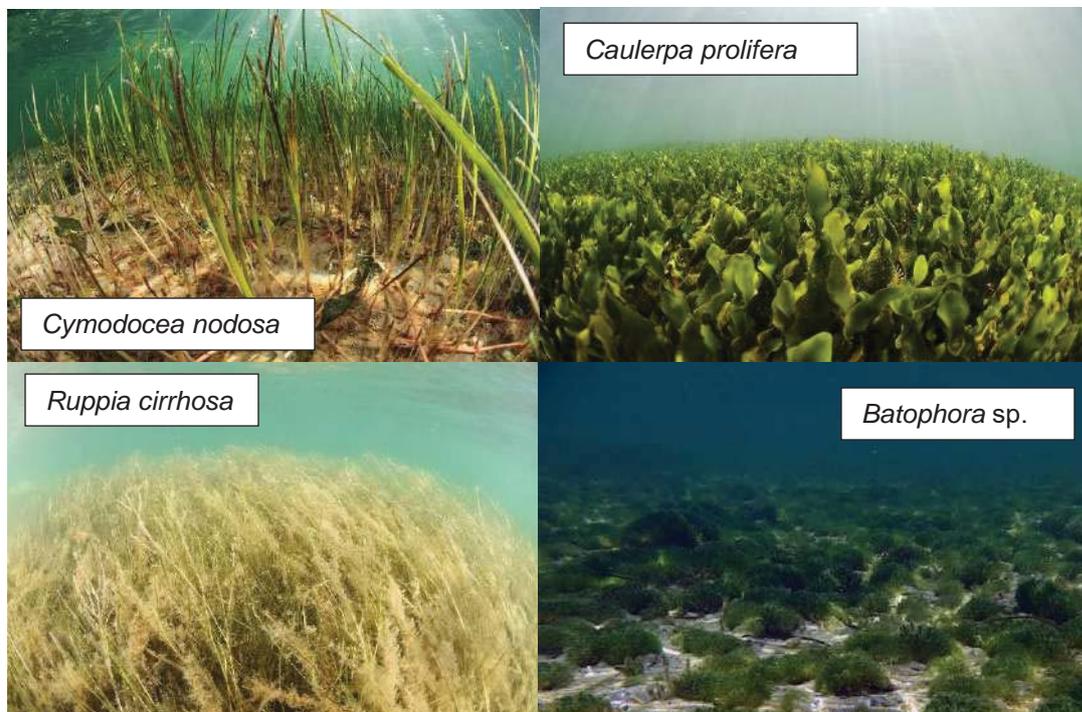


Figura 3.6. Especies vegetales dominantes en las áreas someras. *Cymodocea nodosa*; *Caulerpa prolifera*; *Ruppia cirrhosa*; *Batophora* sp. Fotografías extraídas de Canal Mar Menor y del blog Marmenormarmayor.

3.2. Red y programa de seguimiento de la EEI *Callinectes sapidus* Rathbun (1896) en las Encañizas del Mar Menor.

El objetivo de este apartado es exponer y describir la metodología diseñada para el desarrollo del estudio sobre las poblaciones de cangrejo azul en Las Encañizadas del Mar Menor. En primer lugar, siguiendo la estandarización espacial del Proyecto del año 2021/2022, el área de estudio fue dividida en dos sectores bien diferenciados en cuanto a sus condiciones ambientales: 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 Las Encañizadas, colindante con el extremo norte de La Manga (Sector Sur) (Fig.3.7). En 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 3.7. Sectorización y distribución de hábitats objetivo de muestreo de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor. Fuente: Elaboración propia a partir de revisión y actualización de Belando et al. (2014).

3.2.1. Periodicidad de muestreo.

Durante el periodo de ejecución del presente proyecto se realizaron un total de 6 muestreos de cangrejo azul en Las Encañizadas del Mar Menor, con una periodicidad bimensual. Esta distribución temporal de los muestreos es óptima para tener una aproximación estacional y anual de la fenología de la especie en el área de estudio, así como para evaluar posibles cambios estacionales en la selección de hábitat que realizan. Las campañas de muestreo de cangrejo azul

quedaron emplazadas en los meses de noviembre de 2022 y enero, marzo, mayo, julio y septiembre de 2023. En cada una de estas campañas se muestrearon los dos sectores establecidos (Sector Norte y Sector Sur).

3.2.2. Localidades de muestreo: Taréas de campo.

El objetivo de las actividades de campo fue la captura estandarizada de la especie objetivo mediante diferentes métodos de trapeo en cada uno de los hábitats seleccionados en los sectores. Los resultados obtenidos nos han proporcionado información sobre la eficacia de cada tipo de trampa utilizada, resultado de gran relevancia para el diseño de futuras acciones de control de esta especie invasora en el área de estudio o en zonas con características similares. Además, con la consecución de este segundo año de prospecciones, la robustez de los resultados es muy alta. Por otro lado, la dinámica intermareal de este espacio natural, que depende del ciclo anual y de la dirección de los vientos dominantes, altera las condiciones del sistema y, por consiguiente, la viabilidad de los muestreos. Por esta razón, se realizó una prospección previa a cada muestreo para identificar las características de los diferentes sectores. En total, para la realización de cada una de las campañas de muestreo se contó con la participación de tres investigadores, durante 6 días, distribuidos por sector de la siguiente manera: Día 1) supervisión de sectores antes del muestreo; Día 2) instalación de trampas; Día 3) revisión y recogida de trampas, junto al procesado de los ejemplares capturados y de otras especies de captura accidental.

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 Las Encañizadas del Mar Menor: Métodos de captura.

Las diferentes tipologías de trampas empleadas en los muestreos de *Callinectes sapidus* (Fig. 3.8; Tabla 3.6) 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

tráfico de la especie, las trampas fueron cebadas con carne de pollo para aumentar la efectividad de las mismas (Ingram & Marler, 1998).

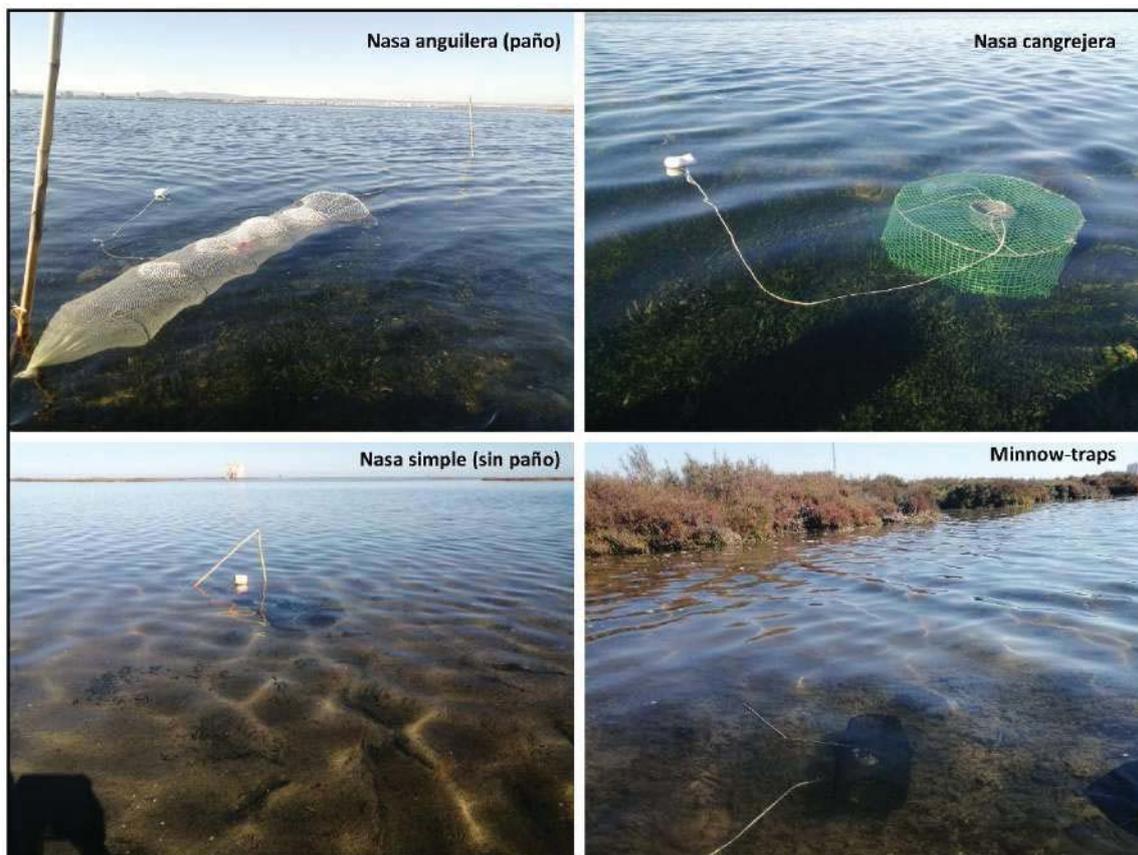


Figura 3.8. Tipologías de trampas utilizadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor.



Tabla 3.6. Diseño y esfuerzo de muestreo por hábitat de sector.

ESFUERZO DE MUESTREO POR HÁBITAT DE SECTOR
Metodología: Nasa cangrejera: (70 cm diámetro x 25 cm altura), 20 mm Luz de malla. Nasa simple (sin paño): (80 cm longitud x 35 cm altura), 15 mm Luz de malla. Nasa anguilera (con paño): (120 cm longitud x 40 cm altura // Longitud paño: 200 cm), 20 mm Luz de malla. <i>Minnow-traps</i> : (23 cm diámetro x 20 cm altura), 10 mm Luz de malla. Esfuerzo de Muestreo: 3 Nasas cangrejas x hábitat / Sector 3 Nasas simples x hábitat / Sector 3 Nasas anguileras x hábitat / Sector 3 <i>Minnow-traps</i> x hábitat / Sector Resultados: Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs = nº individuos / 24h. de actividad)

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

Para cada una de las trampas colocadas se tomaron datos de las variables del hábitat (Tabla 3.8), con el objetivo de obtener información sobre la preferencia de la especie objetivo por diferentes tipos de microhábitats y mesohábitats en el área de estudio. Los **microhábitats** se refieren a las características físicas y biológicas del sustrato donde se colocaron las trampas, tales como la profundidad, la temperatura, la salinidad, el tipo de sedimento, la cobertura vegetal, etc. Los **mesohábitats** se refieren a las unidades espaciales más amplias asociadas al sector y que vienen definidas por su grado de influencia del Mar Menor o del Mar Mediterráneo. A continuación, se recopilan las variables registradas en campo:

Tabla 3.7. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

	Unidad de medida
Variables físico-químicas	
Profundidad	cm
Oxígeno disuelto	mg/l
Saturación oxígeno	%
Temperatura	°C
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	
Cobertura o Recubrimiento a nivel de especie	% de superficie ocupada
Densidad	%
Altura promedio de la pradera	cm

3.2.5. Procesado de material y obtención de datos.

Material de estudio

Los individuos de *Callinectes sapidus* capturados en cada punto de muestreo se procesaron en el mismo lugar de captura. Debido a la dificultad logística de los muestreos de cangrejo azul en la zona intermareal de Las Encañizadas, se utilizó una embarcación de poco calado tipo kayak para realizar el procesado de los individuos capturados (Fig. 3.9). La talla de los ejemplares fue determinada con la ayuda de un ictiómetro o *pie de rey*. También se identificó el sexo de los individuos según la forma del Pleón (abdomen), y se registró la presencia o ausencia de huevos en las hembras. Estos datos nos han permitido obtener información sobre la estructura de tallas de la población y la fenología reproductiva de la especie en el área de estudio.

Tabla 3.8. 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



Figura 3.9. Detalle del proceso de colocación de las trampas y zonas de muestreo enmarcadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor.

3.2.6. Análisis estadístico

Los resultados relativos a la EEI *Callinectes sapidus* se representaron mediante diagramas de barras del promedio de capturas (CPUEs estandarizadas en 24 horas) junto al error estándar. En primer lugar, se analizaron las capturas segregadas por sexos a nivel de sectores (Sector Norte o San Pedro del Pinatar y Sector Sur o La Manga) y año, interaccionando los factores campaña de muestreo, sexo y localidad en un PERMANOVA de 999 permutaciones sobre las distancias euclídeas de las CPUES. Además, se realizó un test de Chi-cuadrado para confirmar diferencias existentes en el *sex-ratio* entre sectores. Tras esto, con el fin de realizar una primera aproximación a la fenología de la especie, se elaboró un histograma de tallas para cada una de las 12 campañas muestreadas.

Posteriormente, con el Sector Norte (San Pedro del Pinatar), donde tuvieron lugar la gran mayoría de capturas, se procedió a reflejar la influencia del tipo de trampa (capturabilidad), la localidad (selección de hábitat), el mes (fenología) y el periodo (tendencia temporal) en las CPUEs totales, elaborando un PERMANOVA con la siguiente estructura: Periodo * Mes + Tipo de trampa * Localidad + Mes * Localidad.

Seguidamente se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las variables ambientales transformadas logarítmicamente: profundidad, volumen de *C. nodosa*, volumen de *C. prolifera*, volumen de *Batophora* sp., porcentaje de limos en sustrato y porcentaje de vegetación muerta para confirmar las diferencias en la estructura del hábitat entre las localidades establecidas. Para ello se analizaron de manera aditiva los factores periodo, mes, tipo de trampa y localidad. Estos datos se analizaron mediante un PERMANOVA de 999 permutaciones sobre las distancias euclídeas de la matriz de variables ambientales.

Con el fin de realizar una aproximación a las tallas y su distribución espaciotemporal, se realizaron diagramas de cajas de la longitud total del conjunto de ejemplares capturados a nivel de campaña, trampa y localidad. Tras ello, las CPUEs de *C. sapidus* fueron clasificadas en adultos (> 120 mm), subadultos (60-120 mm) y juveniles (<60 mm), analizándose éstas bajo el mismo procedimiento que las CPUEs totales.

Finalmente, para explorar en mayor detalle la selección de hábitat de la especie, se procedió a la realización de modelos aditivos generalizados (GAMs) usando como variable respuesta la longitud media de capturas, la desviación estándar de estas y las CPUEs de cada fase vital. Como variables predictoras se incluyeron tipo de trampa, temperatura, salinidad, profundidad, [recubrimiento, densidad y altura de *C. nodosa*], [recubrimiento, densidad y altura de *C.*



prolifera], [recubrimiento y densidad de la macroalga *Batophora* sp], proporción de limos en el sustrato, y cobertura de vegetación muerta. Las familias de error usadas fueron “gaussiana” para las longitudes medias, y “binomial inversa” para el resto. Una vez incluidas todas las variables, el modelo fue ajustado eliminando las variables menos explicativas, hasta llegar al más parsimonioso de acuerdo a las instrucciones de Wood (2017), es decir, hasta llegar al modelo que mantiene una proporción de explicación razonable con el menor número de variables posibles.



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:

Localidades prospectadas (enero-febrero): 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:

Localidades prospectadas (abril): 17 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1). Dado el crecimiento masivo de algas flotantes, resultó inviable logísticamente desarrollar los muestreos en la localidad AS05 “Playa del Arsenal” (Fig. 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.



Figura 4.1. Explosión de algas flotantes en la localidad “Playa del Arsenal” (AS05) que imposibilitó realizar con éxito el muestreo de primavera de 2023.

Verano 2023



Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Localidades prospectadas (julio): 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.

Otoño 2023

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

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.

Tabla 4.1. Muestreos de ictiofauna realizados en el marco del Proyecto. (*) Localidad no muestreada por inviabilidad logística.

Sector	Localidad	Coord. XX	Coord. YY	Fecha Invierno	Fecha Primavera	Fecha Verano	Fecha Otoño
AS00	Las Encañizadas	37°46'44.8"N	0°45'23.1"W	01/02/2023	19/04/2023	07/07/2023	05/10/2023
AS01	Escuela de Pieter	37°46'05.0"N	0°44'54.6"W	01/02/2023		07/07/2023	
AS01	Navemar	37°45'11.4"N	0°44'31.5"W		19/04/2023		05/10/2023
AS02	Paquebote	37°44'15.3"N	0°44'21.2"W	01/02/2023		04/07/2023	
AS02	Punta Seca	37°43'42.4"N	0°44'23.7"W		18/04/2023		06/10/2023
AS03	Área Sunset	37°42'20.7"N	0°44'34.2"W	25/01/2023		10/07/2023	
AS03	Rte. El Molino	37°41'57.2"N	0°44'28.4"W		18/04/2023		04/10/2023
AS04	Bahía de las Palmeras	37°39'40.3"N	0°43'42.5"W	25/01/2023		10/07/2023	
AS04	Gola de Marchamalo Sur	37°39'02.2"N	0°43'21.9"W		17/04/2023		04/10/2023
AS05	El Arsenal	37°38'18.9"N	0°45'05.5"W	25/01/2023	*	10/07/2023	06/10/2023
AS06	Mar de Cristal Norte	37°38'40.4"N	0°45'52.8"W	31/01/2023		11/07/2023	
AS06	Mar de Cristal Sur	37°38'29.9"N	0°45'26.8"W		17/04/2023		10/10/2023
AS07	Los Nietos Sur	37°38'57.4"N	0°46'53.2"W	31/01/2023		11/07/2023	
AS07	Los Nietos Norte	37°39'05.5"N	0°47'17.6"W		17/04/2023		10/10/2023
AS08	Lo Poyo Sur	37°39'24.8"N	0°48'01.3"W	16/01/2023		12/07/2023	
AS08	Estrella de Mar	37°40'13.7"N	0°49'10.7"W		18/04/2023		02/10/2023
AS09	Los Urrutias Sur	37°40'46.5"N	0°49'39.4"W	20/01/2023		11/07/2023	
AS09	Los Urrutias Norte	37°41'27.1"N	0°50'08.8"W		27/04/2023		11/10/2023
AS10	Carmolí 1º Párking	37°42'44.8"N	0°51'23.0"W	16/01/2023		03/07/2023	
AS10	Carmolí 2º Párking	37°42'19.4"N	0°50'57.1"W		27/04/2023		16/10/2023
AS11	Camping Carthago	37°43'07.3"N	0°51'36.1"W	18/01/2023		03/07/2023	
AS11	Venta Simón	37°43'16.7"N	0°51'35.6"W		25/04/2023		16/10/2023
AS12	Los Alcázares Sur	37°44'21.1"N	0°50'54.4"W	19/01/2023		03/07/2023	
AS12	Los Alcáceres Norte	37°44'31.4"N	0°50'56.3"W		27/04/2023		16/10/2023
AS13	La Hita Sur	37°45'42"N	0°49'16.1"O	20/01/2023	27/04/2023	12/07/2023	11/10/2023
AS14	Camping Hita N	37°46'07.0"N	0°48'52.3"O	20/01/2023	27/04/2023	12/07/2023	11/10/2023
AS15	Villananitos Sur	37°49'07.9"N	0°47'02.8"W	18/01/2023		05/07/2023	
AS15	Villananitos Norte	37°49'11.8"N	0°46'38.8"W		26/04/2023		02/10/2023
AS16	Molino Calcetera	37°47'45.9"N	0°45'41.2"W	19/01/2023	26/04/2023	04/07/2023	02/10/2023
AS17	Punta Lengua de Vaca	37°38'48.7"N	0°46'16.2"W	31/01/2023	25/04/2023	05/07/2023	10/10/2023



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.

Listado de taxones detectados – INVENTARIO

Familia	Nombre científico	Invierno 2023		Primavera 2023		Verano 2023		Otoño 2023	
		CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0	0
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	19,94	19,94	11,61	0,69	7,41	0,07	24,56	0,81
Belonidae	<i>Belone</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	0,02	0,02	0	Q	0	0
Blennidae	<i>Microlipophrys dalmatinus</i> (Steindachner & Kolombatovic, 1883)	0	0	0,16	0,06	0,22	0,09	0,02	0,02
	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810)	0,04	0,04	1,12	0,49	2,17	0,61	7,44	0,65
	<i>Parablennius sanguinolentus</i> (Pallas, 1814)	0	0	0	0	0,04	0,04	0	0
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0,02	0,02	0	0
Cyprinodontidae	<i>Apricaphanius iberus</i> (Valenciennes, 1846)	1,78	1,78	0,08	0,08	0,33	0,09	0,04	0,04
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i> (L., 1758)	0	0	0,02	0,02	0,02	0,02	0,07	0,02
Gobiidae	<i>Aphia minuta</i> (Risso, 1810)	0	0	0,02	0,02	0	0	0	0
	<i>Gobius cobitis</i> Pallas, 1814	0	0	0,06	0,04	0,02	0,02	0,09	0,07
	<i>Gobius geniporus</i> (Valenciennes, 1837)	0	0	0,02	0,02	0,02	0	0	0
	<i>Gobius niger</i> L. 1758	0,17	0,17	0,8	0,35	0,31	0,19	0,46	0,2
	<i>Gobius paganellus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0,16	0,04	0,22	0,09	0,56	0,17
Labridae	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	10,04	10,04	17,53	0,82	6,61	0,54	2,04	0,13
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	0,70	0,70	1,67	0,39	2,5	0,57	1,13	0,37
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (L., 1758)	0	0	3,33	0,37	0	0	0	0
Mugilidae	<i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810)	46,28	46,28	22,78	0,82	4,26	0,35	1,11	0,22
	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	0	0	0	0	0,13	0,06	0	Q
	<i>Chelon ramada</i> (Risso, 1827)	10,00	10,00	0	0	0	0	0	0
	<i>Chelon saliens</i> (Risso, 1810)	72,44	72,44	15,02	0,71	1,85	0,37	77,8	0,93



Listado de taxones detectados – INVENTARIO

Familia	Nombre científico	Invierno 2023		Primavera 2023		Verano 2023		Otoño 2023	
		CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA
	<i>Mugil cephalus</i> L., 1758	2,87	2,87	0,02	0,02	0,52	0,11	0,02	0,02
Mullidae	<i>Mulus barbatus</i> L., 1758	0	0	0	0	0,02	0,02	0,04	0,02
Phycidae	<i>Phycis</i> L., 1766	0	0	0	0	0	0	0,02	0,02
Pociliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> Girad, 1859	0	0	0	0	0,02	0,02	0	0
Soleidae	<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	0,02	0,02	0	0	0	0	0,04	0,02
	<i>Solea</i> (L., 1758)	0	0	0	0	0,02	0,02	0	0
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (L., 1758)	0	0	0,47	0,08	0	Q	0,04	0,02
	<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	0,15	0,15	0	0	0	0	0	0
	<i>Diplodus sargus</i> (L., 1758)	0	0	0,16	0,06	0	0	0	0
	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	0	0	0,22	0,1	0	0	0	0
	<i>Lithognathus mormirus</i> (L., 1758)	0	0	0,02	0,02	0,07	0,02	0,13	0,06
	<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0,27	0,1	0	0	0	0
	<i>Sparus aurata</i> L., 1758	1,76	1,76	19,33	0,96	0,44	0,22	0,09	0,07
Syngnathidae	<i>Nerophis ophidion</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0,02	0,02	0	0	0	0
	<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	2,69	2,69	7,18	0,63	5,37	0,52	3,28	0,57
	<i>Syngnathus typhle</i> L., 1758	0,11	0,11	0,22	0,12	0,06	0,04	0,02	0,02



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

Abundancia y biomasa total de capturas

En relación a la abundancia total de capturas, todos los parámetros evaluados (periodo y confinamiento, así como la interacción entre ambos) se mostraron significativos (Fig. 4.2). La abundancia total de capturas muestra en la serie temporal analizada una tendencia negativa similar en el conjunto de las localidades de estudio, independientemente del nivel de confinamiento de las mismas. No obstante, cabe resaltar una disminución en el número de capturas más acentuada en las zonas con elevado confinamiento de la laguna (confinamiento 3). **Estas localidades, que se corresponden principalmente con la cubeta sur del Mar Menor, han mostrado durante el periodo más reciente (2022-2023), y posterior a los eventos de mortandad, los valores más bajos de la serie temporal analizada.** Este hecho, pone de manifiesto la extensión en el tiempo del impacto sobre las comunidades de peces de las mortandades que tuvieron lugar en estas zonas en agosto de 2021, así como las dificultades que parecen estar encontrando algunas especies para recuperar valores poblacionales previos. El empobrecimiento en términos de abundancia de la comunidad de peces de éstas áreas someras también podría estar asociado a la pérdida de la calidad, idoneidad o atractivo de estos hábitats para especies migradoras. Esta explicación gana sentido dado que los valores bajos de abundancia se mantienen durante las estaciones de invierno y primavera, cuando las comunidades de peces de las áreas someras se encuentran dominadas por alevines de especies migradoras. Igualmente, el establecimiento que tras las mortandades parecen haber descrito algunas especies no típicas de áreas someras, tales como *Symphodus cinereus* y *Gobius niger*, podrían estar mermando la capacidad de respuesta y recuperación de las especies más emblemáticas que suelen aparecer en altas densidades en las zonas perimetrales y menos profundas de la laguna.

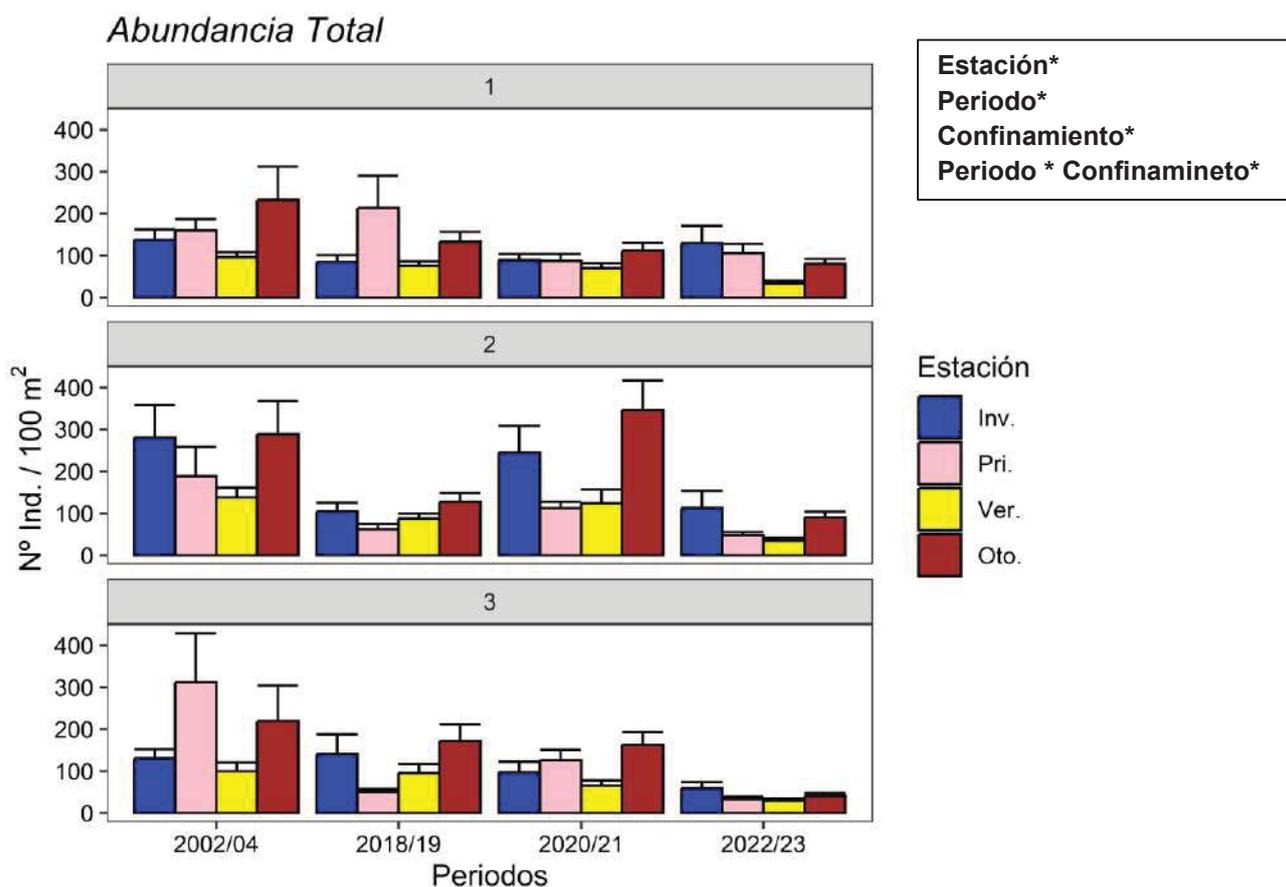


Figura 4.3. Box-plots de la evolución temporal de los valores de abundancia total de capturas a nivel de grado de confinamiento de las localidades de muestreo. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

En relación a la biomasa total de capturas, se detectaron cambios significativos asociados a la estación y al periodo (Fig. 4.3). La biomasa total de capturas en las áreas someras describe una dinámica similar a la mostrada por los valores de abundancia, si bien la disminución observada es menos acentuada. En cualquier caso, el periodo 2022-2023 recoge en términos generales los valores más bajos de biomasa. En esta ocasión, la respuesta de este parámetro poblacional es similar en todas las localidades que componen la red de monitoreo, independientemente de su grado de confinamiento. Este último hecho, que difiere de la dinámica descrita por la abundancia total de capturas, encuentra su explicación en el reciente asentamiento de góbidos y lábridos en las áreas someras, ya que su elevada masa corporal amortigua en cierta medida la caída de abundancia de otros taxones más abundantes durante otros periodos, como es el caso de signátidos.

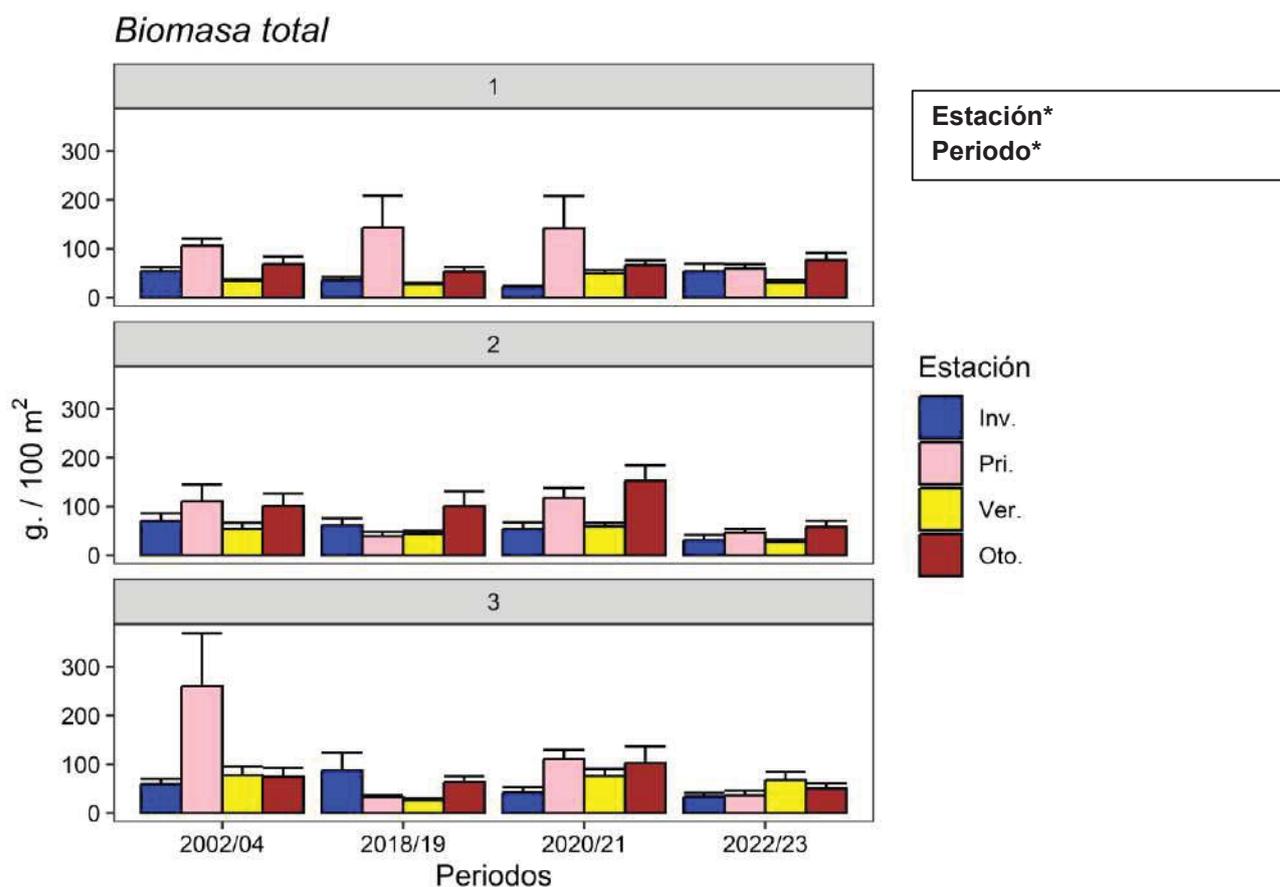


Figura 4.3. Box-plots de la evolución temporal de los valores de biomasa total de capturas a nivel de grado de confinamiento de las localidades de muestreo. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

Riqueza e índice de Shannon-Wiener

En relación a la **Riqueza de especies**, se detectaron diferencias significativas asociadas a la estación y al confinamiento, sin embargo no se reflejaron cambios asociados al factor periodo (Fig. 4.4). La estacionalidad se muestra como el principal factor precursor de cambios en este parámetro poblacional. El flujo de ejemplares de especies migradoras entre las áreas someras y las zonas más profundas de la laguna y del Mar Mediterráneo, condiciona cambios en la comunidad de peces que hacen uso de las áreas someras en cada una de las estaciones. **En este sentido, los grupos taxonómicos más relevantes y que determinan en gran medida los cambios de riqueza de peces en las áreas someras son espáridos y mugílidos. Las numerosas especies que componen ambos grupos taxonómicos presentan fenologías muy marcadas, asentándose en las zonas perimetrales y poco profundas de la**

laguna de forma exclusiva como alevinaje, y desplazándose a zonas más profundas al alcanzar tallas superiores.

Por otro lado, hay que aclarar que la ausencia de cambios relevantes entre periodos en los valores de riqueza, a pesar de los eventos de mortandad acontecidos y la disminución de la frecuencia de aparición de algunas especies, se encuentra explicada por la amortiguación que supuso el refugio de especies en las áreas someras durante dichos episodios críticos, así como el posterior asentamiento de especies bentónicas típicas de zonas más profundas de la laguna. Además, la bajada de salinidad como resultado de las altas tasas de escorrentía registradas entre 2019 y 2021, han podido favorecer la entrada y asentamiento de especies típicas del litoral mediterráneo, como es el caso de *Parablennius sanguinolentus*, cuya presencia en las áreas someras de la laguna era inexistente hasta 2021, momento a partir del cual pasó a ser una especie ocasional de los veranos y otoños.

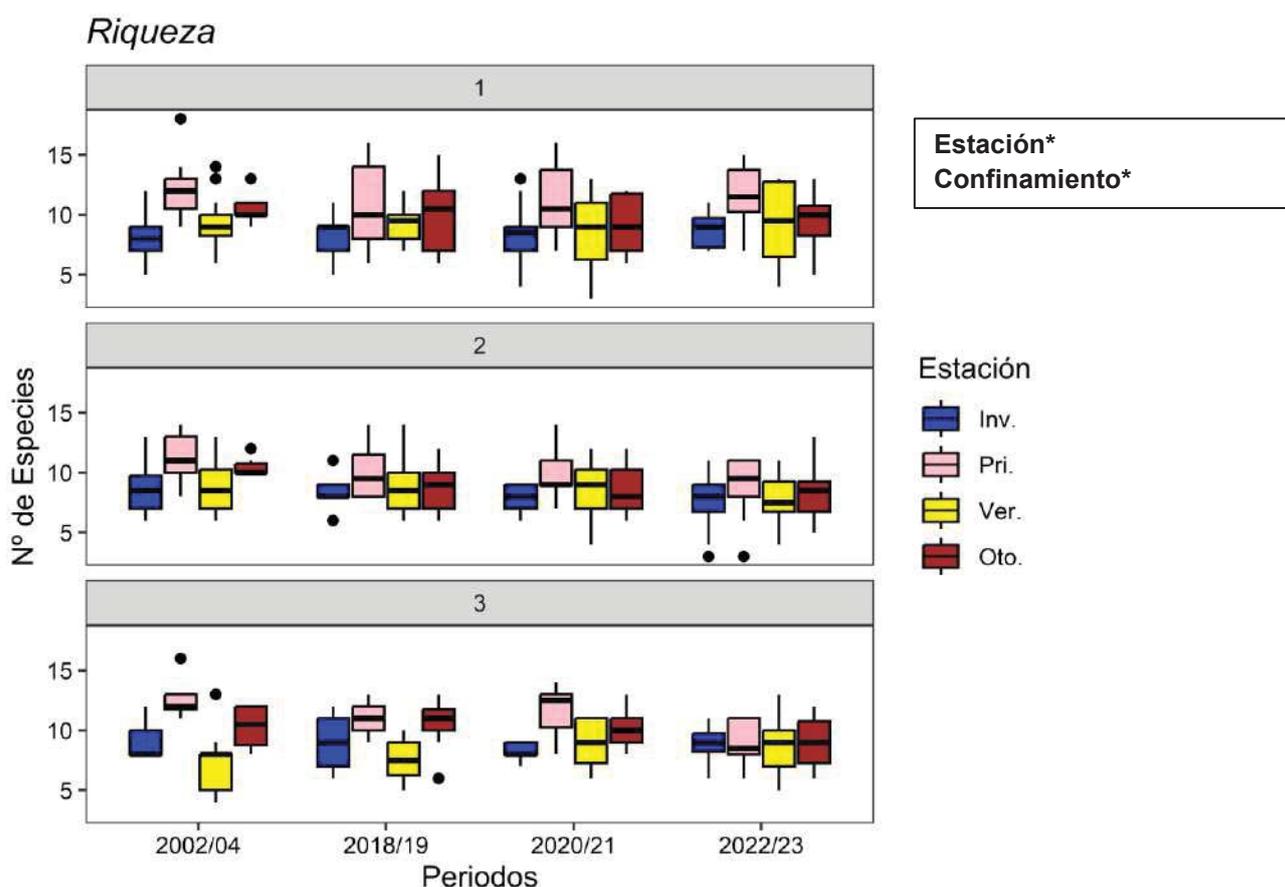


Figura 4.4. Box-plots de la evolución temporal de los valores de la riqueza de especies a nivel de grado de confinamiento de las localidades de muestreo. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Respecto a la **Diversidad de la comunidad**, evaluada mediante el índice de Shannon-Wiener, ésta fluctuó significativamente en base a los factores estación y el periodo, así como respuesta a la interacción entre el periodo y el confinamiento (Fig. 4.5). En relación a esta interacción, durante el periodo de referencia (2002-2004) y el periodo previo a las mortandades (2018-2019), los valores de diversidad que se registraron en las campañas de muestreo de primavera fueron por lo general superiores a los detectados en el resto de estaciones, independientemente del grado de confinamiento. Sin embargo, este patrón anual es perturbado durante el periodo sometido a eventos de mortandad (2020-2021) y el periodo posterior que refleja la situación actual (2022-2023), ya que los valores de primavera, comenzaron a ser similares a los del resto de estaciones. La disminución de la abundancia de especies residentes en las áreas someras parece haber afectado a la equitatividad de sus comunidades de peces, las cuales se encuentran en la actualidad más dominadas que nunca por especies gregarias y de carácter migrador durante las estaciones de invierno y primavera. No obstante, cabe remarcar que este suceso no se debe a una tendencia positiva de la mayoría de especies migradoras, sino a la pérdida de representatividad de especies residentes, como *Syngnathus abaster* y *Pomatoschistus marmoratus*.

Por otro lado, destacan los valores mínimos de diversidad en algunas localidades de las zonas más confinadas (confinamiento 3) durante las campañas de otoño del periodo 2022-2023 reflejados en los dos cuartiles inferiores de la caja correspondiente. No obstante, la amplitud de dicha caja refleja una elevada heterogeneidad en los valores obtenidos entre localidades.

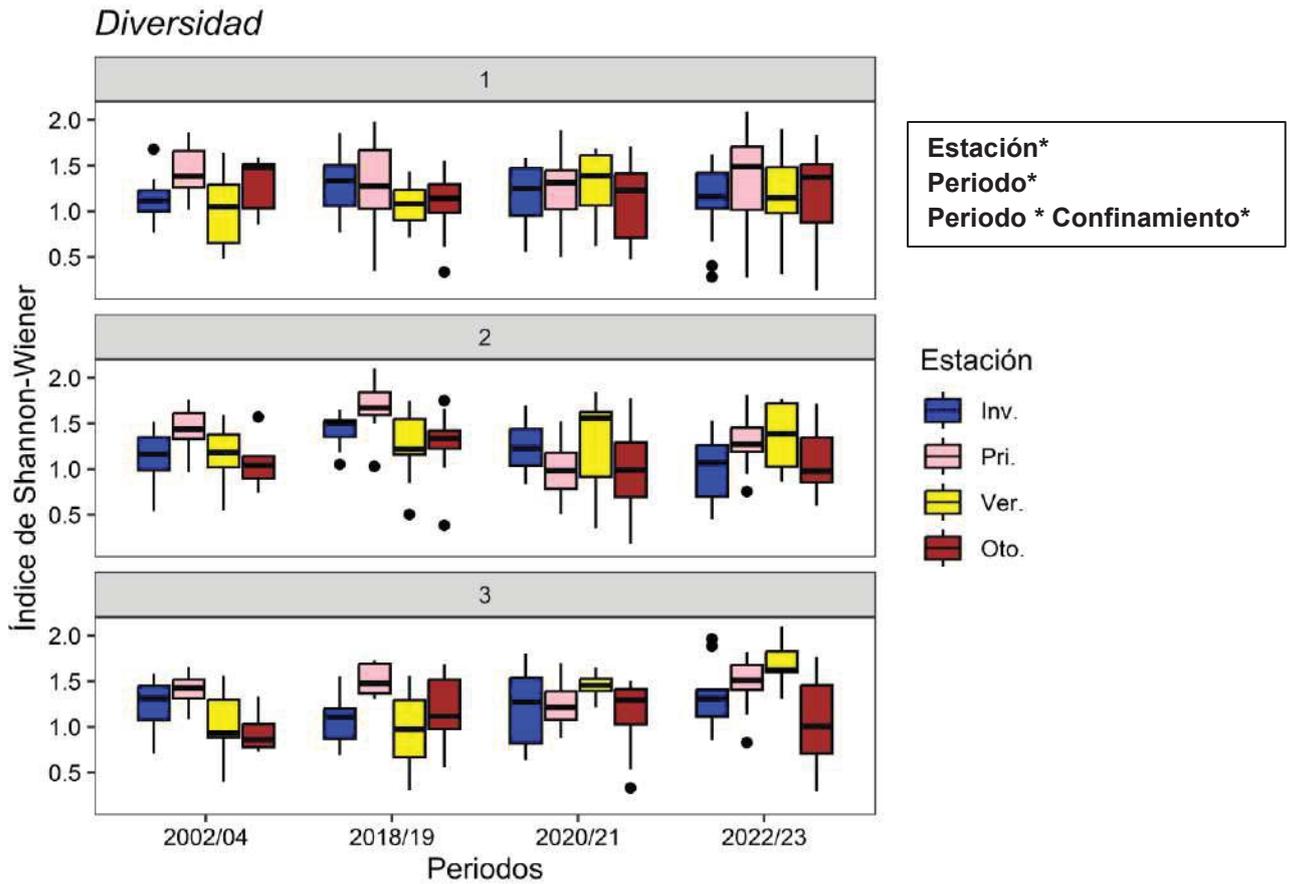


Figura 4.5. Box-plots de la evolución temporal de los valores de diversidad a nivel de grado de confinamiento de las localidades de muestreo. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Estuarine Multimetric Fish Index (EMFI) modificado

La calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor se ha estudiado mediante la aplicación del indicador EMFI, basado en la integración de diversas métricas relativas a la comunidad de peces. Los análisis detectaron diferencias significativas en los valores de calidad ecológica en base a los factores de estacionalidad y periodo, así como a la interacción entre el periodo y el confinamiento (Fig. 4.6). La representación gráfica de los valores del indicador refleja cierta estabilidad en la calidad ecológica de las áreas someras, más allá de variaciones estacionales asociadas a cambios en los valores de algunas de las métricas que lo componen. Sin embargo, **en el periodo sometido a mortandades (2020-2021) los valores de EMFI disminuyeron principalmente en las zonas parcialmente confinadas, agrupadas en la cubeta oeste de la laguna, en las proximidades de las principales entradas de aguas continentales. Este patrón se ha mantenido durante el último periodo de estudio (2022-2023), extendiéndose esta situación a la cubeta sur (confinamiento 3) y a algunas localidades de las zonas menos confinadas.** La pérdida de calidad ecológica en las áreas someras situadas en estas zonas geográficas del Mar Menor se encuentra asociada a la respuesta negativa de la comunidad de peces ante los cambios en el hábitat (p.ej. generación de fangos) y los eventos de mortandad. Con los datos aportados por las campañas de muestreo desarrolladas durante 2023, se confirma que el impacto se mantiene, no observándose signos claros de recuperación en la calidad ecológica de las áreas someras.

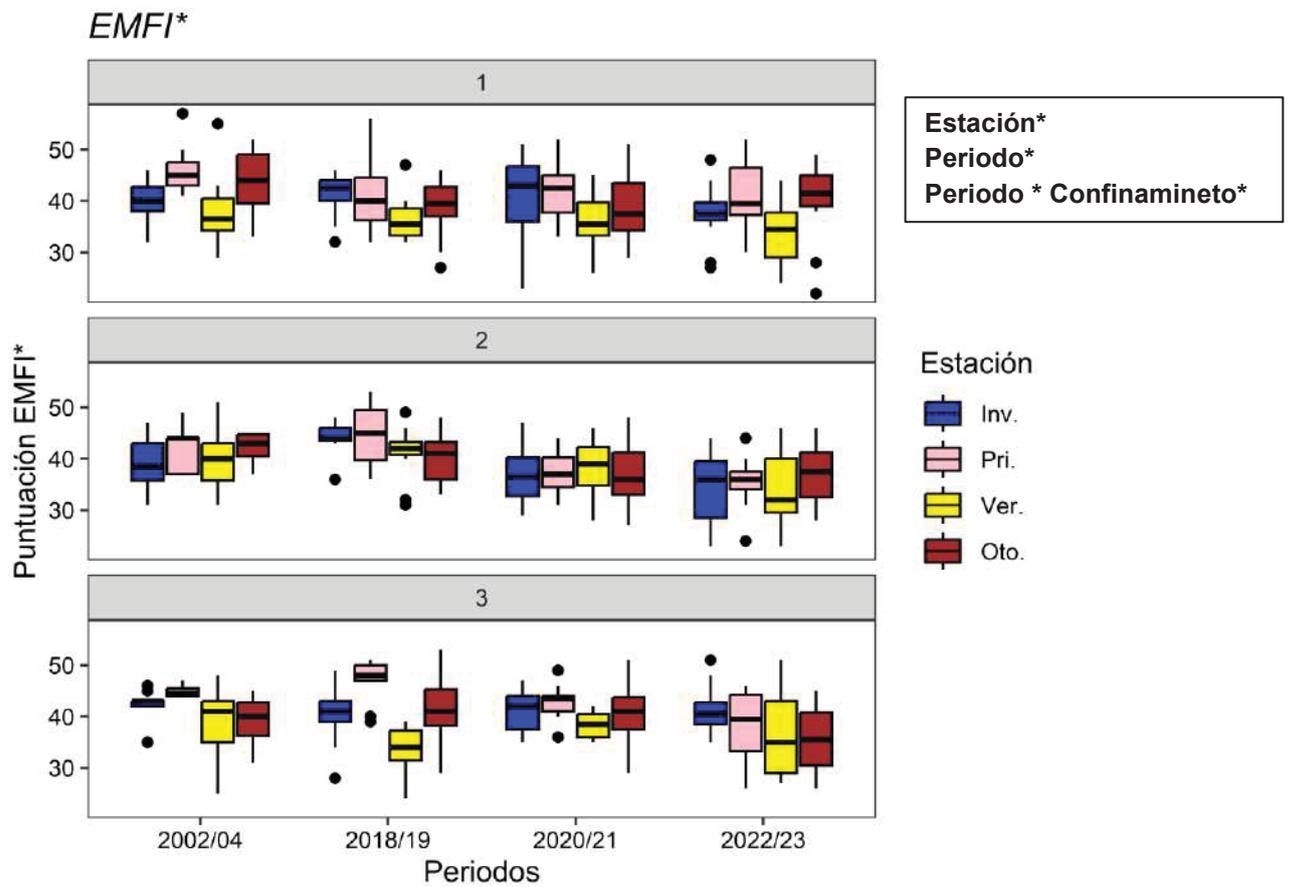


Figura 4.6. Box-plots de la evolución temporal de los valores de EMFI a nivel de grado de confinamiento de las localidades de muestreo. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

4.3. Estructura y composición de la comunidad

En este apartado se detallan los resultados relacionados con la estructura y composición de la comunidad, basada en los datos recabados en campo y laboratorio relativos a la presencia, abundancia y biomasa de las especies de peces de las áreas someras. La unidad de análisis considerada fue la localidad (480 m²).

Cambios en la comunidad asociados a los datos de presencia de las especies

El estudio de los cambios en la **estructura y composición de la comunidad desde el punto de vista del análisis de los datos de presencia de las diferentes especies** mostró diferencias significativas asociadas los factores periodo y confinamiento, así como a la interacción entre ambos (Fig. 4.7). En términos generales, se apreció un cambio en la comunidad hacia un incremento en las presencias de *Gobius niger* y *Symphodus cinereus* en los últimos periodos (2020-2021 y 2022-2023), confirmando que, en la actualidad, tras los reiterados “efectos refugio” generados por las crisis anóxicas, estos taxones se comportan como especies frecuentes en las áreas someras. Además, a las recurrentes presencias de estas especies, también se sumaron *Parablennius sanguinolentus* en verano y *Salaria pavo* en otoño. Cabe destacar que, en primavera, los cambios fueron muy relevantes en las zonas confinadas y no confinadas, existiendo una mayor homogeneidad en las semiconfinadas (confinamiento 2), probablemente por la relevancia de especies migrantes atraídas por los cauces de agua, que suavizaron las fluctuaciones generadas por el incremento de las especies más típicas de zonas profundas. Sin embargo, en otoño, los cambios fueron más relevantes en las zonas de confinamiento 1 y 2, fruto de una reducción de presencias de *Apricaphanius iberus* en 2022-2023. En invierno y verano, las diferencias entre confinamientos fueron más sutiles, con unas mayores disimilitudes entre 2020-2021 y 2022-2023 entre las zonas semiconfinadas, fruto de la relevancia en el último periodo de *Chelon auratus* en la estación de verano y de *G. niger* y *S. cinereus* en la de invierno.

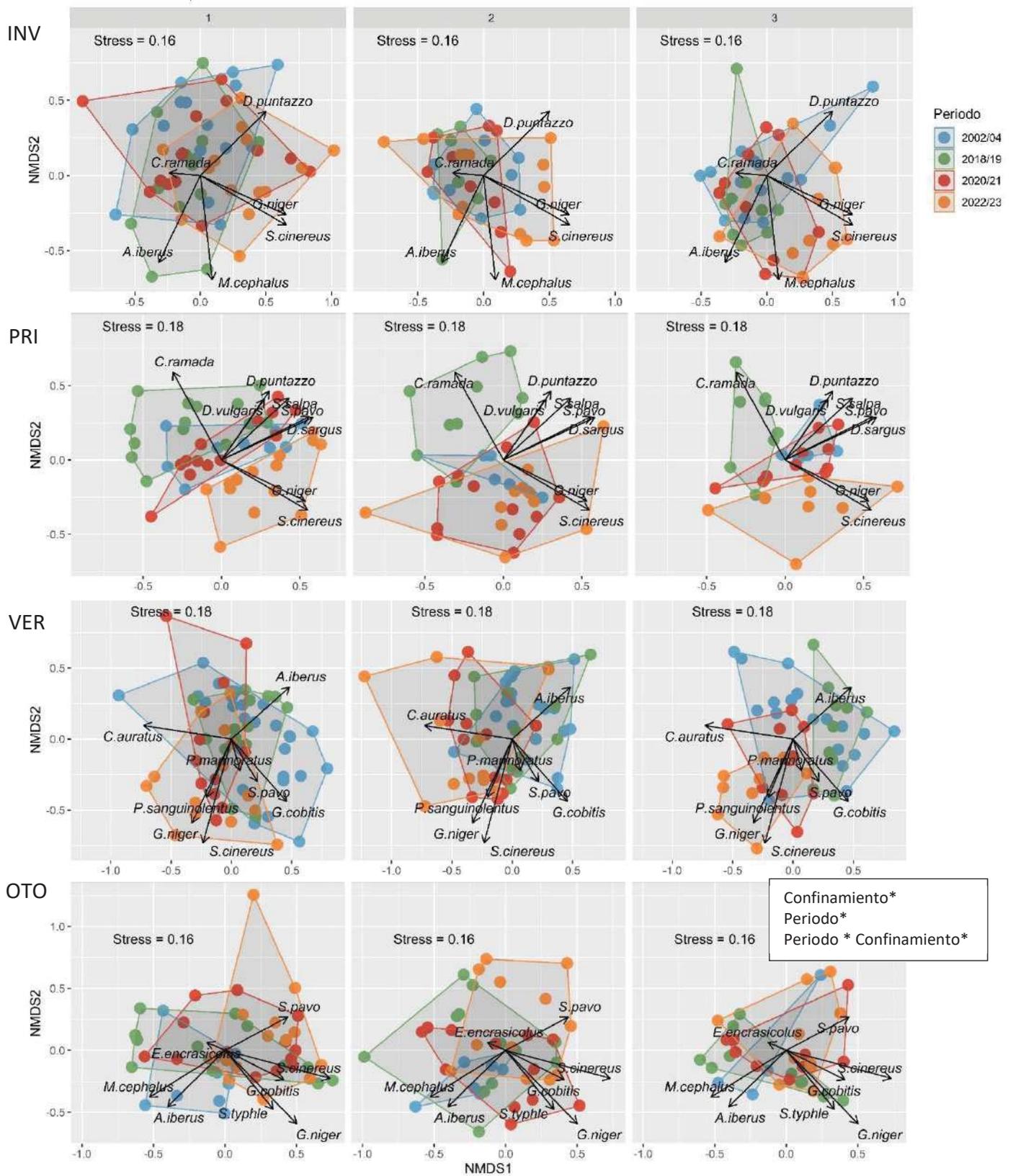


Figura 4.7. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Jaccard de las presencias a nivel de localidad (incluyendo cualitativos) para cada estación del año (invierno; primavera; verano y otoño). Los números de la cabecera representan el grado de confinamiento (1: tasa de renovación del agua < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). En las flechas aparecen las especies con correlaciones de Spearman > 0,4 con alguno de los dos ejes establecidos por el NMDS. En el recuadro se muestran los resultados significativos del test PERMANOVA Periodo (Año) * Confinamiento.

Cambios en la comunidad asociados a los datos de abundancia de las especies

El análisis de los cambios en la **estructura y composición de la comunidad en base a los datos de abundancia** también reflejó diferencias significativas asociadas al periodo y al confinamiento, así como a la interacción entre ambos (Fig. 4.8). En invierno la comunidad de peces de 2022-2023 se posicionó en el centro del NMDS, diferenciándose del resto de años especialmente en las zonas semiconfinadas, por la reducción en abundancia de *Chelon saliens*, si bien, en las zonas no confinadas, se apreció una abundancia de la especie superior a 2020-2021. En primavera, la comunidad de peces fue muy similar entre 2020-2021 y 2022-2023 en las zonas no confinadas, sin embargo, en las zonas de confinamiento 2 y 3, las comunidades fueron muy diferentes, influenciadas notablemente por una mayor abundancia de *Atherina boyeri* en 2022-2023. En verano, las principales diferencias se apreciaron en las zonas menos confinadas, influenciado por un incremento en *Syngnathus abaster* y *A. boyeri*, posiblemente relacionado con una recuperación de las especies en estos ambientes menos afectados por los estresores eutróficos. En otoño, una vez diferenciadas las comunidades de los primeros periodos (2002-2004 y 2018-2019), se aprecia en 2022-2023 un nuevo incremento en la abundancia de *Symphodus cinereus* y *Salaria pavo* en las zonas más confinadas, siendo éstas las mayores diferencias. El análisis de especies indicadoras mostró como especies residentes típicas como, *S. abaster*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Apricaphanius iberus* o *A. boyeri*, muestran una notable reducción de su abundancia en la actualidad, mientras que otras especies como *S. cinereus* mantienen valores indicadores superiores a los periodos iniciales (Tabla 3.3).

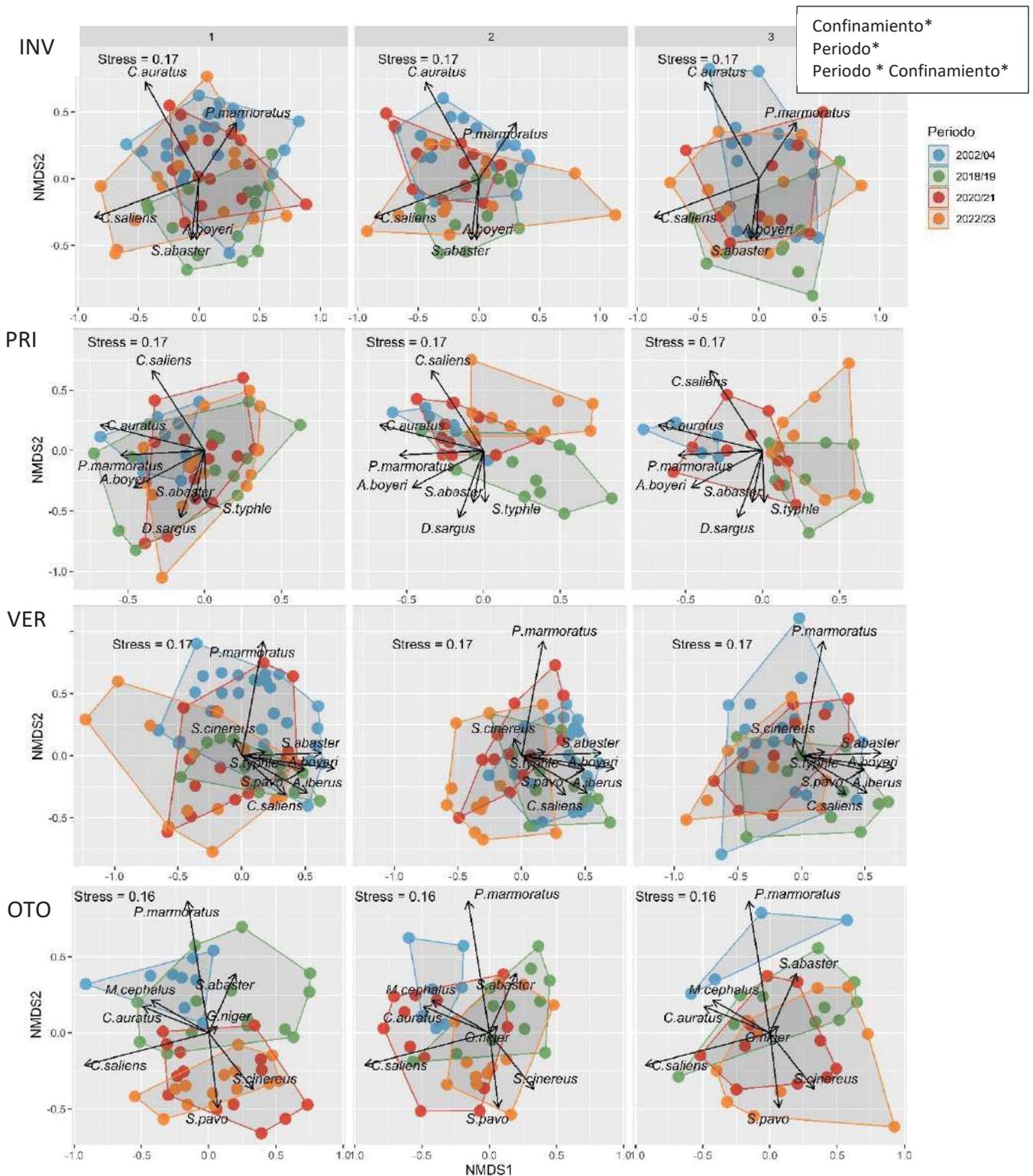


Figura 4.8. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de las abundancias transformadas a raíz cuadrada a nivel de localidad para cada estación del año (invierno; primavera; verano y otoño). Los números de la cabecera representan el grado de confinamiento (1: tasa de renovación del agua < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). En las flechas aparecen las especies con correlaciones de Spearman > 0,4 con alguno de los dos ejes establecidos por el NMDS. En el recuadro se muestran los resultados significativos del test PERMANOVA Periodo (Año) * Confinamiento.

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 (ISA).

	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23
<i>A. boyeri</i>	0,24	0,4	0,16	0,14
<i>S. abaster</i>	0,11	0,62	0,11	0,09
<i>P. marmoratus</i>	0,53	0,12	0,21	0,05
<i>C. saliens</i>	0,23	0,18	0,32	0,18
<i>C. auratus</i>	0,38	0,08	0,24	0,1
<i>S. cinereus</i>	0	0	0,29	0,14
<i>S. aurata</i>	0,26	0,02	0,09	0,05
<i>A. iberus</i>	0,19	0,14	0,03	0,03
<i>G. niger</i>	0,04	0,07	0,18	0,08
<i>S. typhle</i>	0,01	0,07	0,05	0,12
<i>G. cobitis</i>	0,16	0,04	0,03	0
<i>D. puntazzo</i>	0,13	0,02	0,01	0,03
<i>E. encrasicolus</i>	0	0,04	0,13	0
<i>M. dalmatinus</i>	0,12	0	0	0,02
<i>H. guttulatus</i>	0,02	0,11	0	0
<i>B. belone</i>	0,01	0,09	0,01	0
<i>C. pusillus</i>	0,08	0	0	0
<i>P. sanguinolentus</i>	0	0	0,06	0,01
<i>S. solea</i>	0,06	0	0	0
<i>G. paganellus</i>	0,01	0	0	0,06



	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23
<i>C. labrosus</i>	0	0,04	0	0
<i>S. senegalensis</i>	0	0	0	0,04
<i>P. saltatrix</i>	0	0,04	0	0
<i>D. punctatus</i>	0,02	0	0	0

Cambios en la comunidad asociados a los datos de biomasa de las especies

Respecto al estudio de la **estructura y composición de la comunidad basado en los valores de biomasa**, también se obtuvieron diferencias significativas asociadas al periodo y al confinamiento, así como a la interacción entre ambos factores (Fig. 4.9). En invierno, comparativamente con 2020-2021, el periodo 2022-2023 mostró una mayor biomasa de *Chelon saliens* en las zonas no confinadas, un decremento de *Pomatoschistus marmoratus* en las semiconfinadas y un polígono muy similar para los dos periodos en las zonas más confinadas, caracterizado por la escasez de *P. marmoratus* y *Chelon auratus*. Para primavera, se apreció un incremento de *Symphodus cinereus* y *Salaria pavo* en los ambientes menos confinados, así como un decremento de *C. auratus* y *Atherina boyeri* para los grados de confinamiento 2 y 3. En verano, pese a la diferenciación con los periodos previos (2002-04 y 2018-19), los dos últimos periodos mostraron polígonos muy similares en el NMDS, aunque en las zonas de confinamiento 3, fueron más comunes las capturas con elevada biomasa de *Gobius niger* y *S. cinereus*. Este patrón fue similar en otoño, con comunidades muy parecidas en 2020-2021 y 2022-2023, a excepción de una reducción en la biomasa de *Syngnathus abaster* en el cómputo total de localidades para este último periodo. El análisis de indicadores con biomasa mostró un patrón idéntico al de abundancia, resaltando la pérdida de las especies típicas de las áreas someras, mantenida en estos últimos 4 años (Tabla 4.4). Además, se muestra en mayor medida que con los datos de abundancia el nuevo rol adquirido por *S. cinereus* y *G. niger* en la estructura de la comunidad de peces de áreas someras, especies que pese a reducir su abundancia tras 2020-21, incrementan su representación en términos de biomasa en la actualidad, con la posible afección por competencia y depredación de juveniles sobre las ya mermadas especies residentes típicas.

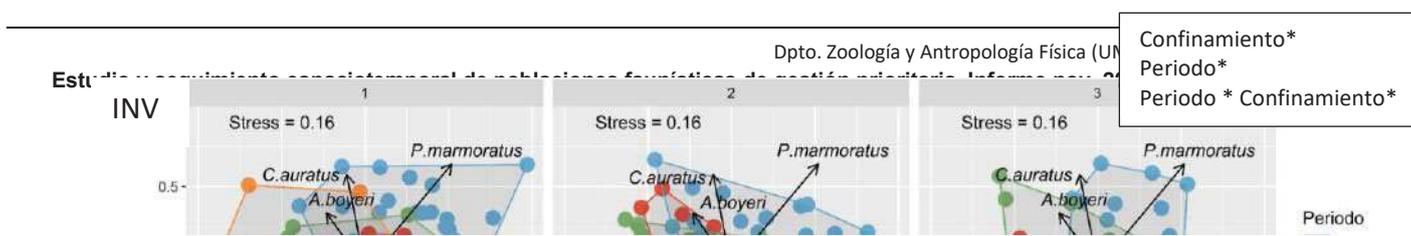




Figura 4.9. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de las biomasas transformadas a raíz cuarta a nivel de localidad para cada estación del año

(invierno; primavera; verano y otoño). Los números de la cabecera representan el grado de confinamiento (1: tasa de renovación del agua < 300 días; 2: 300-350; 3: > 350). En las flechas aparecen las especies con correlaciones de Spearman > 0,4 con alguno de los dos ejes establecidos por el NMDS. En el recuadro se muestran los resultados significativos del test PERMANOVA Periodo (Año) * Confinamiento.

Tabla 4.4. Valor indicador basado en las biomásas de las especies que aparecieron significativamente como indicadores de cambios asociados a los periodos en el análisis de especies indicadoras (ISA).

	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23
<i>A. boyeri</i>	0,15	0,32	0,32	0,16
<i>P. marmoratus</i>	0,61	0,15	0,13	0,04
<i>S. abaster</i>	0,11	0,57	0,12	0,12
<i>C. saliens</i>	0,19	0,23	0,29	0,19
<i>C. auratus</i>	0,31	0,13	0,28	0,08
<i>S. cinereus</i>	0	0,01	0,2	0,29
<i>S. aurata</i>	0,12	0,02	0,11	0,18
<i>G. niger</i>	0,07	0,05	0,12	0,17
<i>A. iberus</i>	0,19	0,15	0,03	0,03
<i>S. typhle</i>	0,01	0,08	0,06	0,11
<i>G. cobitis</i>	0,05	0,05	0,09	0,01
<i>D. puntazzo</i>	0,09	0,03	0,02	0,03
<i>E. encrasicolus</i>	0	0,06	0,09	0,01
<i>M. dalmatinus</i>	0,13	0	0	0,01
<i>H. guttulatus</i>	0,01	0,13	0	0
<i>B. belone</i>	0,01	0,09	0,01	0
<i>C. pusillus</i>	0,08	0	0	0
<i>G. paganellus</i>	0	0	0	0,07
<i>P. sanguinolentus</i>	0	0	0,07	0,01
<i>S. senegalensis</i>	0	0	0	0,05
<i>C. labrosus</i>	0	0,04	0	0



	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23
<i>S. solea</i>	0,02	0	0	0,02
<i>P. saltatrix</i>	0	0,03	0	0
<i>D. punctatus</i>	0,02	0	0	0

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

En el presente apartado se aporta **información biológica y poblacional de las especies dominantes y más representativas de las comunidades de peces de las áreas someras del Mar Menor**, así como aquellas otras que se han mostrado como descriptoras de cambios en la estructura y composición de la comunidad en alguno de los periodos de estudio. Para cada una de las especies analizadas se muestra un **mapa de densidad promedio** que refleja su distribución espacial en las áreas someras perimetrales de la laguna para el conjunto de datos 2018-2023, reflejando así la importancia o relevancia de las diferentes zonas para la especie en cuestión. Con el objetivo de estudiar la fenología y uso de las áreas someras por parte de las especies, se realizaron **diagramas de estructuras de tallas** a nivel de estación y año de muestreo. Por otro lado, para estudiar los patrones de presencia de las especies se estudió la **evolución temporal de su frecuencia de aparición a nivel de arrastre**. A su vez, para detectar cambios espaciotemporales en la abundancia poblacional de las especies, la evolución temporal de la abundancia relativa fue representada agrupando los datos en las diferentes categorías de confinamiento. Paralelamente, la influencia de dichos factores temporales y espaciales (estación, periodo y confinamiento) sobre la abundancia de las especies fue evaluada mediante análisis permutacionales de varianza (PERMANOVA).

***Atherina boyeri* (Chirrete)**

El chirrete (*Atherina boyeri*) es una especie eurihalina perteneciente a la Familia Atherinidae, que se caracteriza por tener un ciclo de vida corto (inferior a cuatro años), vivir en la columna de agua y presentar una dieta compuesta principalmente por pequeños invertebrados que habitan en el fondo (zoobentívora). Esta especie presenta una gran importancia ecológica en las zonas someras de la laguna de Mar Menor, donde aprovecha los recursos tróficos y el refugio que ofrece el ecosistema. Aunque la mayor parte de su población se considera residente en la laguna, se han observado movimientos migratorios de individuos procedentes del Mar Mediterráneo, especialmente durante la época reproductiva, que se extiende teóricamente desde marzo hasta julio (Maugé 1990; Andreu-Soler et al. 2006). *Atherina boyeri* es una especie que muestra una alta plasticidad fenotípica, es decir, que puede modificar su morfología y fisiología en función de las condiciones ambientales, lo que le permite adaptarse a una gran variedad de hábitats. Sin embargo, sus poblaciones se ven afectadas negativamente por la disminución de la calidad del agua y la disponibilidad de oxígeno, que siendo estos factores limitantes para su supervivencia (Maugé 1990; Maci & Basset, 2010). Este hecho es especialmente notorio si observamos el mapa de distribución y densidad de la especie en las áreas someras de la laguna (Fig. 4.10), detectándose sus principales poblaciones en la cubeta norte y en la zona sur, siempre en las proximidades de las golas, ya que conforman zonas de intercambio y oxigenación de agua gracias a su conectividad con el mar Mediterráneo.

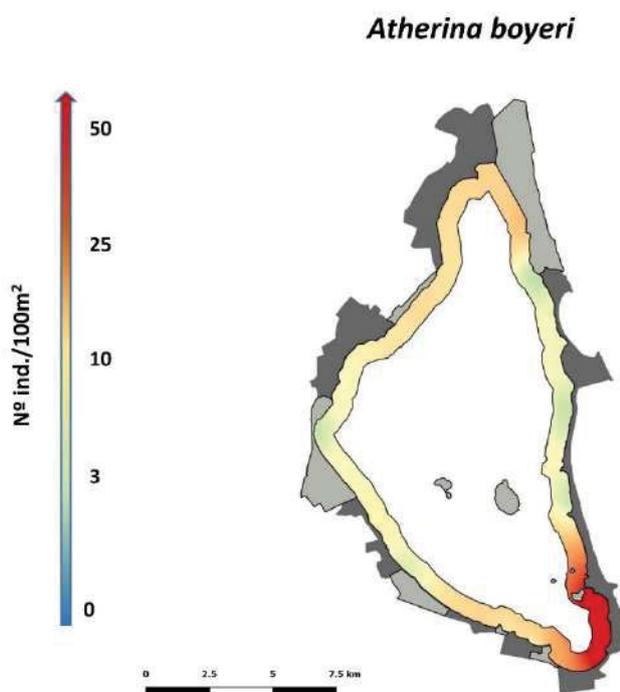


Figura 4.10. Mapa de densidad de *Atherina boyeri* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

La plasticidad fenológica descrita para *A. boyeri* queda reflejada en el estudio de su estructura de tallas (Fig.4.11). En este sentido, se observan fluctuaciones interanuales y estacionales en las estructuras de tallas, hecho que podría estar asociado a cambios en las condiciones ambientales. Durante los inviernos de 2018 y 2019 la marcada dominancia de ejemplares de tamaño superior a 40 mm respecto a grupos de edad inferiores, parecen indicar la persistencia en las áreas someras de bancos de ejemplares adultos atraídos por una mayor disponibilidad trófica u otros aspectos favorables en el medio. Por otro lado, los diagramas de tallas reflejan el asentamiento de individuos juveniles (0+) de *A. boyeri* en las áreas someras prácticamente durante todas las estaciones del año, si bien es cierto que durante los meses de verano la especie aparece principalmente representada por esta cohorte.

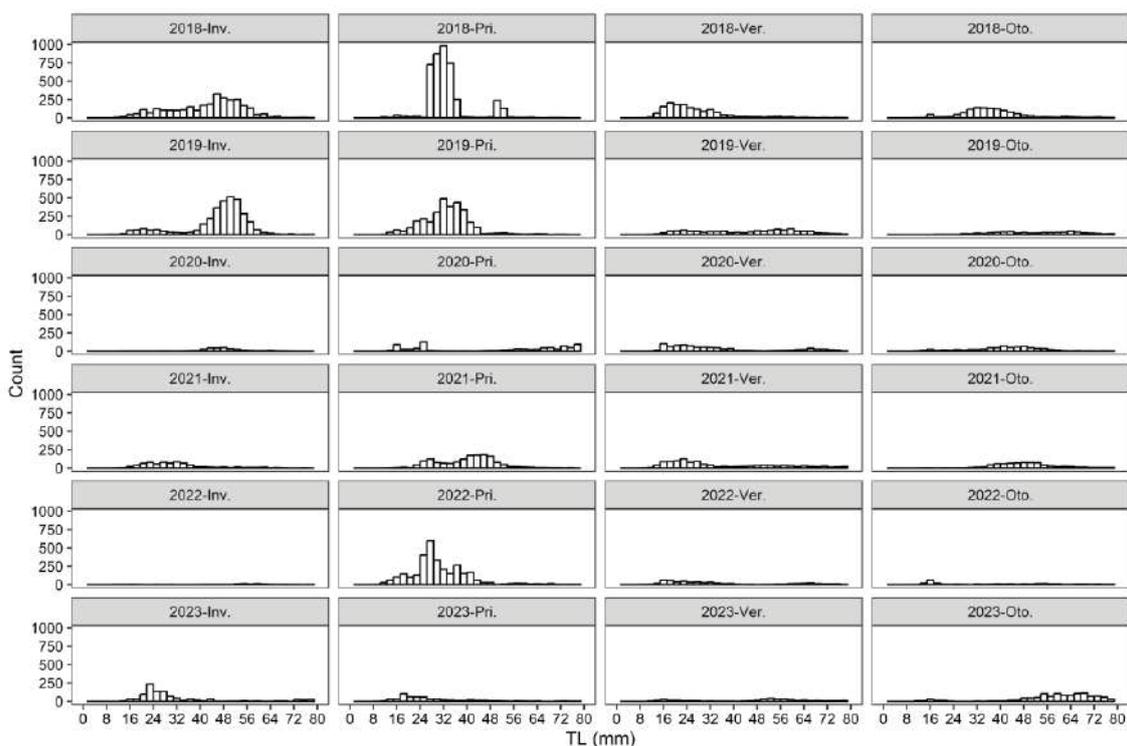


Figura 4.11. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Atherina boyeri* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

En las áreas someras del Mar Menor la especie muestra una elevada frecuencia de aparición (Fig. 4.12), con valores promedios para el conjunto de datos próximos al 65%. Si bien su presencia en estas zonas no se ve fuertemente

alterada por el factor estacional, los datos registrados durante las campañas de invierno muestran por lo general valores inferiores al resto de estaciones. **Respecto a la tendencia global de la especie, se observa cierta disminución de su presencia en las áreas someras de la laguna durante el periodo posterior a los eventos de mortandad (2022-2023).**

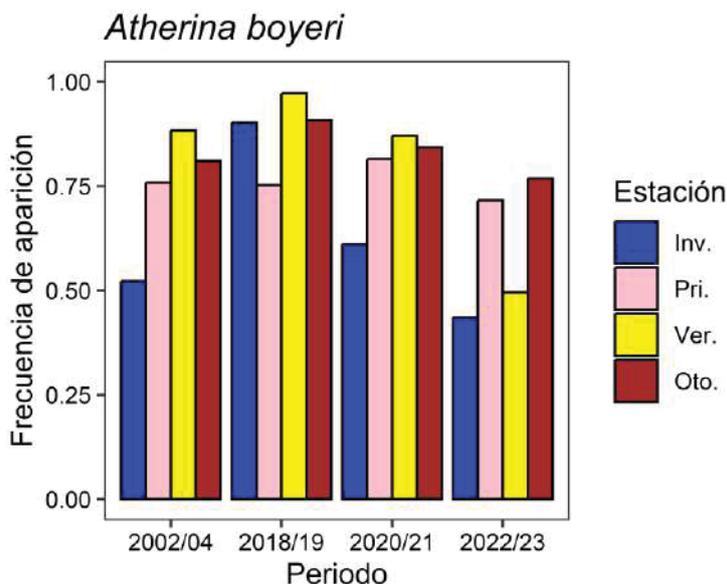


Figura 4.12. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Atherina boyeri* en las áreas someras del Mar Menor. Para su representación los datos han sido agrupados por periodos y a nivel estacional.

La abundancia de la especie muestra cambios significativos a nivel de periodo de estudio, estación y nivel de confinamiento. Los valores de abundancia máximos tienen lugar durante el periodo previo a las mortandades (2018-2019) (Fig. 4.13). Las condiciones eutróficas de este periodo y las explosiones de fitoplancton asociadas a estos episodios pudieron fomentar la entrada e incremento poblacional de esta especie zooplanctívora, la cual se caracteriza por presentar una gran plasticidad trófica que le permite aprovechar estos recursos tróficos. Sin embargo, su patente sensibilidad a condiciones de hipoxia y a los eventos de mortandad queda patente en la caída de su abundancia durante los periodos 2020-2021 y 2022-2023, principalmente en las zonas de confinamiento intermedio y de mayor restricción en el intercambio de aguas (confinamientos 2 y 3). En cualquier caso, la dinámica de esta especie de elevado interés comercial, y esencial en el equilibrio del ecosistema dado su potencial papel como regulador de las explosiones de fitoplancton, debería ser objetivo de seguimiento a largo plazo por las Administraciones competentes.

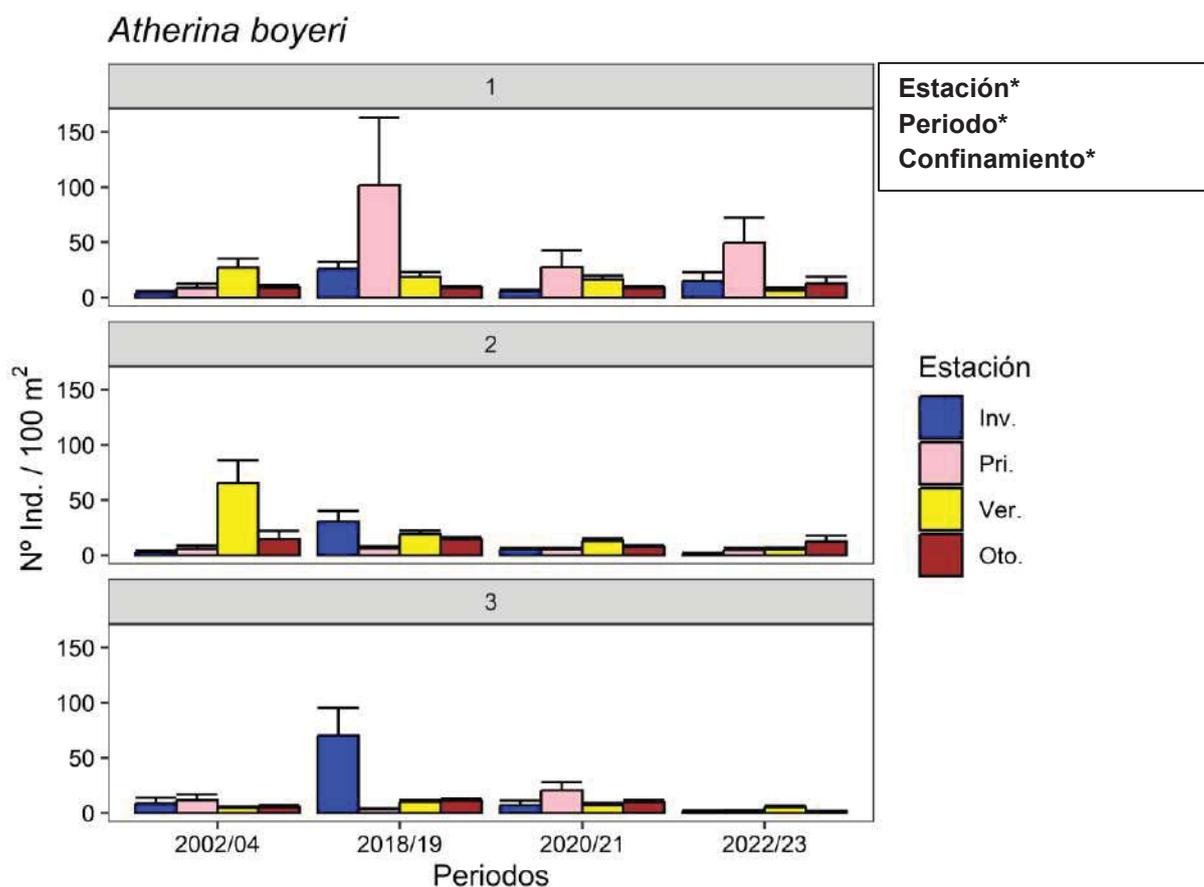


Figura 4.13. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Atherina boyeri* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Salaria pavo (Gallerbo; Barriguda)

Esta especie de la Familia Blennidae habita en zonas costeras generalmente poco profundas, donde muestra una enorme plasticidad para hacer frente a la diversidad de sustratos y condiciones ambientales. Se distribuye desde estuarios y lagunas salobres hasta charcas intermareales, donde tolera extremas variaciones de salinidad y temperatura. Selecciona positivamente fondos arenosos y rocosos bien oxigenados, especialmente si están cubiertos por praderas de fanerógamas marinas como *Cymodocea nodosa* o de algas verdes como *Caulerpa prolifera*, las cuales ofrecen refugio y alimento. Su dieta se compone principalmente de pequeños invertebrados bentónicos, como crustáceos, moluscos y poliquetos, aunque también puede consumir algas y huevos de otras especies. Durante la época reproductiva, que se extiende desde abril hasta septiembre, los machos desarrollan una coloración más intensa y defienden un territorio donde atraen a las hembras para que depositen sus huevos en piedras o conchas. Los machos cuidan de la puesta hasta la eclosión, oxigenando los huevos constantemente y protegiéndolos de posibles depredadores (Zander, 1986). En el Mar Menor se considera una especie común y abundante, especialmente en las áreas someras, donde se le conoce con nombres populares como gallineta o gallerbo.

Esta especie se encuentra ampliamente distribuida en las áreas someras del Mar Menor, aunque no muestra elevadas densidades (Fig. 4.14). Aparece en la totalidad de las localidades de muestreo que componen la red de monitoreo del presente proyecto, siempre y cuando exista cierta cobertura vegetal. En el mapa de densidad podemos observar como refleja los peores datos de densidad de esta especie en el entorno de la rambla del Albuñón y marina del Carmolí.

El análisis de la dinámica y variación estacional de la estructura de tallas de *S. pavo* refleja un inicio del reclutamiento de individuos juveniles (0+) en verano, extendiéndose esta situación hasta otoño (Fig. 4.15). Las distribuciones de tallas estacionales se repiten en los diferentes años analizados, si bien es cierto que en verano de 2020, posterior a uno de los eventos de mortandad, parece darse cierta desestructuración. En cambio en 2023, pese a la disminución de sus capturas, la estructura de tallas se mantuvo similar a la observada en años previos.

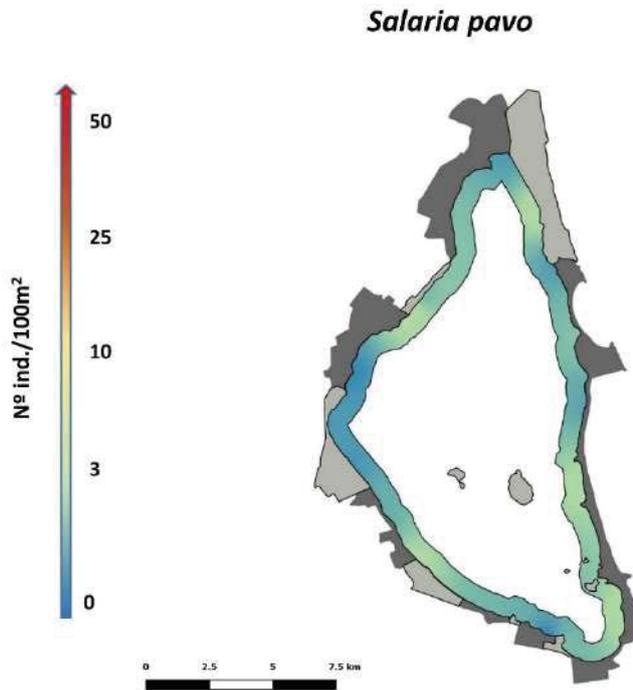


Figura 4.14. Mapa de densidad de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

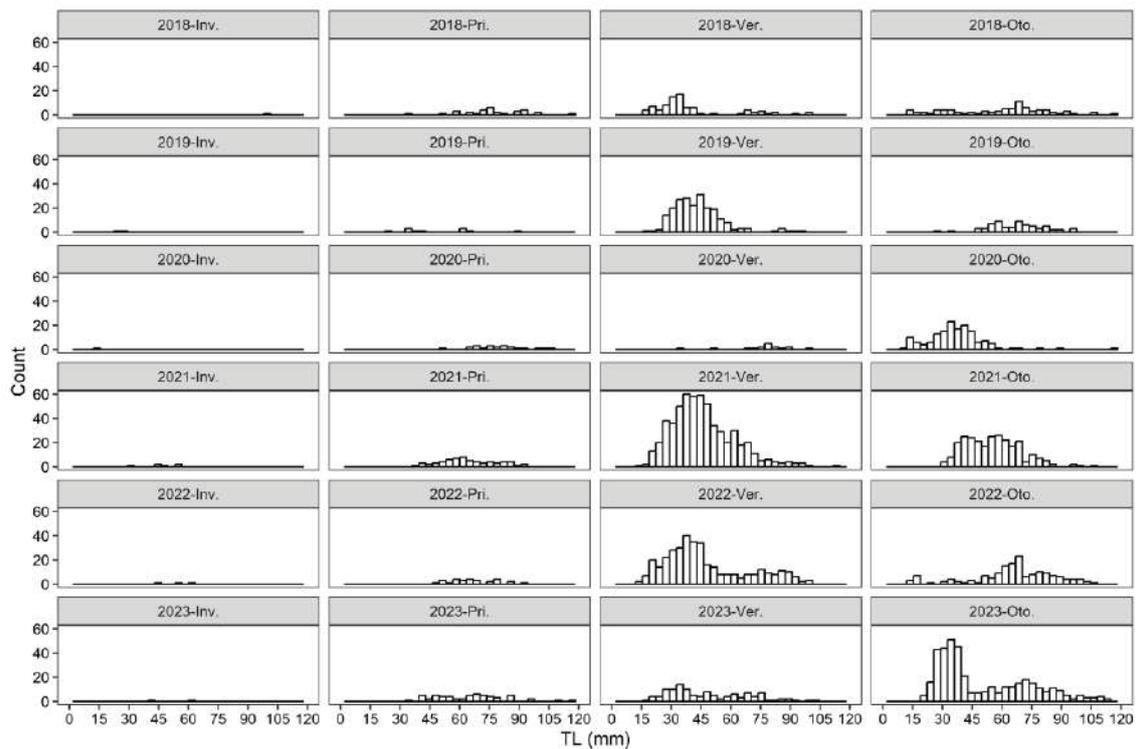


Figura 4.15. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

La frecuencia de aparición de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor se ha mantenido constante a lo largo de los periodos de estudio evaluados (Fig. 4.16). La especie alcanza sus máximas frecuencias de aparición durante las estaciones de verano y otoño, obteniendo valores cercanos al 50%. Sin embargo, durante el invierno la especie fue detectada en menos del 10% de los muestreos.

El análisis de la evolución de las capturas de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor mostró diferencias significativas asociadas a los factores evaluados: estación, periodo y confinamiento, así como a la interacción entre estos dos últimos factores (Fig. 4.17). En términos generales, la especie mostró los valores de abundancia más bajos de la serie temporal, durante el periodo eutrófico previo a las mortandades (2018-2019). Si bien es cierto que tras este periodo la abundancia de la especie incrementó de forma generalizada en los periodos posteriores, ésta subida fue más acusada en las zonas menos confinadas de la laguna (confinamiento 1). Este patrón podría sugerir un desplazamiento hacia las áreas someras de las poblaciones de *Salaria pavo* situadas en zonas más profundas de la laguna, dado el deterioro y los episodios anóxicos que han acontecido en los últimos años en estas zonas.

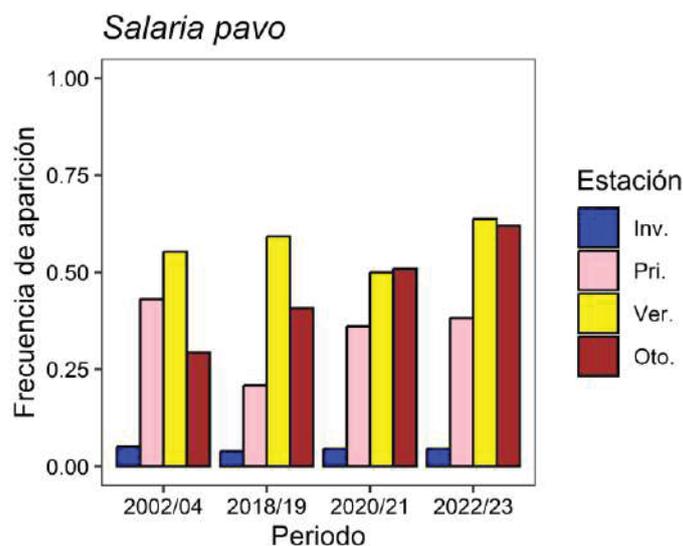


Figura 4.16. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor.

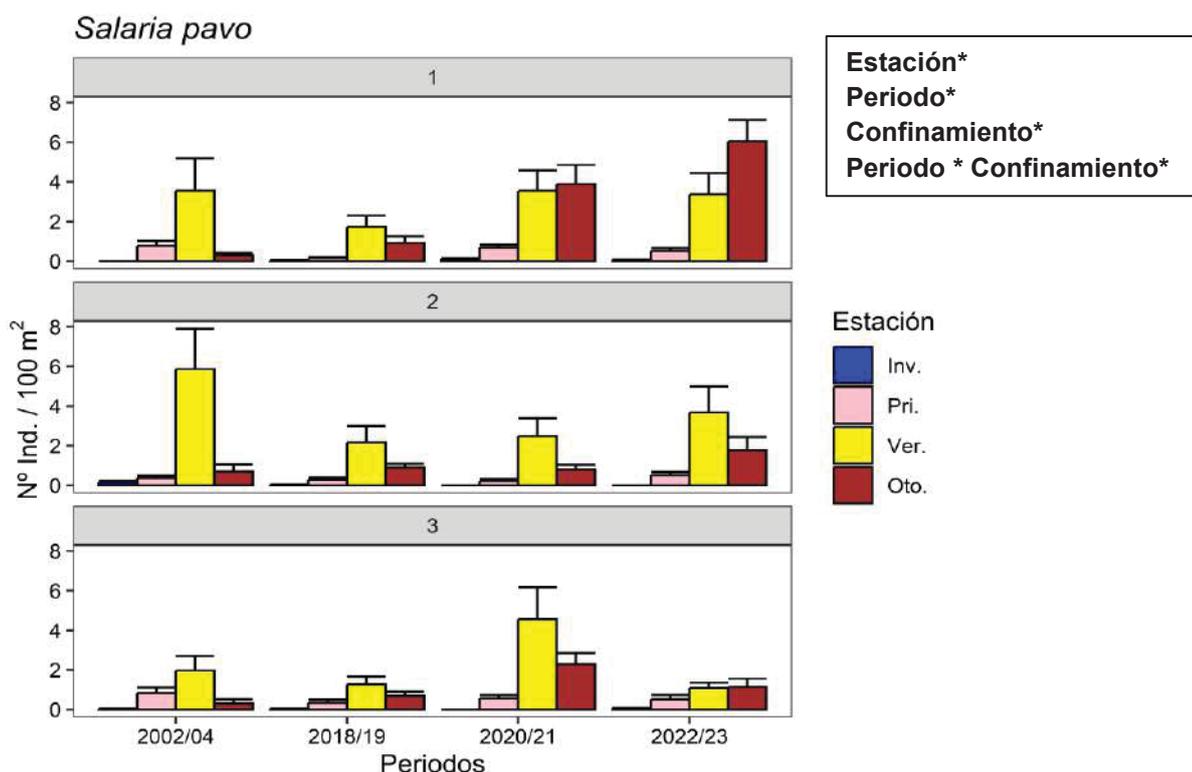


Figura 4.17. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Salaria pavo* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

Apricaphanius iberus (Fartet)

El fartet, *Apricaphanius iberus*, es el único representante de la Familia Ciprinodontidae presente en la laguna del Mar Menor. Es una especie eurihalina y zoobentívora. En el entorno del Mar Menor su hábitat preferente son los criptohumedales, las salinas litorales y las áreas someras con bajo hidrodinamismo, donde encuentra refugio y alimento. Sus poblaciones pueden experimentar grandes fluctuaciones interanuales en abundancia, debido a su capacidad de colonizar y aprovechar ambientes muy fluctuantes (por ejemplo, criptohumedales temporales). Además, posee un ciclo de vida corto (1-3 años), que les permite a los individuos nacidos al inicio del periodo reproductor (primavera) incorporarse como reproductores al final del mismo (otoño). Esta serie de atributos le confieren una gran capacidad de dispersión y recolonización entre los distintos hábitats, actuando los criptohumedales como principales zonas fuente. No obstante, pese a su plasticidad, se trata de una especie muy sensible a la competencia con otros taxones, de mayor tamaño y/o agresividad (por ejemplo, *Gambusia holbrooki*), que afectan negativamente a su supervivencia y reproducción. Este hecho hace que las mejores poblaciones se encuentren en ambientes salinos e hipersalinos, donde las invasiones biológicas

están menos extendidas, siendo el Mar Menor y su entorno un área prioritaria para su conservación a nivel regional y nacional (Oliva-Paterna et al. 2009; Ruiz-Navarro & Oliva-Paterna, 2017).

En las áreas someras del Mar Menor la especie se encuentra principalmente asociada a zonas con bajo hidrodinamismo, como bahías naturales, zonas muy poco profundas o el entorno de espigones y puertos deportivos. En este sentido, el mapa de densidad refleja sus principales núcleos poblacionales en la cubeta sur y oeste de la laguna (Fig. 4.18), así como en las inmediaciones del Club Náutico de Lo Pagán (Playa de Villananitos) y de las salinas des San Pedro del Pinatar. Cabe resaltar, que sus poblaciones de *A. Iberus* ubicadas en la cubeta sur de la laguna se encuentran asociadas a poblaciones relictas en pequeños criptohumedales asociados a la orilla litoral.

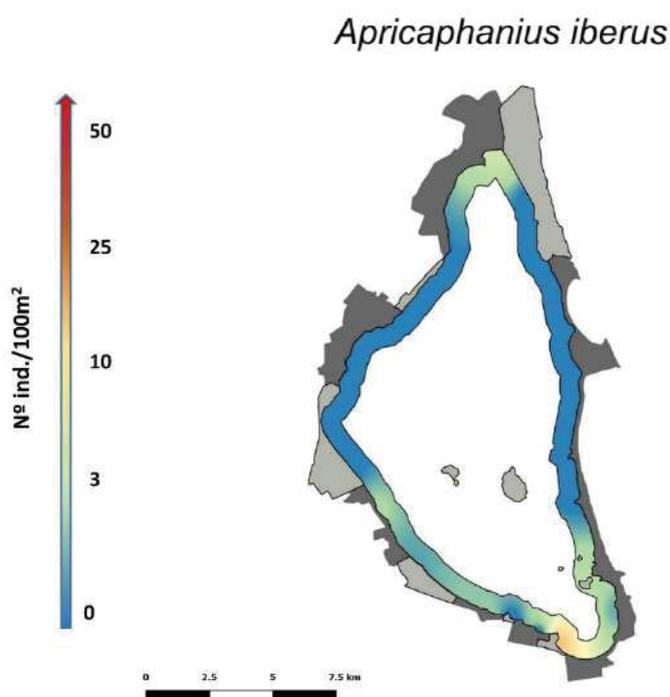


Figura 4.18. Mapa de densidad de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

Apricaphanius iberus inicia su actividad reproductiva en las áreas someras en los meses de primavera, promoviendo la aparición en las estaciones de verano de una estructura de tallas bimodal, representada por la presencia de una cohorte juvenil (0+) y una cohorte adulta reproductora (Fig. 4.19). Resaltan los cambios observados en la estructura de tallas en otoño de 2019 y 2021, donde

la concentración de especies bentónicas en las áreas someras desencadenada por las situaciones de anoxia en el centro de la laguna pudo ejercer una elevada presión sobre los individuos de menor tamaño, desapareciendo por completo dicha cohorte. Por otro lado, las bajas capturas de la especie durante 2023 dificultan la comprensión de la estructura de tallas real de sus poblaciones. En cualquier caso, las variaciones observadas podrían estar sujetos a factores como la densodependencia de la especie y/o a variaciones en el hábitat, dificultando aún más el análisis de su estructura poblacional.

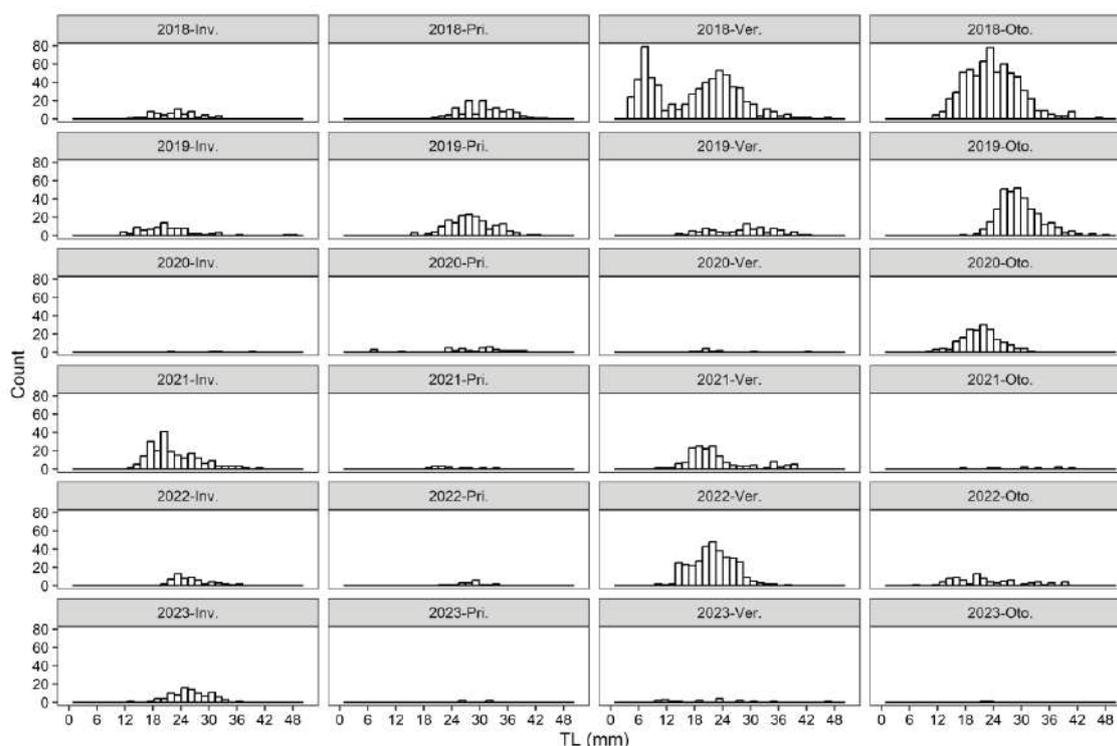


Figura 4.19. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

La situación poblacional de esta especie catalogada en peligro de extinción a nivel mundial se ha agravado en los últimos años en las áreas someras de la laguna. La presencia *A. iberus* en el Mar Menor ha mostrado una tendencia negativa mantenida en el tiempo, disminuyendo en la actualidad su frecuencia de aparición a la mitad respecto a la registrada en el periodo de referencia de 2002-2004 (Fig. 4.20). Además, los datos resultan aún más alarmantes si tenemos en cuenta la tendencia de su frecuencia de aparición a nivel de localidad en las zonas con categoría de confinamiento 2 y 3, donde en los últimos años la

especie es detectada en la mitad de localidades en las que aparecía anteriormente (Fig. 4.21).

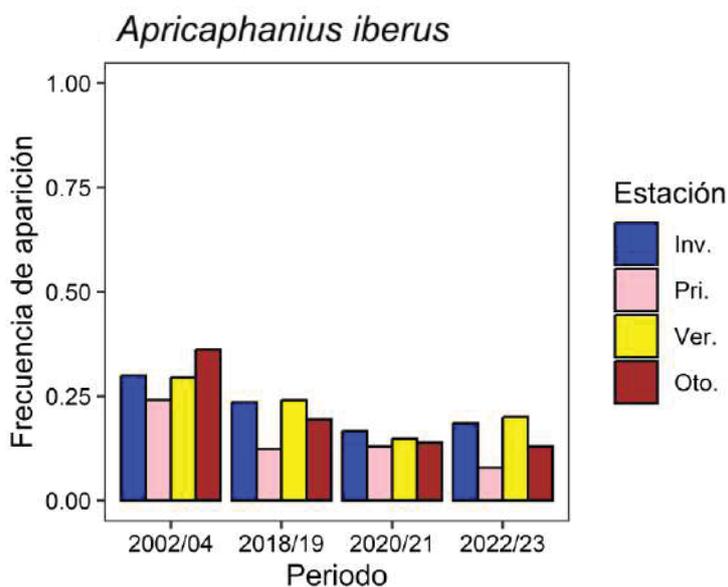


Figura 4.20. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor.

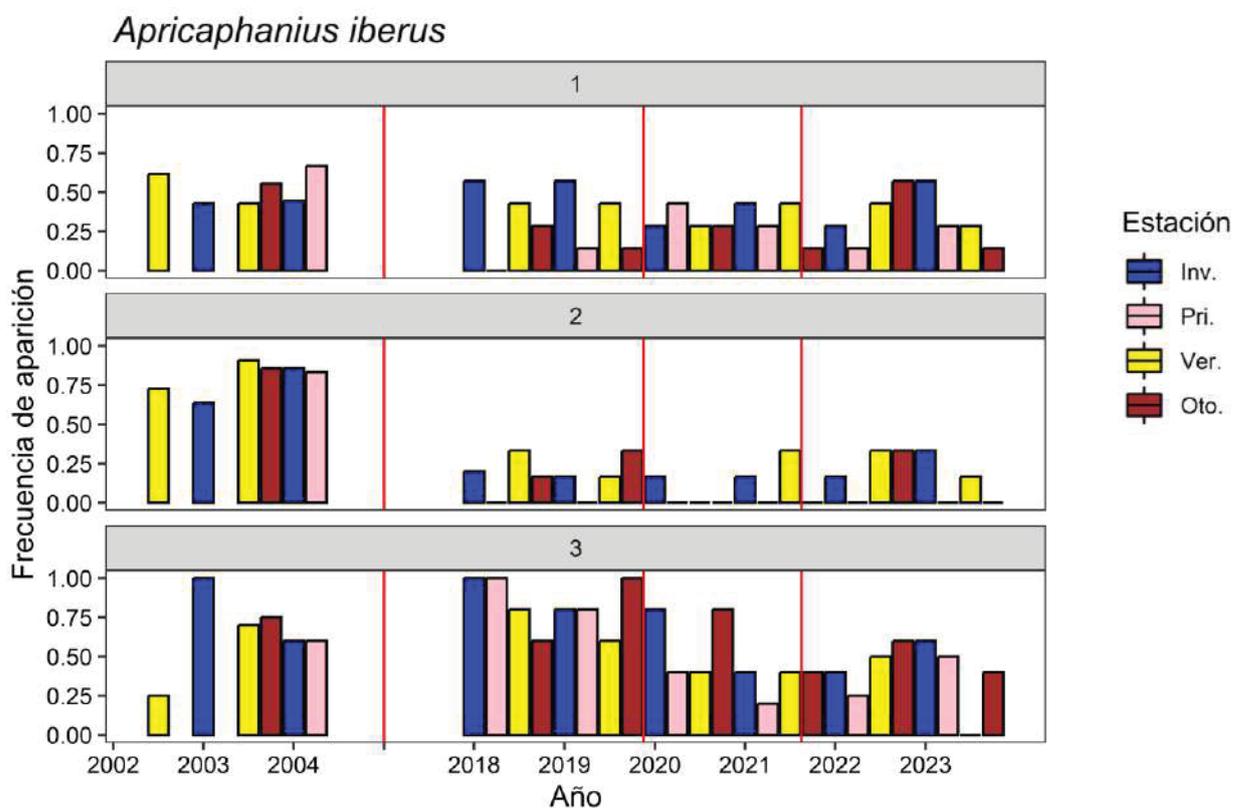


Figura 4.21. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por localidad y nivel de confinamiento de *A. iberus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan



las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

La abundancia de *A. iberus* mostró cambios significativos asociados a la estación, el periodo y el confinamiento, así como a la interacción de estos dos últimos factores (Fig. 4.22). **El análisis de la evolución temporal de la abundancia muestra una marcada disminución de la especie en el periodo sometido a mortandades (2020-2021), cuyos valores se han mantenido en la actualidad.** Este declive se ve principalmente asociado a la desaparición de la especie en la cubeta sur de la laguna, donde los fenómenos de hipoxia y mortandades tuvieron especial incidencia, siendo registrados estos hechos en localidades de muestreo como la Playa del Arsenal y la Bahía de las Palmeras-Isla del Ciervo. Paralelamente a estos sucesos, el incremento en abundancia de otras especies bentónicas y zoobentívoras de mayor tamaño en las áreas someras fruto de la búsqueda de zonas oxigenadas, podría haber incidido negativamente por competencia y depredación de huevos y alevines sobre esta especie, especialmente sensible a dichas interacciones. La situación actual de la especie en las zonas someras realza aún más la importancia de mantener los humedales periféricos de la laguna para preservar las poblaciones de la especie en el medio-largo plazo. A pesar de su intermitente conexión con la laguna, estos enclaves mantienen cierto grado de aislamiento, reduciendo así el impacto sobre sus poblaciones de las crisis eutróficas que puedan acontecer. Además, estos humedales no reúnen los requerimientos de hábitats mínimos para poder ser colonizados por especies bentónicas de mayor tamaño procedentes del fondo lagunar, garantizando así la conservación de este ciprinodóntido amenazado en el entorno del Mar Menor.

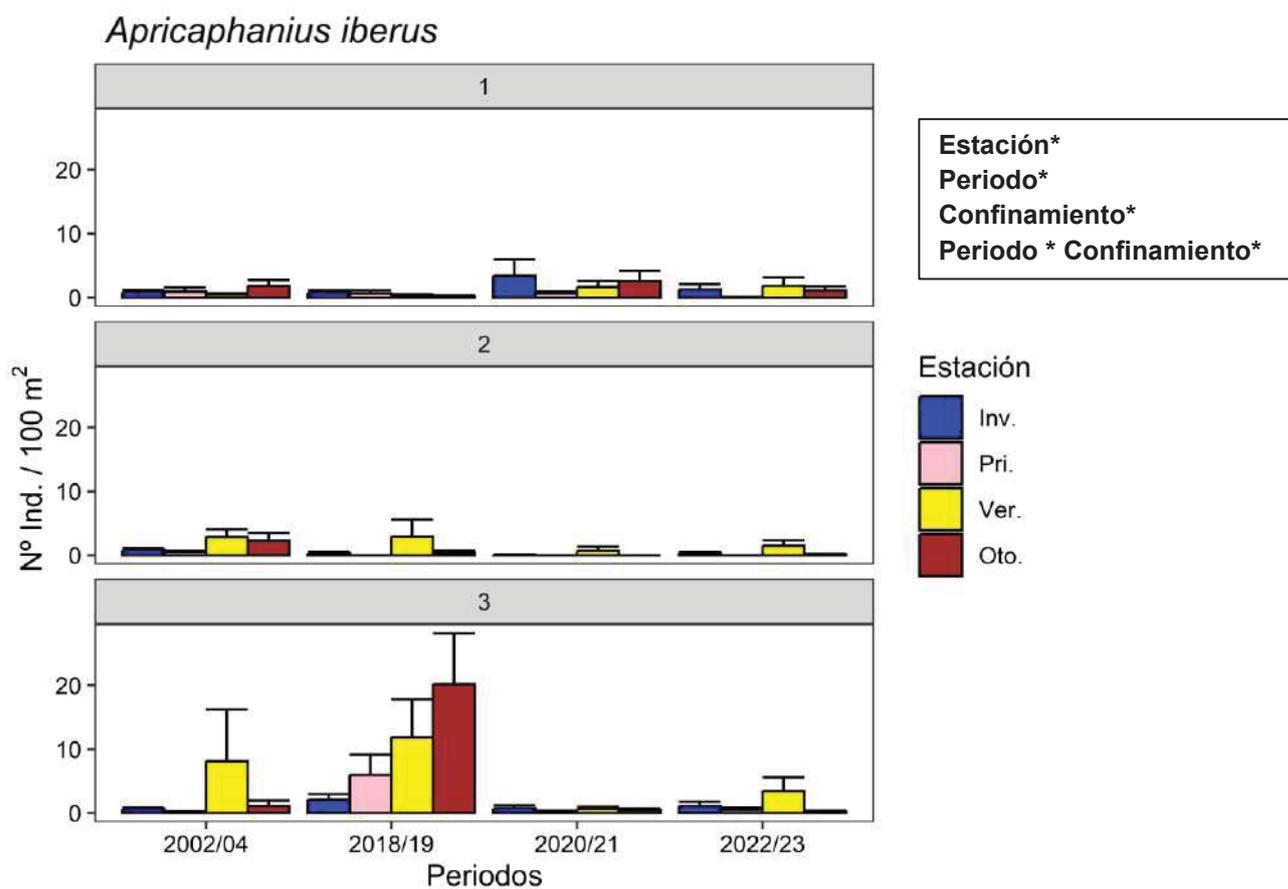


Figura 4.22. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Apricaphanius iberus* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

Engraulis encrasicolus (Boquerón)

El boquerón (*Engraulis encrasicolus*) es una especie de pez pelágico perteneciente a la Familia Engraulidae que conforma grandes agregaciones en el medio marino y oceánico. Es una especie eurihalina, lo que le permite colonizar estuarios y lagunas costeras, especialmente en los meses de primavera y verano, cuando tiene lugar su periodo reproductivo (Whitehead et al., 1988). Su reproducción es continua y múltiple, liberando los huevos directamente al agua, donde flotan y se dispersan por las corrientes hasta su eclosión. La madurez sexual se alcanza al año de vida, con una talla media de 10 cm. La longevidad máxima es de 4 años, aunque la mayoría de los individuos no supera los 2 años. El boquerón es una especie planctívora, que se alimenta principalmente de copépodos, cladóceros, eufausiáceos y larvas de peces. Su actividad alimentaria es diurna y está relacionada con la disponibilidad de alimento y la temperatura del agua. Debido a su dieta planctívora, esta especie se ve atraída por la alta concentración de nutrientes y materia orgánica que se produce en las desembocaduras de ríos y ramblas tras episodios de lluvias torrenciales, que favorecen el desarrollo del fitoplancton y el zooplancton. Estos eventos hidrológicos también provocan una disminución de la salinidad y una subida del nivel del agua, lo que facilita la entrada de los boquerones en las lagunas costeras. En el caso del Mar Menor, se han registrado irrupciones masivas de boquerones en los últimos años, debido al elevado aporte de agua dulce procedente del excedente de regadío, la subida del nivel freático y las lluvias torrenciales. Estas irrupciones han coincidido con la presencia de *Sardinella aurita*, otra especie planctívora de la Familia Clupeidae, pero con densidades mucho menores en la laguna.

Las irregulares irrupciones de esta especie en el Mar Menor se concentran en las áreas someras ubicadas en las cubetas oeste y sur (Fig. 4.23), principalmente en las proximidades de humedales naturales y ramblas que aportan agua tanto de forma superficial como a través del freático. Si bien es cierto que los ejemplares detectados en las áreas someras se corresponden con ejemplares adultos, el análisis de tallas de la especie registra de forma ocasional la presencia de una cohorte juvenil, como así reflejan los datos registrados en otoño de 2021 (Fig. 4.24).

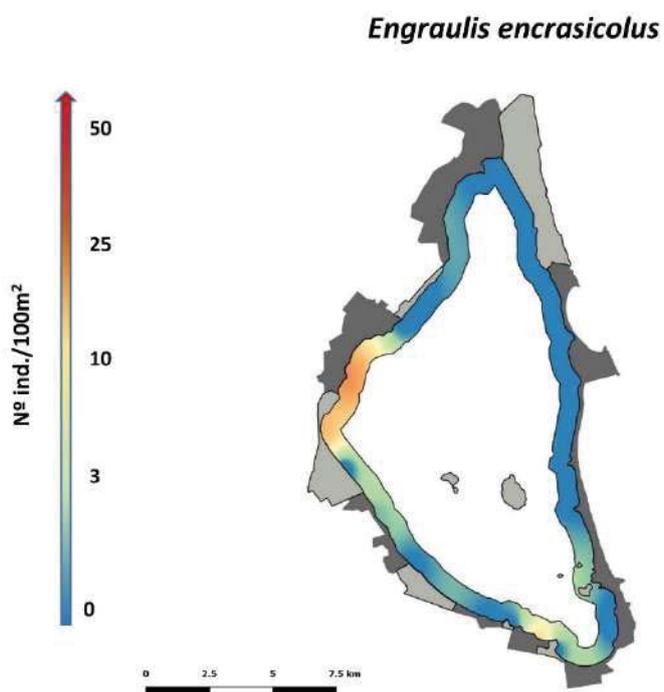


Figura 4.23. Mapa de densidad de *Engraulis encrasicolus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

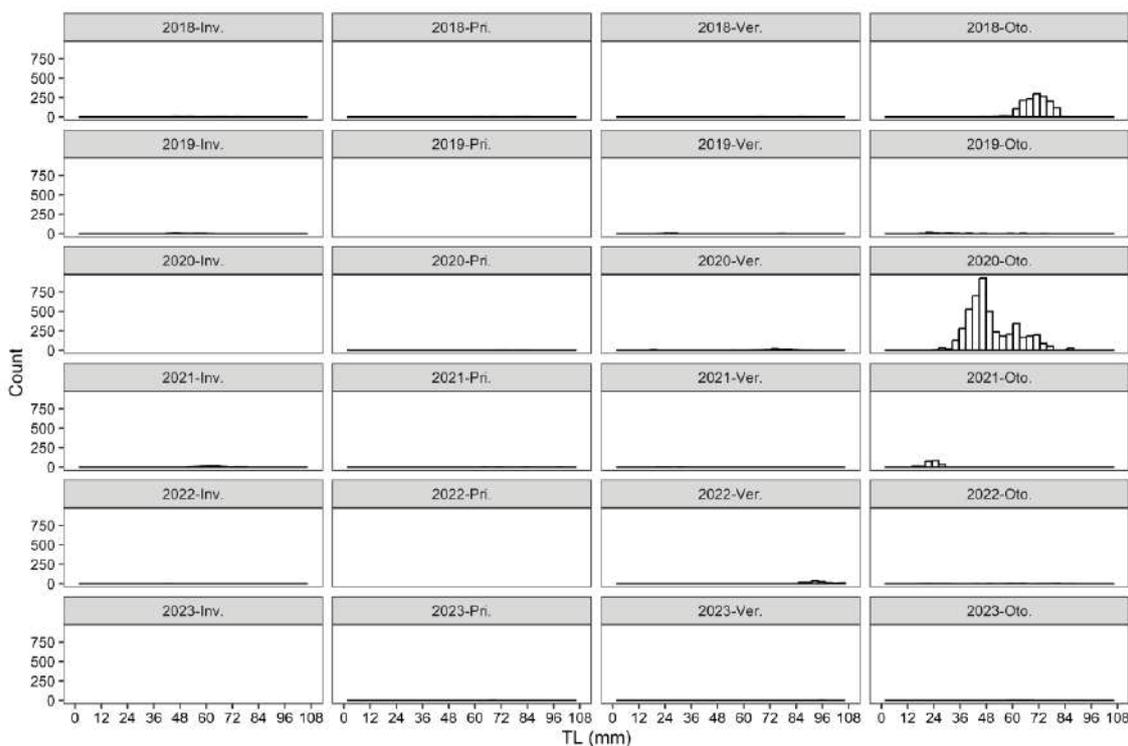


Figura 4.24. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Engraulis encrasicolus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

El análisis temporal de la frecuencia de aparición de la especie en las áreas someras refleja cambios a nivel de periodo. Esta especie planctívora ha registrado sus valores más elevados durante los periodos eutróficos de 2018-2019 y 2020-2021, coincidiendo éstos con importantes eventos de floración de fitoplancton en la laguna (Fig. 4.25). Cabe destacar que, dentro de estos periodos, las estaciones que contaron con mayor número de registros fueron los veranos y otoños, momento del año en el que las altas temperaturas favorecen la proliferación y explosión del alimento de esta especie. En la actualidad, y haciendo referencia al periodo más reciente (2022-2023), su presencia se ha reducido notoriamente.

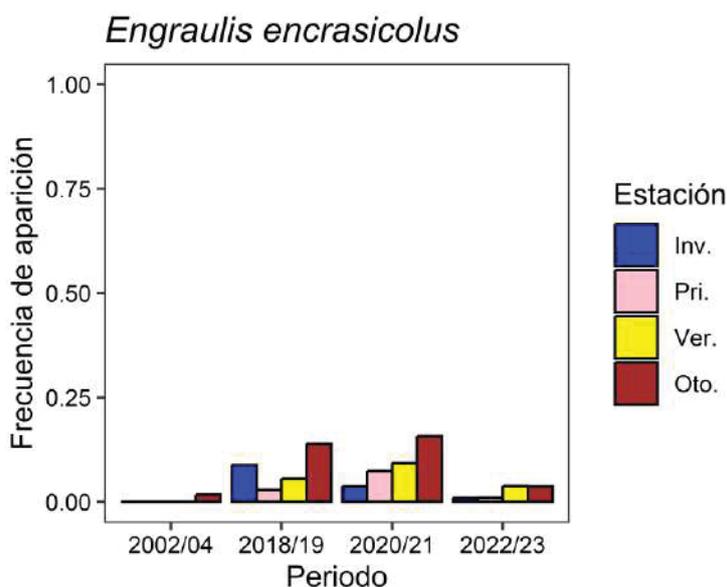


Figura 4.25. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Engraulis encrasicolus* en las áreas someras del Mar Menor.

El análisis temporal de cambios en la abundancia de *E. encrasicolus* en la zona de estudio reflejó diferencias significativas asociadas a la estación y confinamiento. La figura 4.26 muestra claramente el incremento de las irrupciones durante la estación otoñal en las localidades que mantienen cierto grado de confinamiento (confinamientos 2 y 3) (Fig. 4.26). Cabe destacar las elevadas densidades que de forma puntual muestra esta especie gregaria en las áreas someras, llegando a detectar densidades promedio que superan los 50 individuos por cada 100m² alcanzado, en ocasiones, capturas por arrastre de más de dos mil individuos. Reforzando lo observado en el análisis de la frecuencia de aparición, los picos de capturas tuvieron lugar en los periodos más eutróficos y pluviométricos de la serie temporal analizada (2018-2019 y 2020-2021), hecho que pone de manifiesto su atracción por las entradas de agua dulce y nutrientes. Resulta interesante destacar el papel que las poblaciones de esta especie podrían desempeñar como bioregulador de las explosiones de fitoplancton en el Mar Menor.

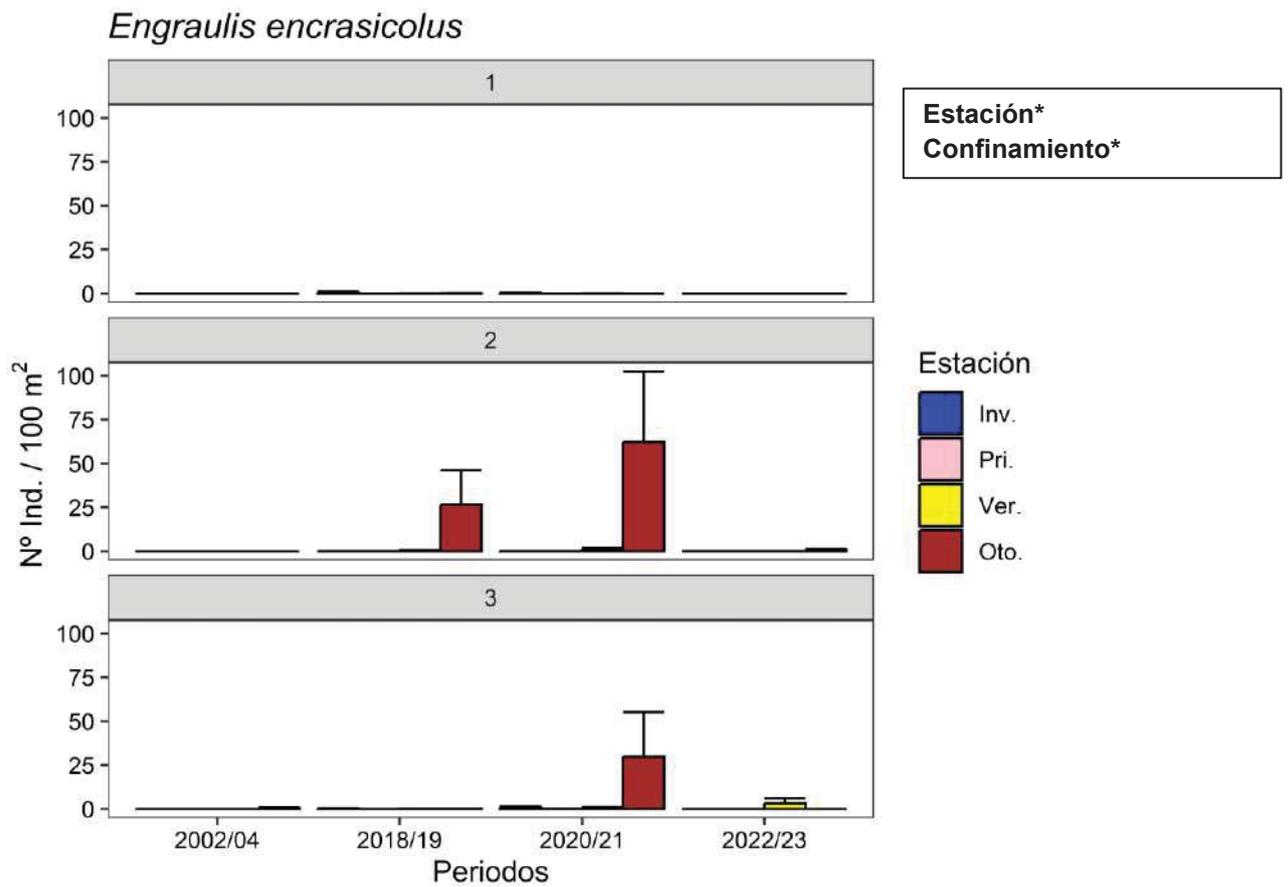


Figura 4.26. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Engraulis encrasicolus* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

Gobius cobitis (Gobio de roca)

El gobio de roca (*Gobius cobitis*) es una especie de pez marino perteneciente a la Familia Gobiidae, que se caracteriza por tener una boca grande y protractil, adaptada para capturar presas de tamaño considerable. Es uno de los gobios de mayor tamaño, pudiendo alcanzar los 27 cm de longitud total. Habita en zonas costeras poco profundas, con fondos rocosos, aunque puede ocupar charcas o humedales salobres próximos a la línea de costa, donde tolera marcadas variaciones de salinidad y temperatura (Maugé, 1986). Su presencia en las áreas someras del Mar Menor se asocia a sustratos duros o pedregosos, siendo frecuente su observación en el entorno de los cimientos de puertos deportivos o espigones (Verdiell-Cubedo et al. 2007). Se trata de una especie territorial y cuidadora, que adhiere sus huevos a piedras o restos de conchas de bivalvos u otros moluscos, formando nidos que defiende frente a posibles depredadores o competidores. Se alimenta principalmente de crustáceos y poliquetos, aunque en ocasiones puede hacerlo de algas verdes o larvas y juveniles de otros peces (Miller, 1986). Dado su elevado tamaño y territorialidad, puede ejercer una elevada presión de competencia sobre otras especies bentónicas residentes típicas de las orillas del Mar Menor (Verdiell-Cubedo et al. 2007), como el zorro de arena (*Pomatoschistus marmoratus*).

Esta especie se encuentra ampliamente distribuida en las áreas someras de la laguna, aunque su reducida abundancia dificulta observar este detalle en la figura 4.27. No obstante, la especie aparece mayoritariamente en playas con cierta heterogeneidad de sustrato y elevada granulometría, como el entorno de la playa de la Hita. Respecto al estudio de su estructura de edades o tallas (Fig. 4.28), el reducido número de capturas dificulta en gran medida una cómoda y sólida interpretación. No obstante, la población de esta especie en las áreas someras parece estar compuesta mayoritariamente por ejemplares superiores a 40mm de longitud total (TL). A pesar de ello, se aprecia un leve asentamiento de ejemplares juveniles de menor tamaño en las estaciones de primavera.

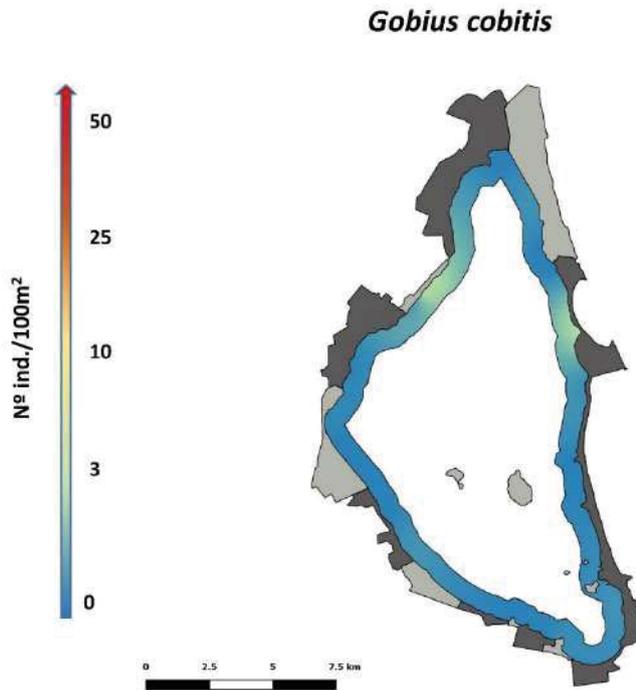


Figura 4.27. Mapa de densidad de *Gobius cobitis* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

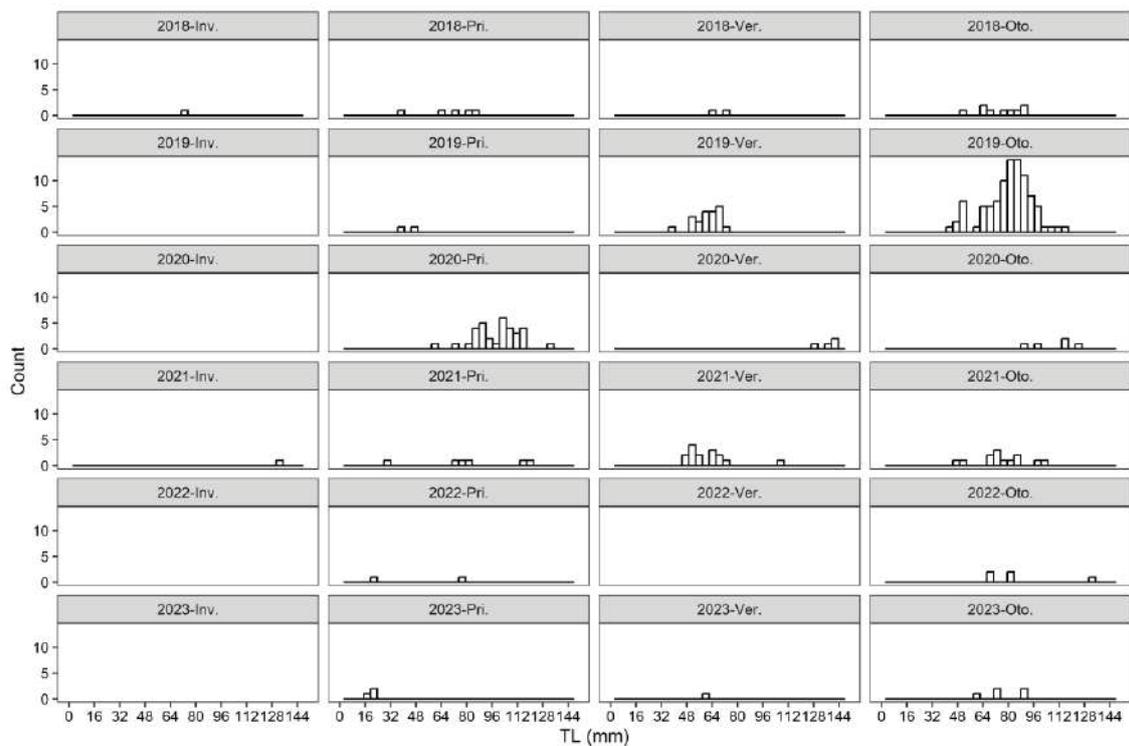


Figura 4.28. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Gobius cobitis* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.



En las áreas someras del Mar Menor la frecuencia de aparición de *Gobius cobitis* muestra una marcada estacionalidad (Fig. 4.29), siendo en términos generales más frecuente su presencia en las campañas de muestreo de verano y otoño, y más putual su ocurrencia durante el invierno y primavera. El análisis a nivel de periodos de estudio refleja una disminuciónn constante desde los primeros datos de referencia obtenidos en 2002-2004, mostrando los valores más bajos en la actualidad. Cabe resaltar que su reducción en las áreas someras fue especialmente patente en el periodo de estudio 2022-2023, coincidiendo con el periodo posterior a los eventos de mortandad.

Respecto al análisis temporal de la abundancia de *G. cobitis*, se observó significancia estadística en todos los factores evaluados (estación, periodo, confinamiento y en la interacción de periodo y confinamiento) (Fig. 4.30). La especie mostraba abundancias más altas de manera general en el periodo de referencia (2002-2004), principalmente en las zonas menos confinadas de la laguna (confinamiento 1). Es precisamente en las localidades de la cubeta norte donde la especie ha perdido la mayor parte de su población. En en resto de localidades más confinadas, si bien la especie ha disminuido su abundancia, los cambios no han sido tan drásticos. Posiblemente, la afección directa por las mortandades, sumada a la pérdida de idoneidad de su hábitat de reproducción, ha tenido una repercursión sobre las poblaciones de esta especie y de otros góbidos. Su declive en las áreas someras también podría estar asociado a la disminución de la disponibilidad de conchas y rocas en el fondo que son utilizadas por la especie para realizar las puestas de huevos. Esto sucede como consecuencia del incremento de la porción de fango en el sustrato, asociada al proceso de descomposición de restos vegetales por la mortandad de las praderas marinas del fondo lagunar.

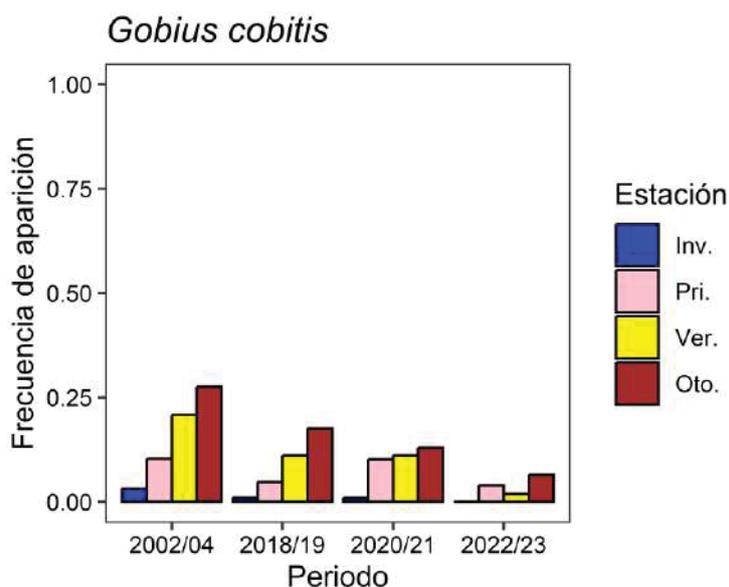


Figura 4.29. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Gobius cobitis* en las áreas someras del Mar Menor.

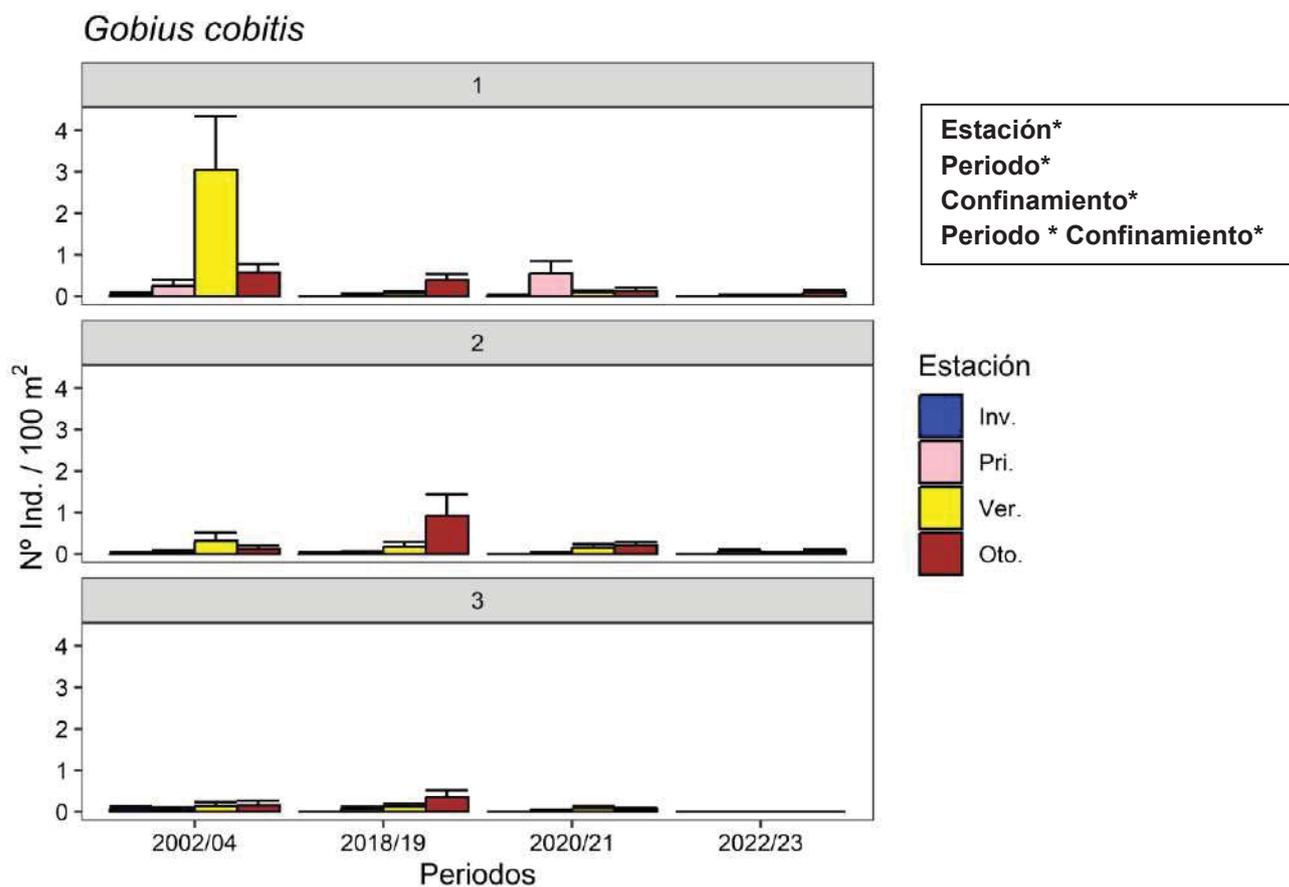




Figura 4.30. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Gobius cobitis* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

Gobius niger (Gobio negro; Chaparrudo)

El *Gobius niger* es una especie perteneciente a la Familia Gobiidae, ampliamente distribuida por el Atlántico oriental, el Mar Mediterráneo y el Mar Negro. Se trata de una especie eurihalina y euritérmica, capaz de tolerar amplios rangos de salinidad y temperatura, lo que le permite colonizar diversos ambientes acuáticos, desde lagunas litorales hasta zonas profundas del talud continental (Miller, 1986). Selecciona hábitats de fondos blandos con presencia de arena o limo, donde puede excavar madrigueras o refugiarse entre la vegetación o restos orgánicos. En el Mar Menor se encuentra principalmente asociado a playas con cierta heterogeneidad de sustrato y con elevada granulometría, estando también presente en fondos tapizados por praderas marinas. Al igual que la mayoría de góbidos, se caracteriza por su alta territorialidad, defendiendo aquellas zonas con alta densidad de rocas y conchas donde poder esconderse o sobre las que adherir sus huevos. La reproducción de esta especie se inicia a principios de primavera con la subida de las temperaturas, y se prolonga hasta finales de verano, con un pico máximo en junio (Miller, 1986). Su alimentación se basa fundamentalmente en invertebrados bentónicos, como poliquetos, crustáceos, moluscos y equinodermos, aunque también pueden consumir peces de pequeña talla, especialmente alevines de otras especies.

La distribución de esta especie en las áreas someras del Mar Menor se encuentra principalmente asociada a praderas marinas de fanerógamas, mostrando por ello sus mayores densidades en el entorno de la Playa de la Hita, en el sur de la laguna en las inmediaciones del humedal de Lo Poyo y Los Nietos, y en algunas zonas vegetadas de la cobeta este (Fig. 4.31). Sin embargo, hemos de tener en cuenta que gran parte de las capturas registradas tuvieron lugar en periodos sometidos a mortandades, por lo que el mapa relativo a su distribución podría estar influenciado por un desplazamiento forzado hacia los orillas de sus poblaciones durante los fenómenos de hipoxia, sin estar estrictamente sujeto a una específica selección de hábitats o de áreas someras. Igualmente, el estudio de la estructura de tallas de *G. niger* debe realizarse con precaución, ya que su abundancia y distribución de tallas en las áreas someras puede estar condicionada por el estado crítico de la laguna en los últimos años. En cualquier caso, el asentamiento de las cohortes juveniles (0+) parece tener lugar durante la estación de verano (Fig. 4.32), mostrando la estructura de tallas de la población una distribución más normal durante las estaciones de otoño.

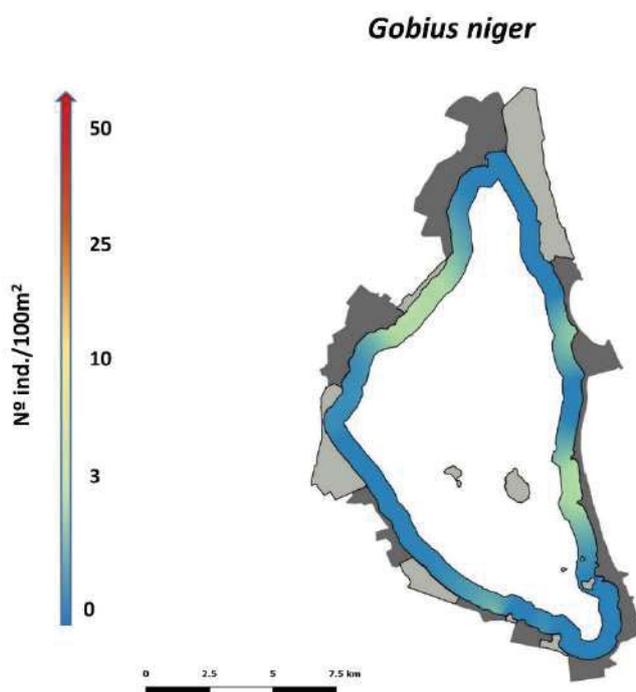


Figura 4.31. Mapa de densidad de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

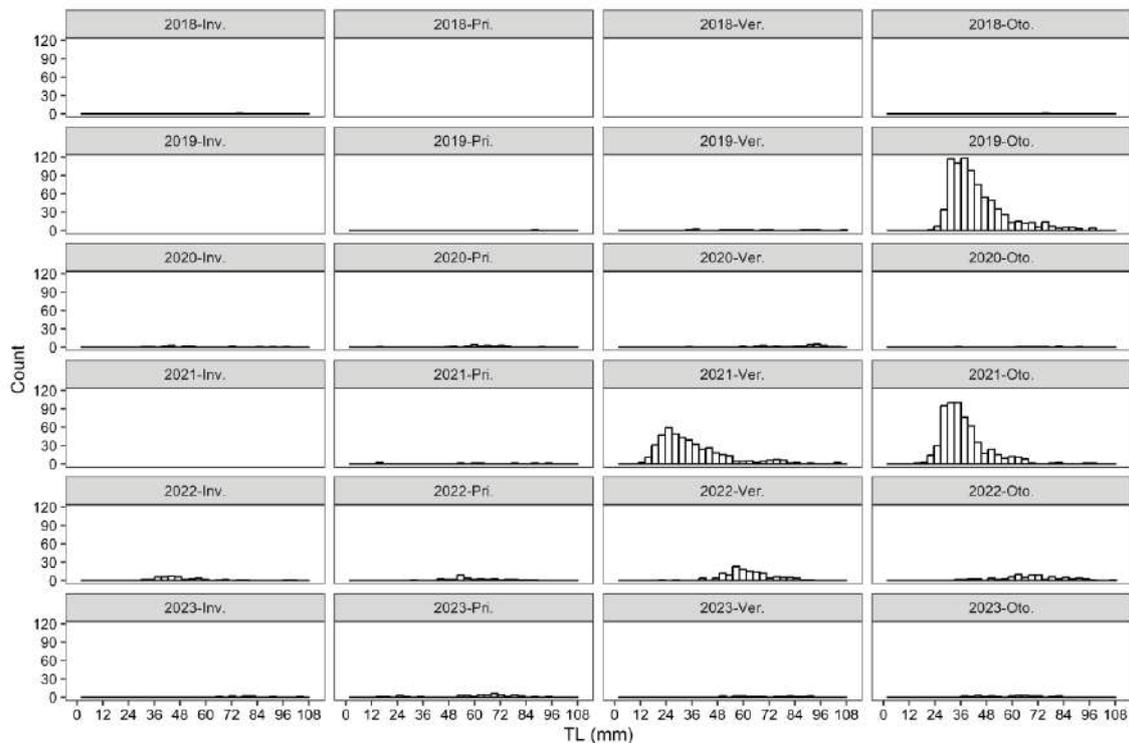


Figura 4.32. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

La visión temporal de la frecuencia de aparición de esta especie en las áreas someras del Mar Menor ha estado sujeta a marcadas fluctuaciones entre los diferentes periodos de estudio (Fig. 4.33). Los datos de referencia del periodo 2002-2004 reflejan una alta presencia de la especie en las estaciones de primavera y otoño, apareciendo en el 50% de los arrastres realizados. Posteriormente, en los muestreos realizados en el periodo 2018-2019 su frecuencia de aparición había disminuido hasta valores mínimos inferiores al 10%, a excepción del periodo otoñal, cuando la especie vuelve a mostrar valores similares al periodo de referencia. Este hecho se asocia al otoño de 2019, cuando la especie mostró un efecto refugio en las áreas someras previo a las mortandades que tuvieron lugar semanas más tarde. Desde dicho momento, los valores de presencia en las áreas someras se han mantenido hasta la actualidad, pudiendo ello reflejar cierto asentamiento de la especie en las áreas someras.

El estudio de la evolución temporal de la abundancia de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor señalan a la estación, periodo y confinamiento como los factores promotores de cambios en su tamaño poblacional (Fig. 4.34). La especie alcanza sus mayores densidades en las áreas someras durante las

estaciones más calurosas del año, principalmente en las estaciones de verano y otoño, abandonando las áreas someras durante la estación invernal en la que la temperatura del agua disminuye considerablemente. En consonancia con lo observado en el estudio de su frecuencia de aparición, la especie muestra picos de abundancia durante el periodo sometido a eventos de mortandad, estando ello asociado a un marcado efecto refugio ante las condiciones hipóxicas de las zonas más profundas. Sin embargo, en el periodo más reciente (2022-2023) la especie disminuye por igual en todo el perímetro de la laguna, como así refleja la ausencia de interacción significativa entre los factores periodo y confinamiento. Este hecho podría indicar un cese del deterioro de las zonas profundas y un repliegue de sus poblaciones hacia éstos hábitats de mayor idoneidad para la especie.

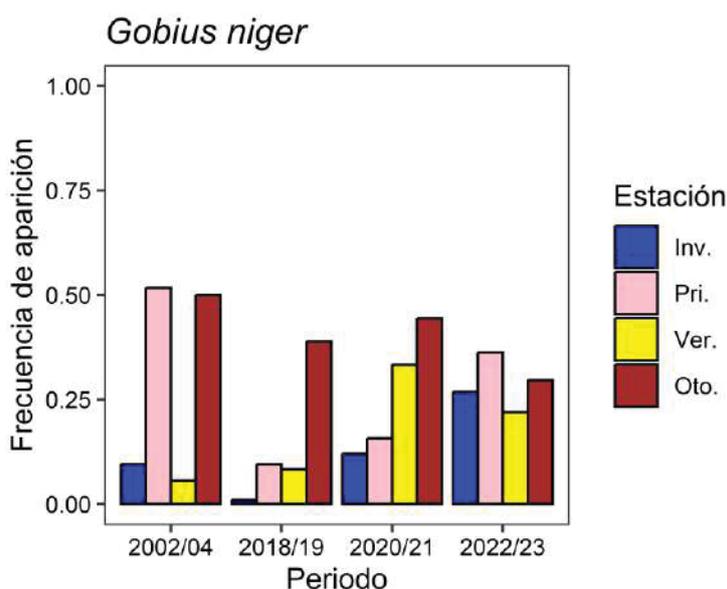


Figura 4.33. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor.

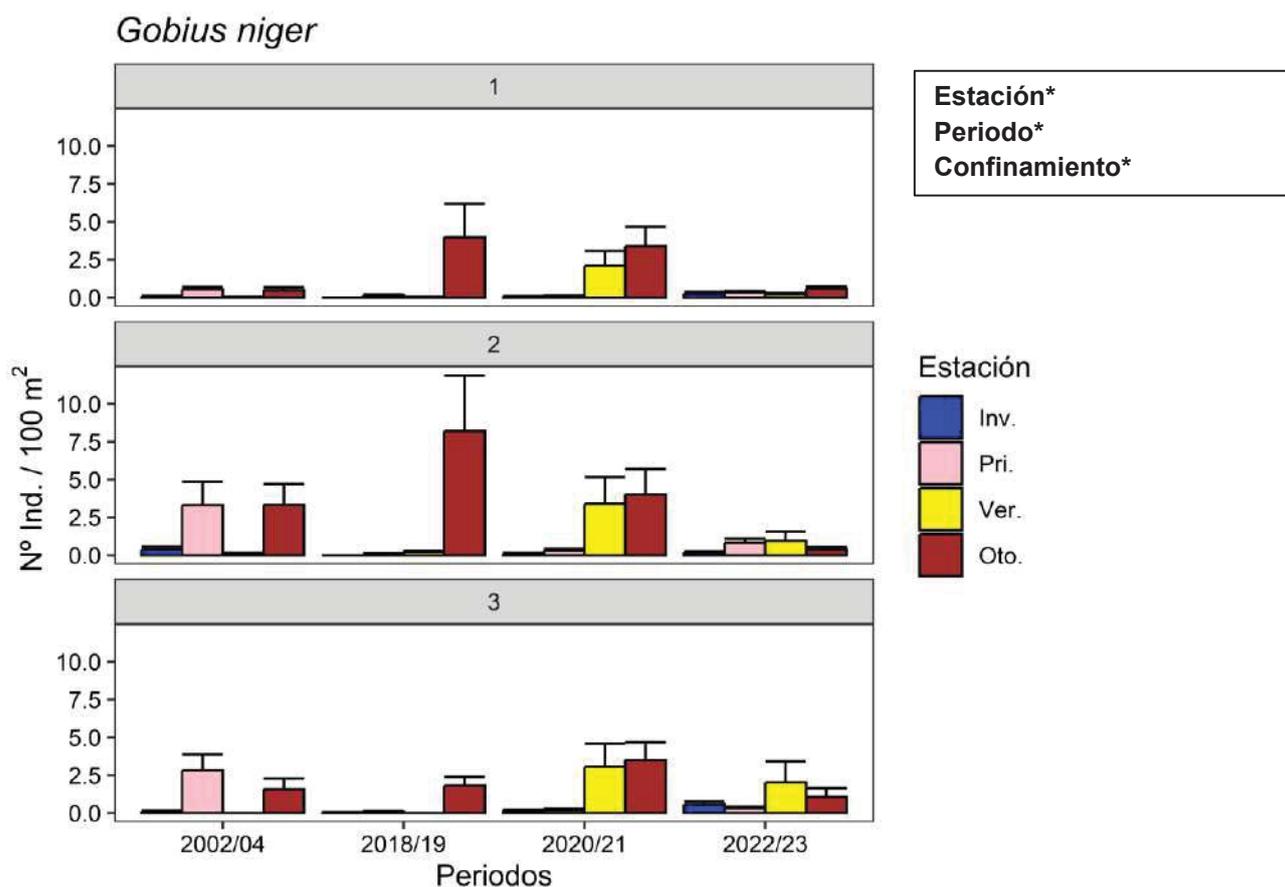


Figura 4.34. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Gobius niger* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Pomatoschistus marmoratus (Zorrita, Gobio de arena)

Pomatoschistus marmoratus es una especie bentónica perteneciente a la Familia Gobiidae. Se trata de una especie eurihalina y zoobentívora, que se alimenta principalmente de pequeños invertebrados bentónicos, como poliquetos, crustáceos y moluscos. Su hábitat preferente son los fondos arenosos de zonas someras, en los que alcanza un alto mimetismo. En el Mar Menor es una especie residente y selecciona las zonas poco profundas. Este gobio de arena muestra diferentes ciclos de vida en los ambientes de transición que habita, pudiendo desarrollar dos picos reproductivos a lo largo del mismo año, con ejemplares nacidos en el primero capaces de reproducirse en el segundo (Koutrakis et al. 2009; Fouda et al 1993; Mazzoldi & Rasotto 2001). En las áreas someras del Mar Menor, estudios previos describen el reclutamiento de nuevos alevines en la estación de verano. Cabe destacar también que se trata de una especie con un ciclo de vida corto (< 2 años) (Mazzoldi & Rasotto 2001) y muy sensible a la competencia con otras especies bentónicas de mayor tamaño (Verdiell-Cubedo et al. 2007).

Este góbido se encuentra ampliamente distribuido en la laguna, estando presente en el total de localidades de muestreo que conforman la red de monitoreo (Fig. 4.35). No obstante, muestra sus mayores densidades en las playas arenosas con reducida cobertura vegetal o totalmente desprovistas de praderas marinas. En este sentido, destacan las localidades naturales del entorno de la Marina del Carmolí y las playas de la cubeta este (La Manga), así como las áreas someras próximas a Los Nietos.

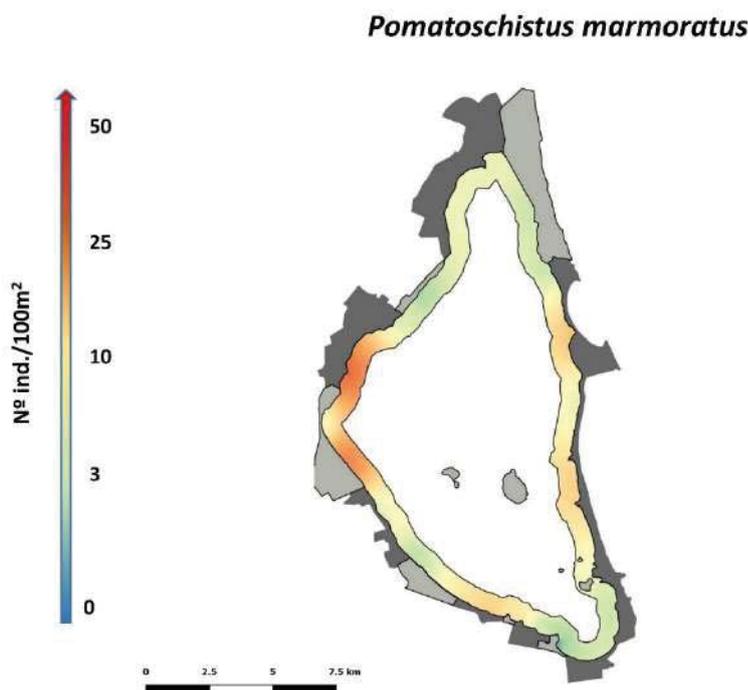


Figura 4.35. Mapa de densidad de *Pomatoschistus marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

El análisis de la distribución de tallas de *P. marmoratus* debe ser interpretado con cautela, puesto que biológicamente es una especie susceptible de adoptar estrategias reproductivas alternativas para hacer frente a situaciones de estrés ambiental como la que sufre el Mar Menor. En términos generales, se observa un patrón común en las estaciones otoñales (Fig. 4.36), siendo mayoritariamente representada su población por ejemplares de tallas superiores a 24mm. Aunque Verdiell-Cubedo et al. (2008) describieron el reclutamiento de los juveniles de la especie en la estación de verano, esta serie temporal larga y robusta permite concluir que las fechas de dicho reclutamiento fluctúan interanualmente, si bien tienden a centrarse en las estaciones de invierno, primavera y/o verano. Por otro lado, destaca la elevada representatividad de ejemplares de pequeña talla en el periodo previo a los eventos de mortandad de 2021. Una situación similar, aunque en menor orden de magnitud, parece observarse en primavera de 2023. Estos hechos incitan a plantear un posible *boom* reproductivo como estrategia de la especie para hacer frente a la reiterada presión ambiental sufrida.

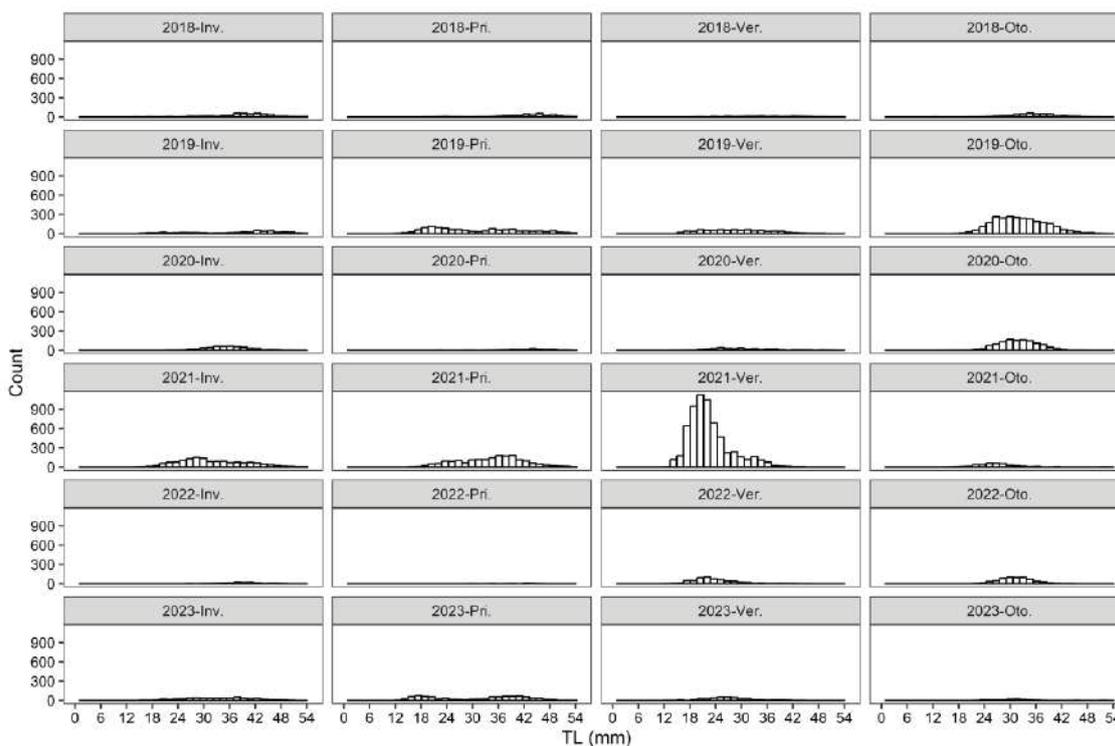


Figura 4.36. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Pomatoschistus marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

La presencia de *Pomatoschistus marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor se ha visto reducida respecto a los valores del periodo de referencia (2002-2004), cuando su frecuencia de aparición en los muestreos era próxima al 90% en cualquiera de las estaciones (Fig. 4.37). La disminución de su presencia en las áreas someras ha sido un fenómeno progresivo, apareciendo en el último periodo en menos del 50% de los arrastres realizados. Sin embargo, desde el inicio del seguimiento, tras los primeros episodios de eutrofia, su ocurrencia describe variaciones estacionales e interanuales más marcadas, llegando a alcanzar mínimos próximos al 30% de frecuencia de aparición (primavera de 2022). Cabe destacar que de forma previa a los eventos de mortandad la especie incrementa su presencia en los muestreos, disminuyendo posteriormente de forma notable tras estos momentos de crisis. Esto refleja una expansión demográfica previa al cúlmén de las situaciones hipóxicas, que desencadenan la muerte de gran parte de la población y la consecuente reducción en su frecuencia de aparición.

El análisis temporal de la abundancia de *P. marmoratus* reflejó como factores significativos a la estación, el periodo y la interacción entre periodo y confinamiento. (Fig. 4.38). Por lo general, la especie muestra en las áreas

someras sus mayores densidades durante las estaciones más cálidas, primavera, verano y otoño. En la evolución temporal de su población destaca cómo las localidades con nivel de confinamiento 2, principalmente ubicadas en la cubeta oeste, reflejan un incremento en la abundancia de la especie previo a la mortandad de verano de 2021, más marcado que en el resto de localidades de muestreo. Esto podría deberse a un incremento del esfuerzo reproductor derivado de su plasticidad reproductiva durante las situaciones críticas. Otra opción posible es que estuviese relacionado con un movimiento de ejemplares desde el centro de la laguna a las áreas someras en busca de oxígeno, o a la suma o efecto sinérgico de ambas hipótesis. En cualquier caso, esta especie protegida a nivel regional (Robledano et al. 2006) y típica de las áreas someras del Mar Menor, se ha visto gravemente afectada por las mortandades, así como por los cambios en la estructura de la comunidad desencadenados, mostrando una tendencia negativa constante hasta alcanzar una **situación crítica en la actualidad**. Cabe destacar también que la dinámica poblacional de esta especie podría estar asociada a cambios en el hábitat, como la pérdida de superficie efectiva de puesta (principalmente conchas) derivada de la acumulación de fango, así como el incremento de la vegetación de las zonas poco profundas dada la mayor disponibilidad de nutrientes.

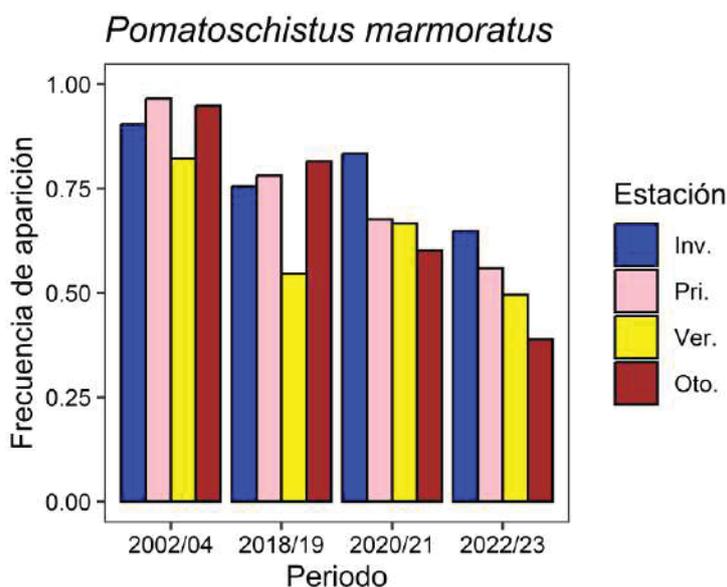


Figura 4.37. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Pomatoschistus marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor.

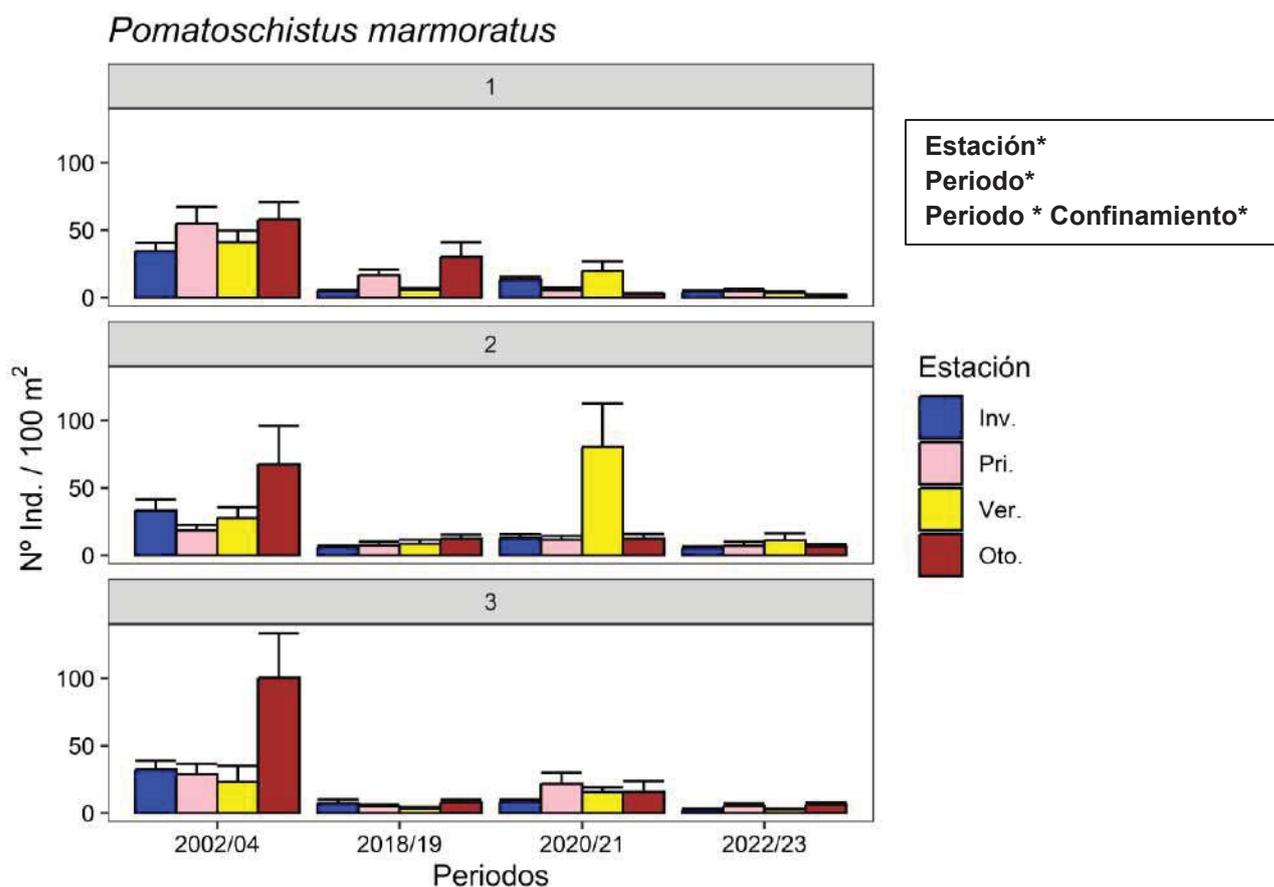


Figura 4.38. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Pomatoschistus marmoratus* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Symphodus cinereus (Tordo; Bodión)

Esta especie pertenece a la Familia Labridae y habita en zonas costeras de aguas templadas y salobres. Se caracteriza por ser una especie bentónica que frecuenta fondos rocosos y arenosos con vegetación y materia orgánica. Su distribución batimétrica abarca desde los 5 hasta los 20 metros de profundidad, aunque puede encontrarse ocasionalmente en aguas más someras o profundas (Quignard & Pras, 1986). En las áreas someras del Mar Menor *Symphodus cinereus* no ha sido una especie abundante ni representativa, sino más bien esporádica y ocasional. Sin embargo, en los últimos años se ha observado un aumento de su presencia, especialmente en las áreas donde hay praderas marinas, principalmente de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*. Esta vegetación acuática proporciona refugio, alimento y sustrato para la reproducción de esta especie (Bauchot, 1987). *S. cinereus* presenta un comportamiento social y reproductivo complejo, que incluye la formación de grupos, la construcción de nidos con restos vegetales y la protección de la puesta por parte del macho. Su dieta se compone principalmente de invertebrados bentónicos, como moluscos, crustáceos y poliquetos, aunque también puede alimentarse de huevos y juveniles de otras especies de peces (Bauchot, 1987).

El análisis de su distribución en el perímetro de la laguna muestra una amplia presencia en las áreas someras del Mar Menor (Fig. 4.39). La especie se distribuye principalmente por las localidades vegetadas de la Manga y por el entorno del humedal de Lo Poyo. Por el contrario, los valores más bajos de densidad se obtienen en las proximidades de la rambla del Albuñón, de la marina del Carmolí y de Los Alcázares.

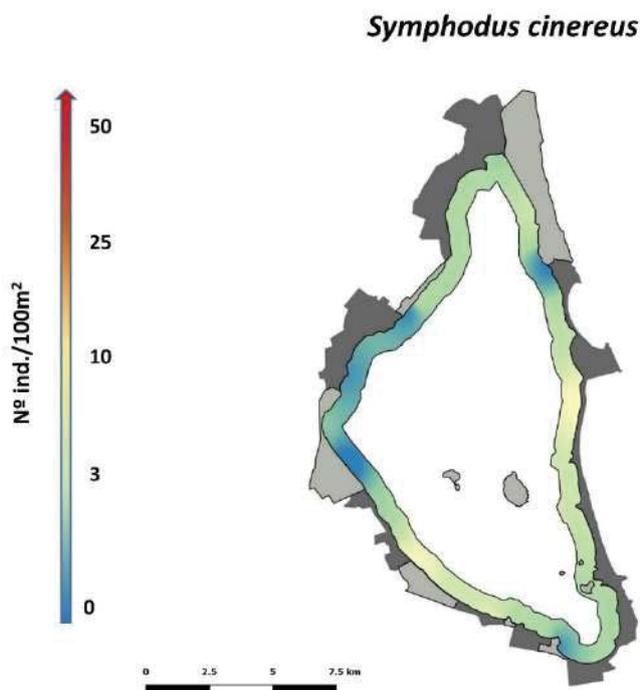


Figura 4.39. Mapa de densidad de *Symphodus cinereus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

El análisis de la estructura de tallas de la especie y su fenología en las áreas someras del Mar Menor resulta compleja dada la disparidad en los datos de capturas entre campañas de muestreo, fenómeno que enmascara en cierta medida los patrones estacionales e interanuales que puedan existir. No obstante, cabe destacar que la estructura de tallas observadas en verano y otoño de 2021 muestra una distribución normal, no dejando claro el reclutamiento de ejemplares juveniles (Fig. 4.40). Este hecho, junto a la ausencia de ejemplares de tallas inferiores a 25mm parece apoyar la hipótesis de que el incremento de la abundancia de la especie en las áreas someras del Mar Menor, de forma previa a los episodios de mortandad, se deba a un desplazamiento de la población desde zonas más profundas en busca de condiciones más favorables. Además, ha de tenerse en cuenta que durante las campañas de muestreo de 2022 y 2023, una vez cesados los eventos críticos de hipoxia, la especie ha reducido notablemente su abundancia, no detectando además individuos juveniles. De esta forma, y en consonancia con los cambios interanuales en su frecuencia de aparición, se considera menos probable que el incremento detectado se deba a un pico reproductivo y su posterior establecimiento y expansión en las zonas someras, siendo en cualquier caso éste motivado o forzado por las condiciones subóptimas de zonas más profundas de la laguna.

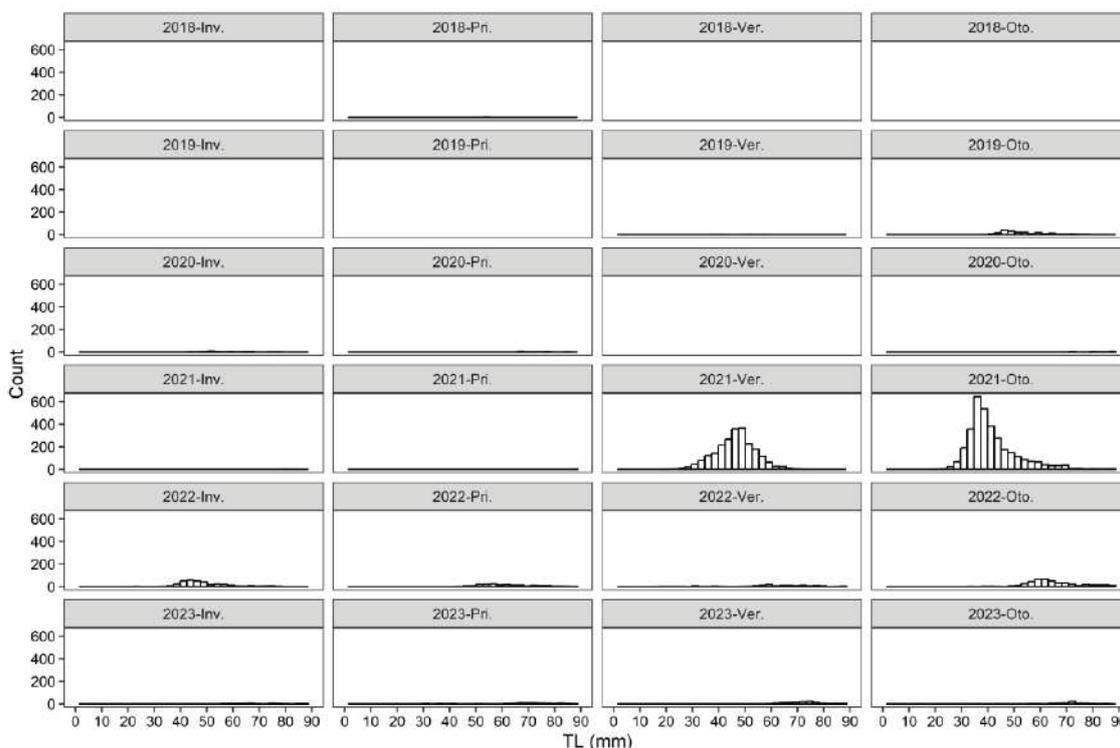


Figura 4.40. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Symphodus cinereus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

El estudio de la evolución temporal de su frecuencia de aparición dibuja una tendencia positiva, alcanzando los niveles máximos próximos al 50% en los veranos y otoños del periodo 2020-2021, los cuales se han mantenido en el periodo posterior (Fig. 4.41). Además, destaca como la frecuencia de aparición observada durante invierno y primavera del periodo posterior a los eventos de mortandad (2022-2023) se equipara a los valores de verano y otoño, un comportamiento inusual si tenemos en cuenta los patrones dibujados por el resto de la serie temporal.

Por su lado, el análisis estadístico de los cambios observados en la evolución temporal de su abundancia señala como factores significativos a la estación, el periodo y el confinamiento, así como a la interacción entre estos dos últimos factores (Fig. 4.42). Estacionalmente, el mayor número de capturas tiene lugar en la época en la que incrementa la temperatura del agua, correspondiendo a los meses de verano y otoño. La abundancia de la especie se disparó de forma generalizada durante el periodo sometido a mortandades, aunque el incremento observado fue más patente en las localidades menos confinadas (confinamiento 1). En el último periodo de la serie temporal analizada, 2022-2023, la especie ha

vuelto a disminuir su abundancia de forma considerable, hecho que incita a pensar que las áreas someras actuaron de refugio y zonas de amortiguación durante los episodios de crisis, albergando ejemplares de esta y otras especies bentónicas procedentes de zonas más profundas y anóxicas de la laguna. En cualquier caso, pese a mostrar en la actualidad una baja representatividad en las orillas, no podemos descartar que la especie pueda estar experimentando un establecimiento forzado en las áreas someras. Hemos de tener en cuenta que la dinámica poblacional de esta especie en las orillas del Mar Menor puede condicionar, por impactos de competencia y depredación directa de puestas y larvas, la recuperación de los taxones residentes típicos que se encuentran en un estado crítico, tales como *Syngnathus abaster*, *Pomatoschistus marmoratus* o *Hippocampus guttulatus*.

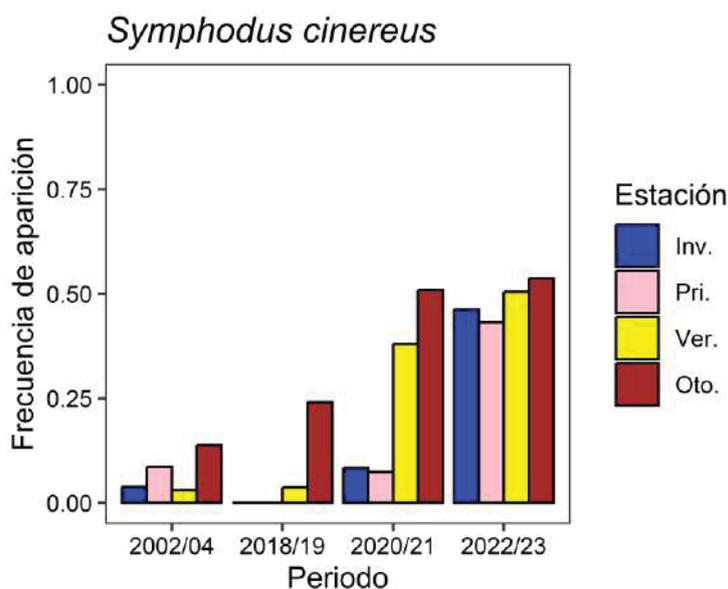


Figura 4.41. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Symphodus cinereus* en las áreas someras del Mar Menor.

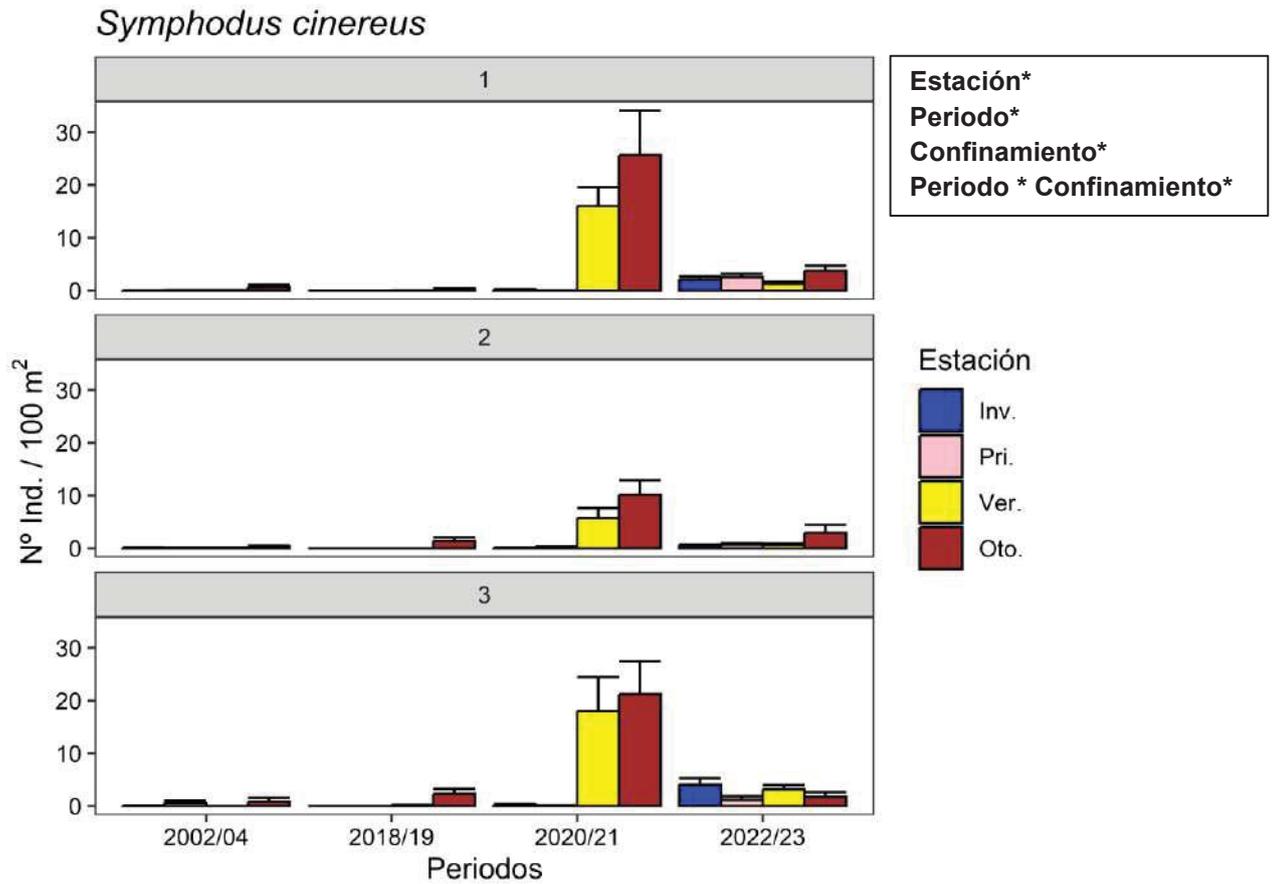


Figura 4.42. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Symphodus cinereus* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Dicentrarchus labrax (Lubina)

Especie perteneciente a la Familia Moronidae, que tolera amplios rangos de salinidad y temperatura. Los ejemplares adultos de esta especie muestran por lo general un comportamiento demersal (puede alcanzar profundidades de hasta 100 m en el Mar Mediterráneo) aunque se considera una especie más abundante en aguas relativamente someras. Se encuentra asociada a estuarios, lagunas costeras y ocasionalmente puede estar presente en tramos bajos de ríos (Lloris, 2002). Se considera una especie piscívora, aunque en sus fases más juveniles se alimenta principalmente de crustáceos y otros invertebrados (Smith, 1990). Por lo general, en el Mar Menor describe un comportamiento migratorio, adentrándose en la laguna los ejemplares procedentes del Mediterráneo para realizar el desove durante los meses de invierno. Los huevos son liberados directamente en la columna de agua y dispersados por las corrientes. Tras su eclosión, los alevines desarrollan su primera etapa de vida en aguas poco profundas, donde encuentran alimento y refugio.

En las áreas someras del Mar Menor, la especie muestra una amplia distribución, aunque con densidades mínimas (Fig. 4.43). Esta especie se encuentra representada de forma casi exclusiva por individuos juveniles (0+) que se asientan en ellas durante la estación primaveral (Fig. 4.44). Las tallas predominantes oscilan entre 14 y 36 milímetros de longitud total (TL). Conforme estos aumentan de tamaño, empiezan a buscar ambientes de mayor profundidad, bien dentro de la laguna o incluso en el Mar Mediterráneo, desapareciendo en la estación de verano de los ambientes someros objeto de estudio.

Dicentrarchus labrax

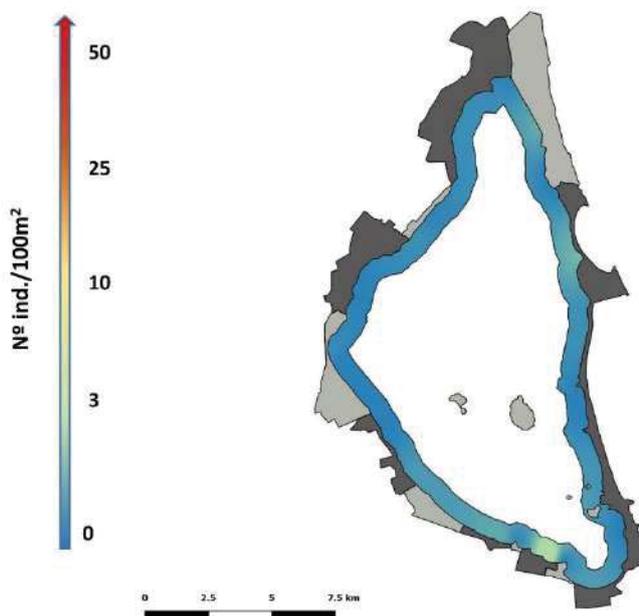


Figura 4.43. Mapa de densidad de *Dicentrarchus labrax* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

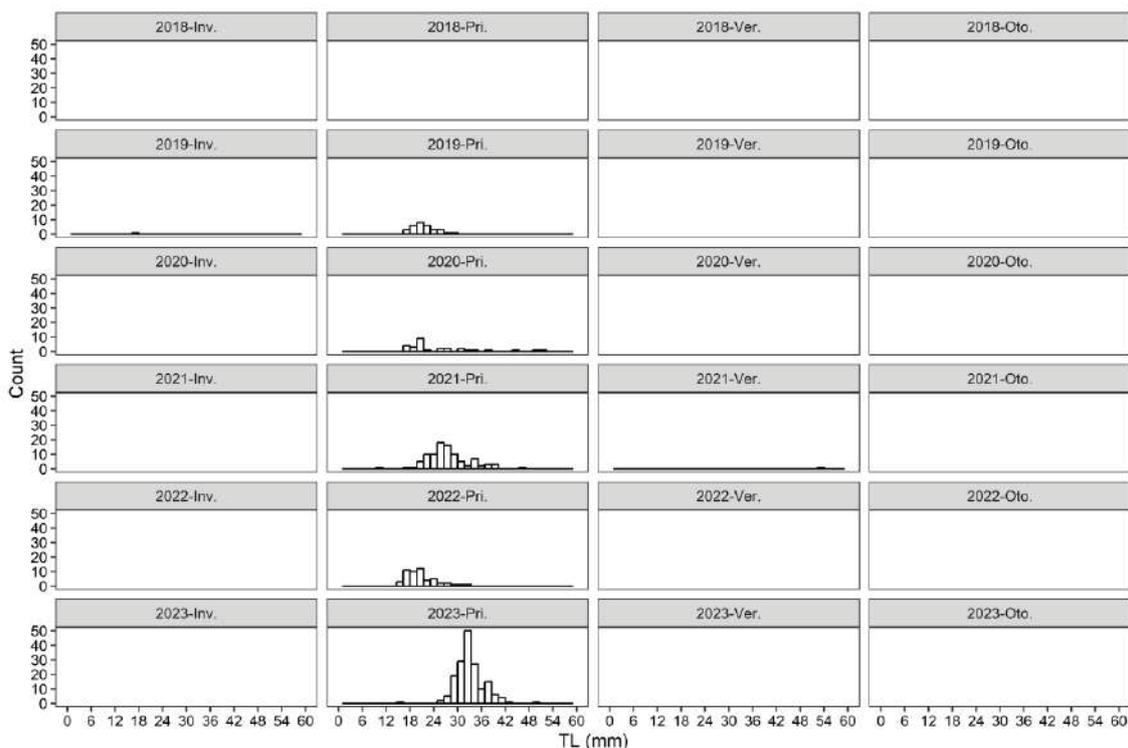


Figura 4.44. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Dicentrarchus labrax* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

En las áreas someras del Mar Menor, esta especie está presente casi exclusivamente durante la estación de primavera, época en la cual los ejemplares juveniles se congregan en las orillas, resaltando el papel de estos ambientes someros para la cría y engorde de este taxón de interés comercial. Su frecuencia de aparición oscila por lo general entre el 25% y 50% (Fig. 4.45). Su presencia es residual en el resto de las estaciones del año. No se han observado fluctuaciones muy marcadas entre los periodos analizados. El estudio de la evolución temporal de sus capturas reflejó cambios derivados de los factores estación, periodo y confinamiento, así como de la interacción entre éstos dos últimos. En cualquier caso, la interpretación gráfica es compleja, ya que esta especie es relativamente escasa en las áreas someras, con una densidad promedio próxima a 2 ind./100m² (Fig. 4.46). En la serie temporal analizada destacan los valores obtenidos en el periodo de referencia de 2002-2004, cuando la especie mostró valores inusualmente altos.

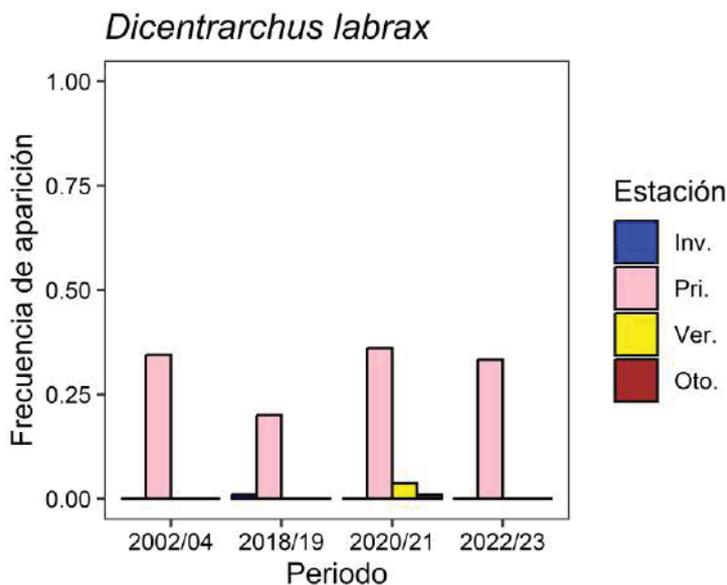


Figura 4.45. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Dicentrarchus labrax* en las áreas someras del Mar Menor.

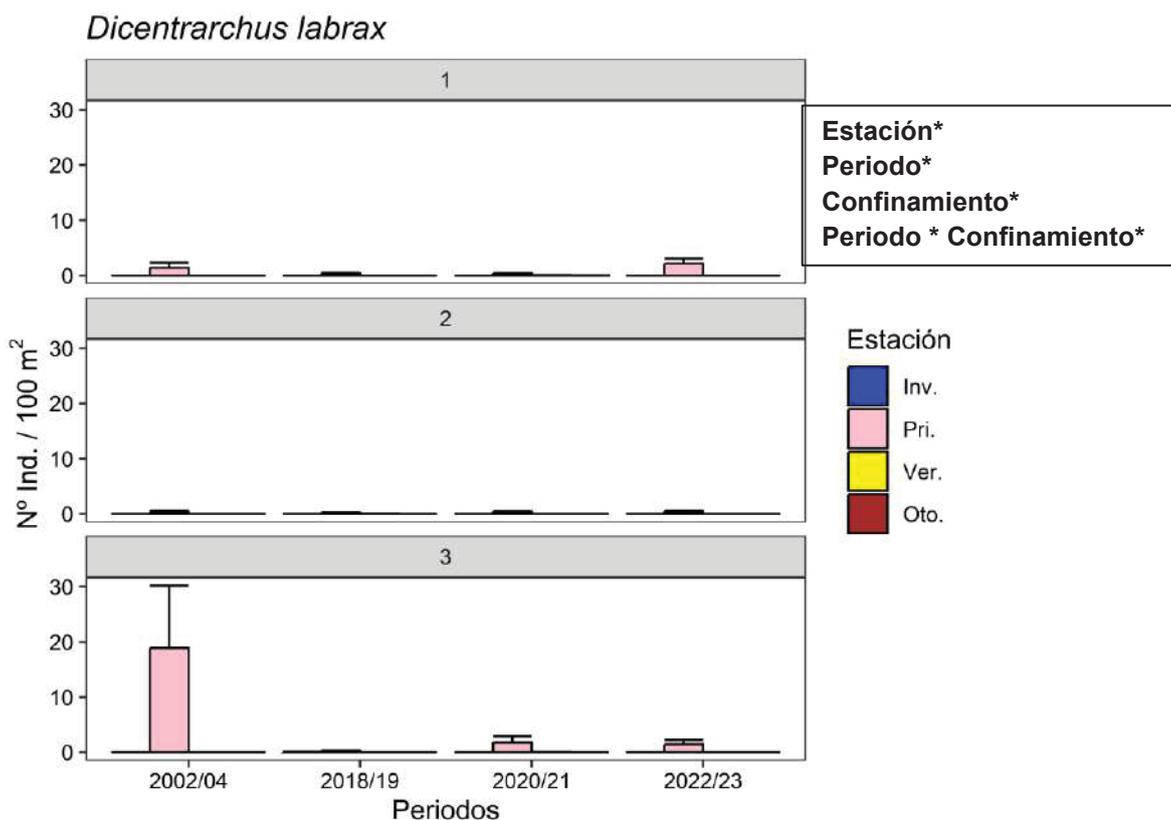


Figura 4.46. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Dicentrarchus labrax* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

Chelon auratus (Galupe)

El galupe (*Chelon auratus*) es una especie migradora de la Familia Mugilidae. Se alimenta de pequeños organismos bentónicos, detritos y ocasionalmente de plancton. Vive en aguas marinas, salobres y dulces, formando cardúmenes que se desplazan entre la superficie y los 20 metros de profundidad. Se reproduce en el mar, entre julio y noviembre. Los huevos son pelágicos, permaneciendo en flotación en la columna de agua. Tras su eclosión al cabo de unos días, las larvas empiezan a alimentarse de plancton. Seguidamente, las larvas crecen y se transforman en juveniles, iniciando la migración hacia zonas costeras, donde se establecen y maduran sexualmente. Esta especie migradora entra en lagunas costeras y estuarios en invierno y, especialmente, en primavera, asentándose en las áreas someras durante sus primeras fases de vida.

Esta especie coloniza la totalidad de áreas someras de la laguna durante sus estadios juveniles, si bien es cierto que muestra ciertas diferencias espaciales en la densidad con la que aparece representada en cada una de ellas (Fig. 4.47). A diferencia de lo observado con el resto de especies de mugílidos, *C. auratus* muestra preferencia por zonas con mayor influencia mediterránea, ocupando por

ello en mayor densidad la cubeta norte de la alguna, especialmente la zona próxima al canal del Estacio. Por el contrario, la especie se encuentra menos representada en la cubeta sur.

El estudio de la estructura de tallas de su poblaciones en las áreas someras del Mar Menor enmarca el inicio del asentamiento juvenil de esta especie durante los meses de invierno (Fig. 4.48), con una moda de ejemplares próxima a los 25 mm de longitud total (LT). Su permanencia en las áreas someras se extiende hasta los meses de primavera, cuando tras alcanzar tallas próximas a los 70 mm abandonan la fracción más somera de las orillas litorales de la laguna.

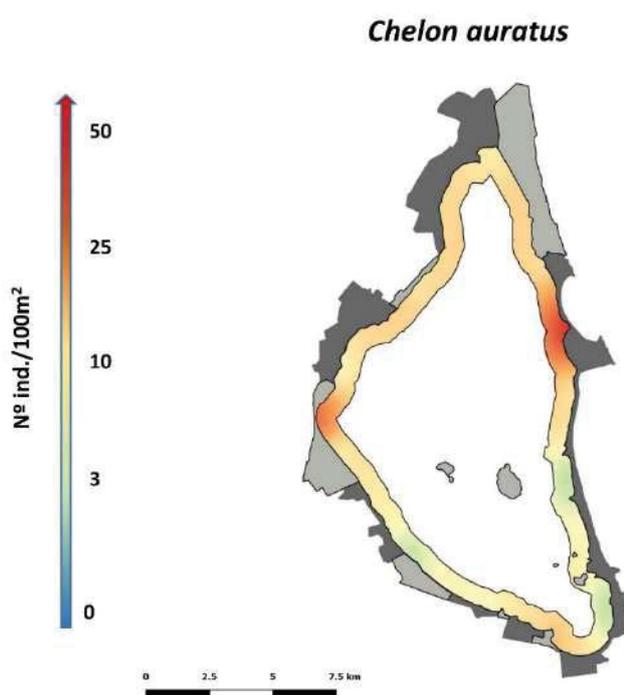


Figura 4.47. Mapa de densidad de *Chelon auratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

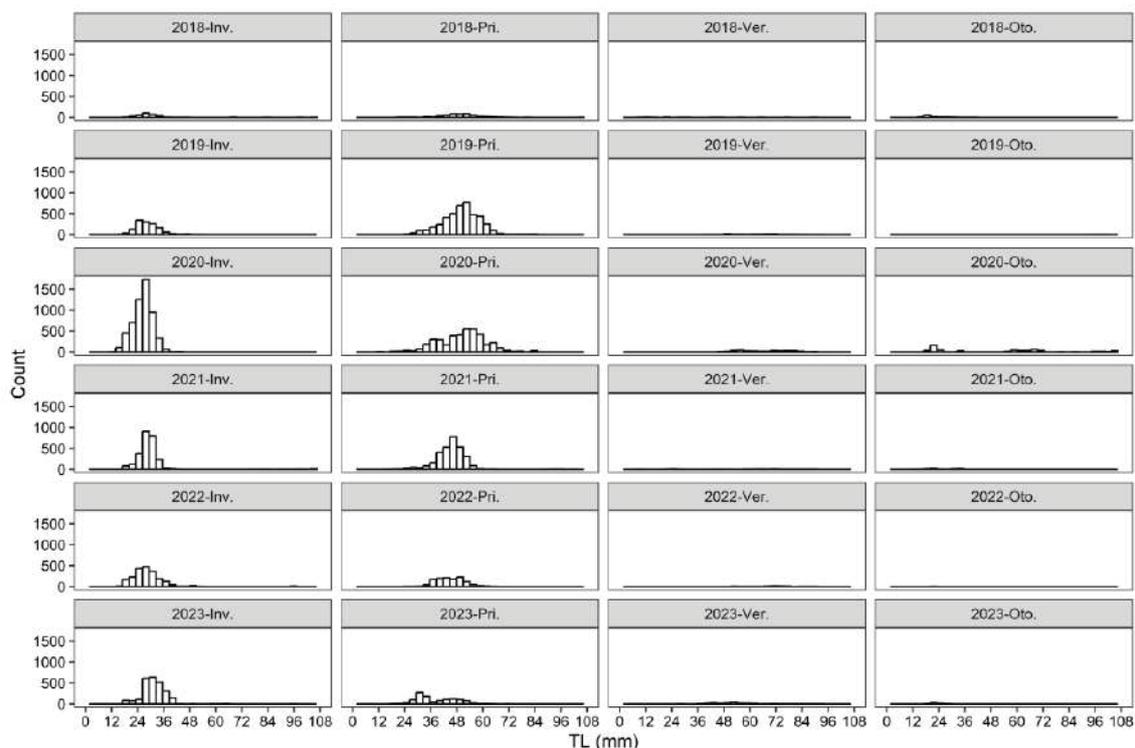


Figura 4.48. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Chelone auratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

La frecuencia de aparición de *Chelone auratus* en las áreas someras del Mar Menor varía notablemente de forma estacional (Fig. 4.49), con valores máximos en primavera que llegan a alcanzar el 90% y, por lo general, mínimos próximos al 20% en otoño. Entre periodos no se observan variaciones importantes más allá de las fluctuaciones interanuales típicas que describen algunas especies migradoras.

El análisis estadístico de la evolución temporal de su abundancia consideró a la estación y al periodo, así como a la interacción de este último con el confinamiento, como factores que explican cambios en el número de capturas (Fig. 4.50). En este sentido, *C. auratus* muestra de forma generalizada sus mayores densidades en las áreas someras durante las estaciones de invierno y primavera, así como de forma excepcional en el otoño del periodo de referencia de 2002-2004. Las variaciones entre periodos quedan explicadas por la mayor densidad detectada durante el periodo de referencia, un patrón similar entre localidades, independientemente de su grado de confinamiento. Sin embargo, las zonas semiconfinadas y confinadas (confinamiento 2 y 3) del periodo eutrófico previo a las mortandades (2018-2019) y del periodo posterior a dichos

sucesos (2022-2023), mostraron abundancias por debajo al resto de periodos evaluados.

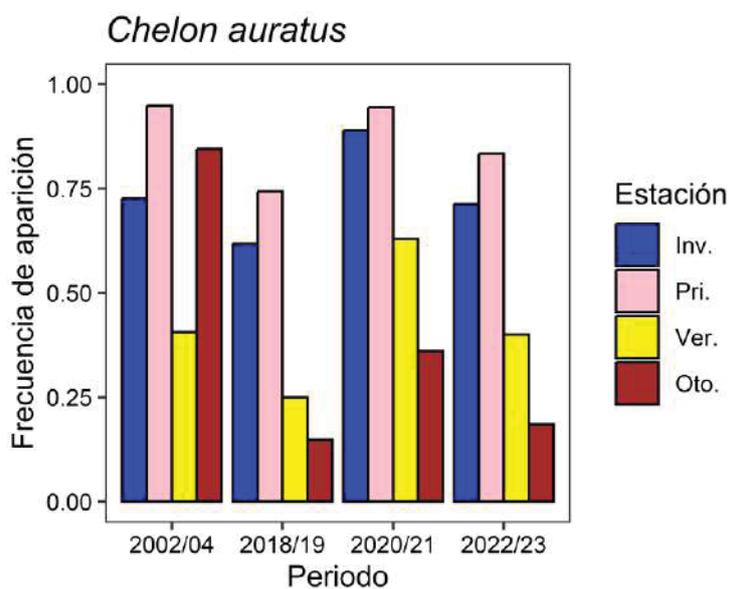


Figura 4.49. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Chelon auratus* en las áreas someras del Mar Menor.

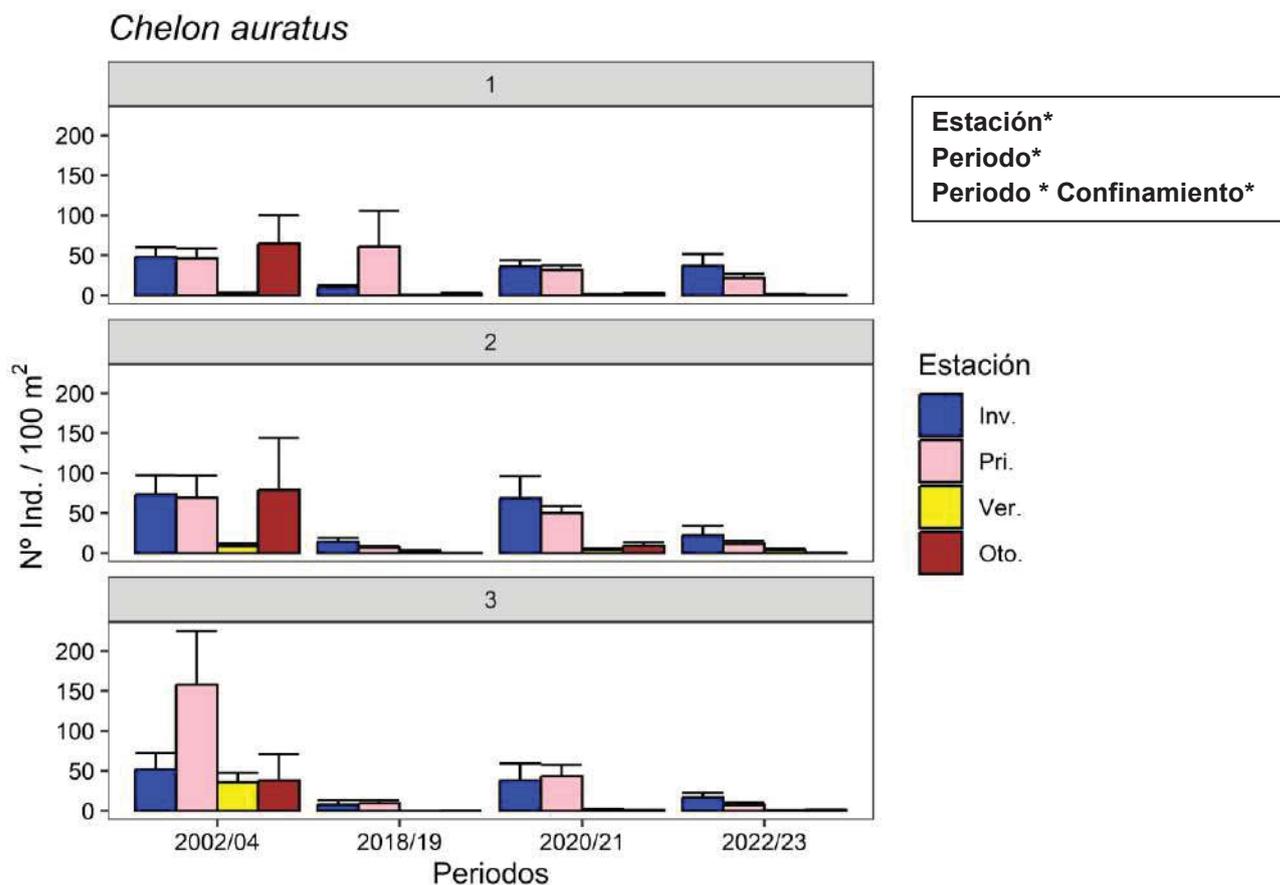


Figura 4.50. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Chelon auratus* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Chelon ramada (Lisa)

Chelon ramada es una de las especies de mugílidos con carácter migrador más marcado, mostrando una fuerte atracción por las zonas estuáricas y de llegada de agua dulce. Su dieta se compone de plancton, pequeños invertebrados y detritus orgánicos que encuentra tanto en la superficie como en el fondo. Prefiere hábitats costeros con aguas poco profundas, arenosas o rocosas, y puede tolerar diferentes grados de salinidad, desde el agua dulce hasta el agua hipersalina. Es una especie migratoria que se desplaza según la temporada y la disponibilidad de alimento y refugio. Su reproducción es ovípara y tiene lugar en el mar, donde las hembras liberan millones de huevos que son fecundados por los machos. Los huevos son pelágicos y eclosionan al cabo de unos días, dando lugar a larvas que se desarrollan en zonas costeras protegidas. Su representatividad en las áreas someras del Mar Menor no es muy elevada, apareciendo además casi de forma exclusiva durante la estación invernal.

La distribución de *Chelon ramada* en el Mar Menor se encuentra restringida y estrechamente asociada a las áreas someras con influencia continental situadas en la cubeta oeste de la laguna (Fig. 4.51). Las localidades más importantes para el asentamiento de los juveniles de esta especie se encuentran en el entorno de la desembocadura de la rambla del Albuñón y de la Playa de la Hita, dos de las zonas naturales en las que el flujo de entrada de agua es más continuo. Los gráficos relativos a la estructura de tallas marcan un asentamiento de la cohorte juvenil (0+) en la estación de invierno (Fig. 4.52), con una longitud total (LT) que se sitúa para la mayoría de los ejemplares por debajo de los 20 mm. Los ejemplares suelen abandonar las zonas más someras de la laguna a principios de primavera, con tallas por lo general inferiores a los 40 mm.

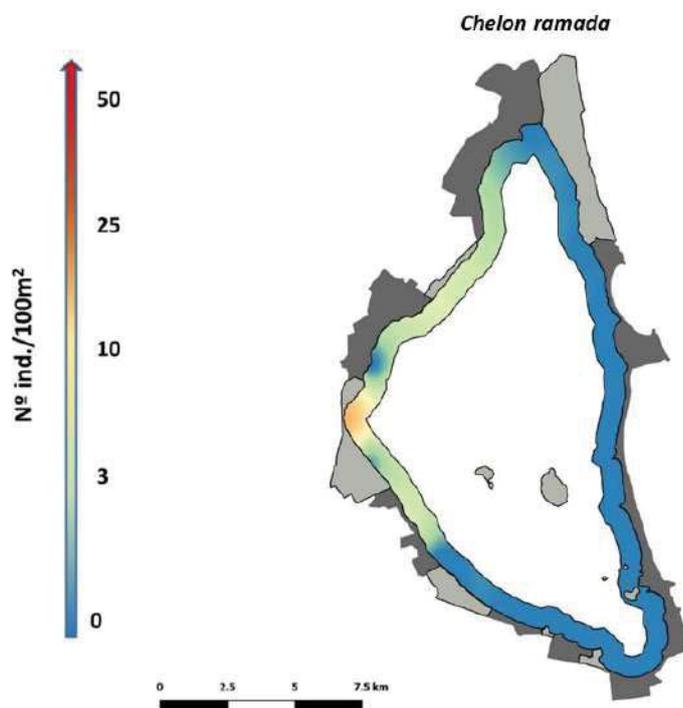


Figura 4.51. Mapa de densidad de *Chelon ramada* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

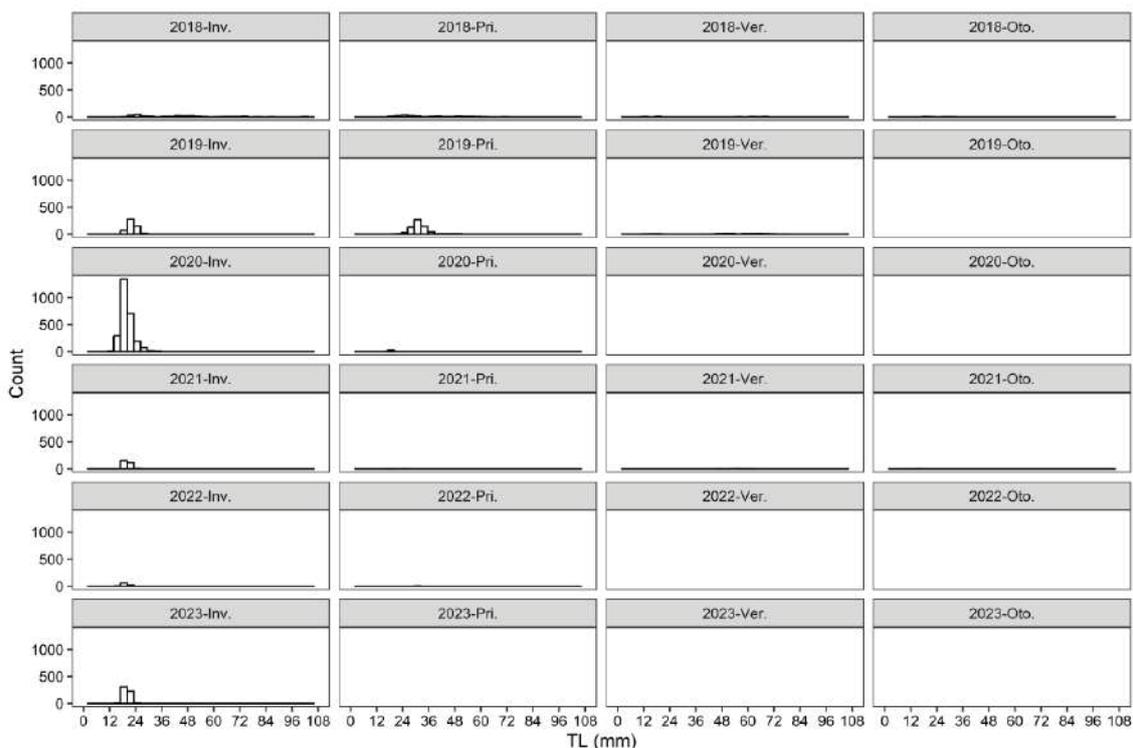


Figura 4.52. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Chelon ramada* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

La frecuencia de aparición de esta especie en las áreas someras del Mar Menor durante los meses de invierno se ha mantenido constante y superior al 40% en los tres primeros periodos de estudio, disminuyendo sin embargo a cifras cercanas al 15% durante el periodo 2022-2023 (Fig. 4.53). Los datos relativos a la estación de primavera reflejan un patrón similar, si bien el descenso en los valores de frecuencia de aparición tiene lugar en el periodo sometido a eventos de mortandad (2020-2021), manteniéndose esta situación durante el periodo posterior. No obstante, estos cambios en las frecuencias de aparición pueden estar sujetos a fluctuaciones interanuales en la fenología de la especie.

El análisis de la evolución temporal de la abundancia de *C. ramada* en las áreas someras del Mar Menor únicamente refleja cambios significativos explicados por la estación y el factor confinamiento, no existiendo por tanto patrones definidos asociados al periodo o a su interacción con el confinamiento (Fig. 4.54). Estacionalmente, la especie muestra sus mayores abundancias durante los meses de invierno, siendo en ocasiones también relevante la abundancia mostrada durante el periodo primaveral. Por el contrario, en los meses de verano y otoño la captura de ejemplares de esta especie es casi anecdótica. Respecto al confinamiento, existe una clara diferencia entre las localidades situadas en la cubeta oeste (confinamiento 2), que acogen a la mayoría de su población, y el resto de áreas someras de la laguna en la que la especie aparece en densidades mínimas.

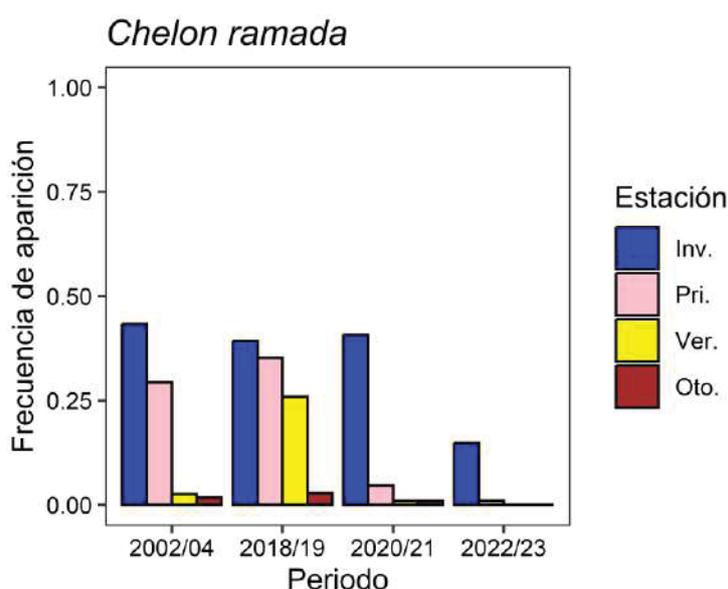


Figura 4.53. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Chelon ramada* en las áreas someras del Mar Menor.

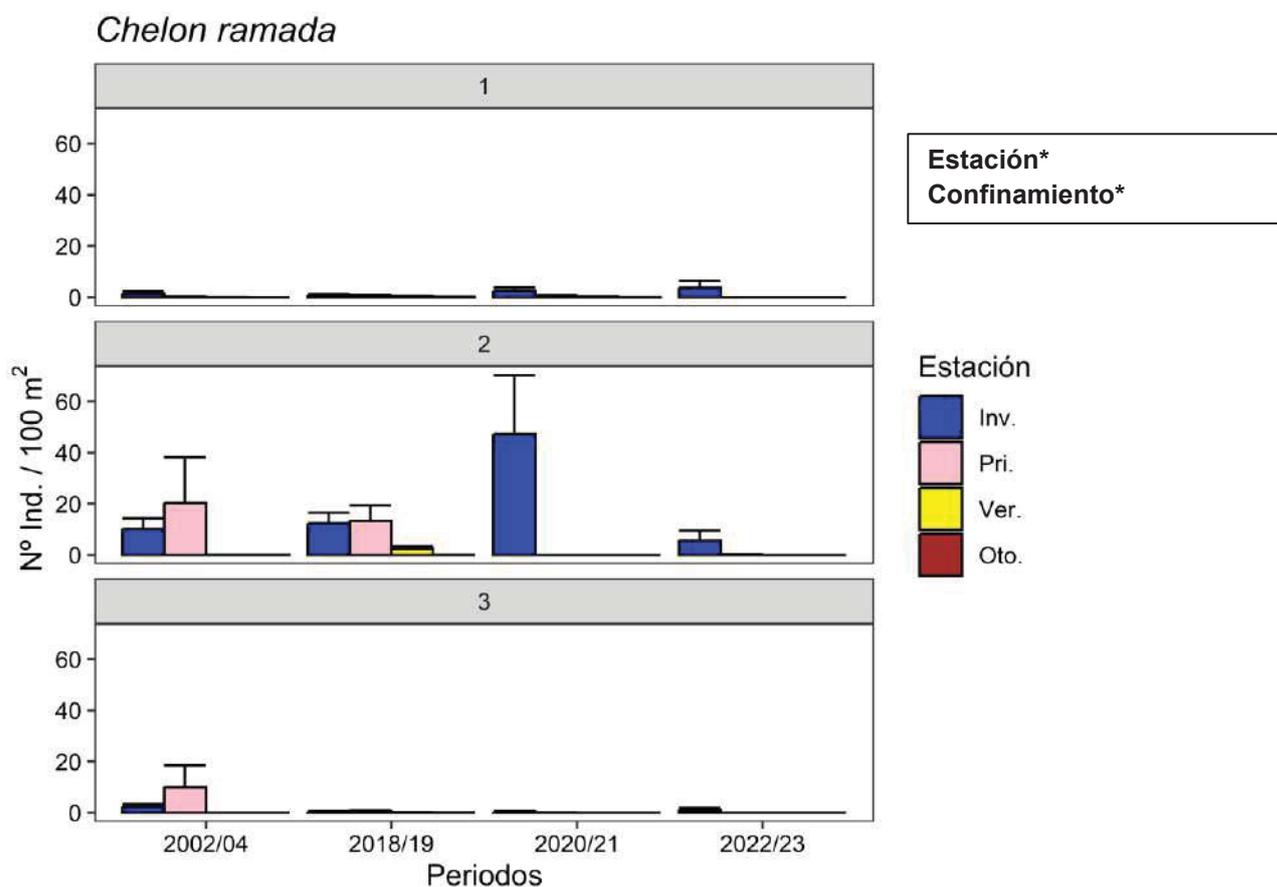


Figura 4.54. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Chelon ramada* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Chelon saliens (Lisa o galúa)

Chelon saliens es una especie perteneciente a la Familia Mugilidae, que se encuentra principalmente asociada a aguas costeras y estuarios. Se trata de un pez de alimentación mayoritariamente herbívora y detritívora, que se alimenta de materia orgánica y vegetal. Llega a medir entre 30 y 40 cm de longitud. Se reproduce en verano, desovando en aguas abiertas. Los huevos son pelágicos y se dispersan a la deriva hasta el momento de la eclosión de las larvas, las cuales crecen rápidamente y se asientan en áreas someras y tranquilas. Se considera una especie migradora, que entra y sale del Mar Menor a través de los canales artificiales que lo comunican con el Mediterráneo. Representa la especie de mugílido más abundante en las áreas someras del Mar Menor, representando a su vez una de las principales figuras entre el sector pesquero, junto con otras especies de mugílidos como el pardete (*Mugil cephalus*) y el galupe (*Chelon auratus*).

Esta especie se encuentra ampliamente distribuida por todo el perímetro de la laguna, mostrando además altas densidades en la mayoría de las localidades estudiadas (Fig. 4.55). Asimismo, los datos reflejan la selección de aquellas áreas someras con mayor influencia continental, donde tiene lugar la entrada de agua dulce y nutrientes y que se ubican principalmente en la cubeta oeste de la laguna. Estas localidades también se caracterizan por un bajo hidrodinamismo, con playas con escasa profundidad y aguas más tranquilas. Por el contrario, en las localidades más próximas a las golas y con mayor influencia mediterránea, la especie disminuye su densidad.

Con relación al estudio de la estructura de tallas de sus poblaciones, cabe resaltar un marcado asentamiento de juveniles (0+) en la estación otoñal, con una moda en su distribución de tallas que se sitúa por debajo de los 20 mm (Fig. 4.56). No obstante, es cierto que los primeros individuos juveniles llegan a las áreas someras en los meses de verano, aunque en densidades poco relevantes. Durante las estaciones de invierno y primavera esta cohorte juvenil se desarrolla hasta tallas próximas a los 60 mm, cuando su atracción por las zonas extremadamente someras disminuye. Este patrón observado se mantiene sin aparentes variaciones interanuales dentro del periodo evaluado (2018-2023).

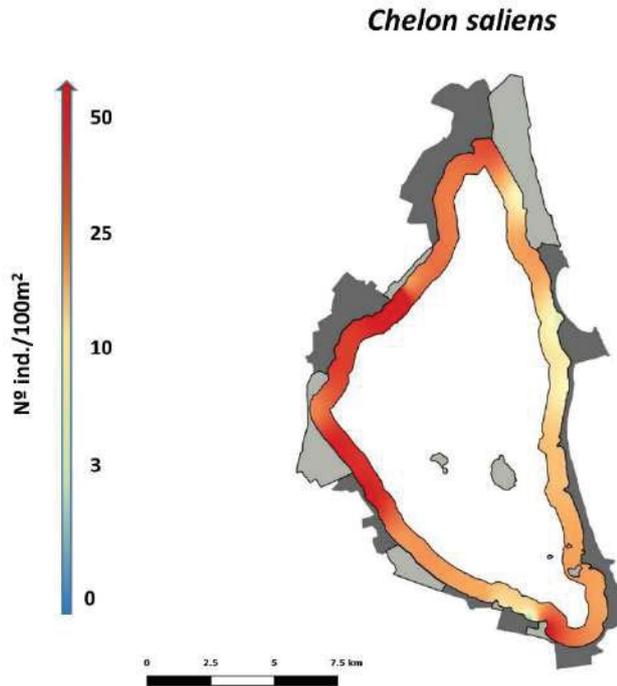


Figura 4.55. Mapa de densidad de *Chelon saliens* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

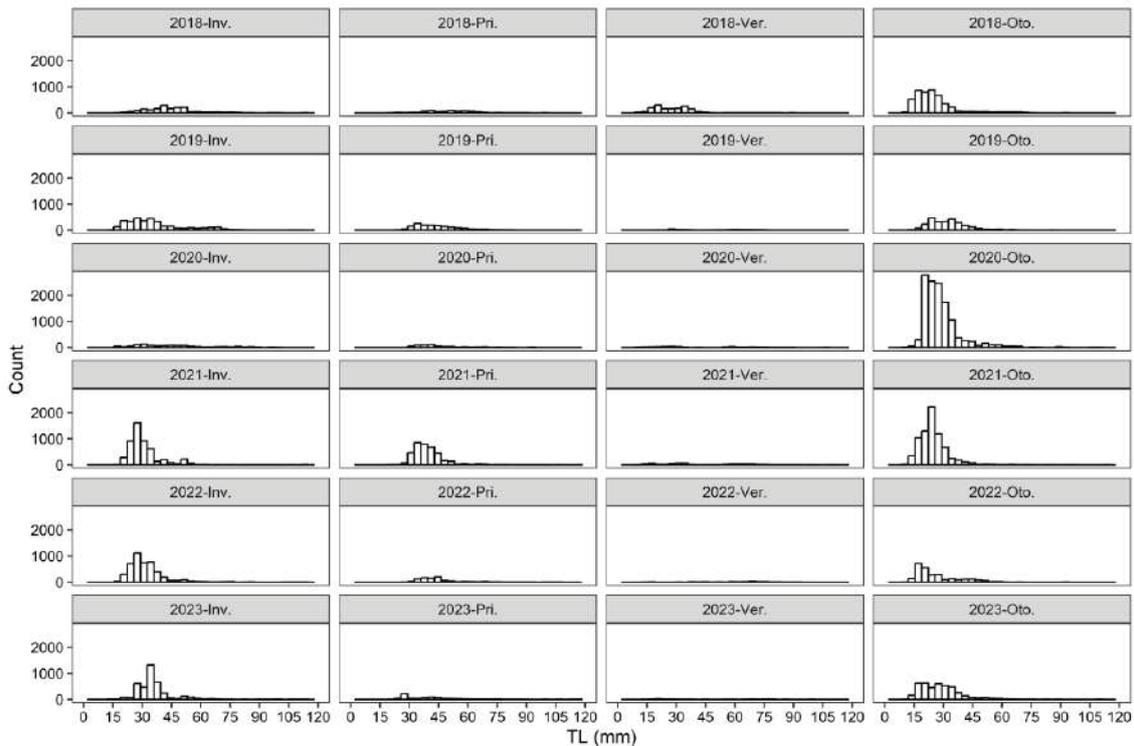


Figura 4.56. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Chelon saliens* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

Chelon saliens muestra a lo largo de toda la serie temporal una elevada frecuencia de aparición por arrastre, con valores anuales promedios próximos al 75% (Fig. 4.57). Los datos reflejan cierta estacionalidad en su presencia en las áreas someras, siendo ésta por lo general ligeramente más elevada durante las estaciones de otoño y primavera. A su vez, las diferencias a nivel de periodo son mínimas, apareciendo en cualquier caso con una mayor frecuencia a medida que transcurren los periodos en la serie temporal analizada.

El estudio de la evolución temporal de la abundancia total de capturas de *C. saliens* indica cambios significativos asociados a todos los factores evaluados (estación, periodo y confinamiento, así como la interacción entre el periodo y el confinamiento) (Fig. 4.58). Con relación a ello, la especie muestra por lo general sus picos de abundancia durante los meses de otoño e invierno, siendo durante el verano cuando su abundancia disminuye hasta alcanzar valores mínimos. Los datos de abundancia observados desde 2018 en adelante reflejan valores inferiores a los detectados durante el periodo de referencia de 2002-2004. Sin embargo, durante la estación otoñal del periodo sometido a mortandades (2020-2021) la especie refleja un pico de capturas, siendo éste especialmente patente en las zonas con confinamiento intermedio (confinamiento 2). Este hecho parece estar asociado a un fenómeno de atracción continental por las altas tasas de entrada de agua dulce detectadas en este sector de la laguna durante dicho periodo.

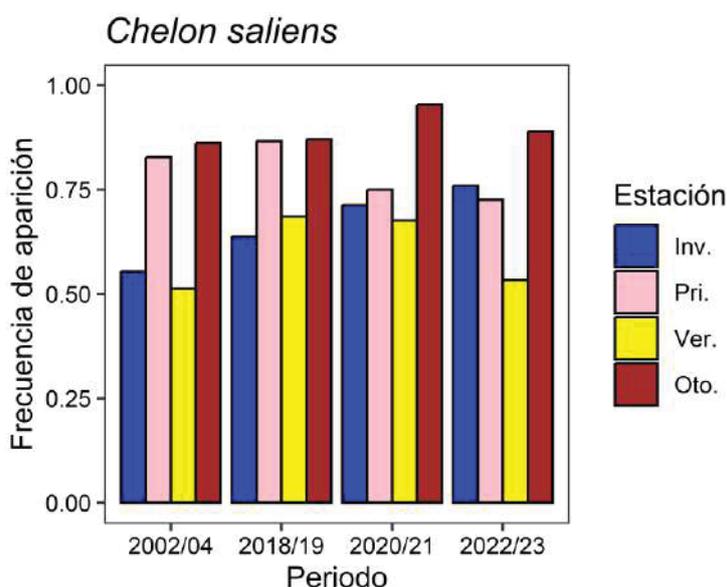


Figura 4.57. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Chelon saliens* en las áreas someras del Mar Menor.

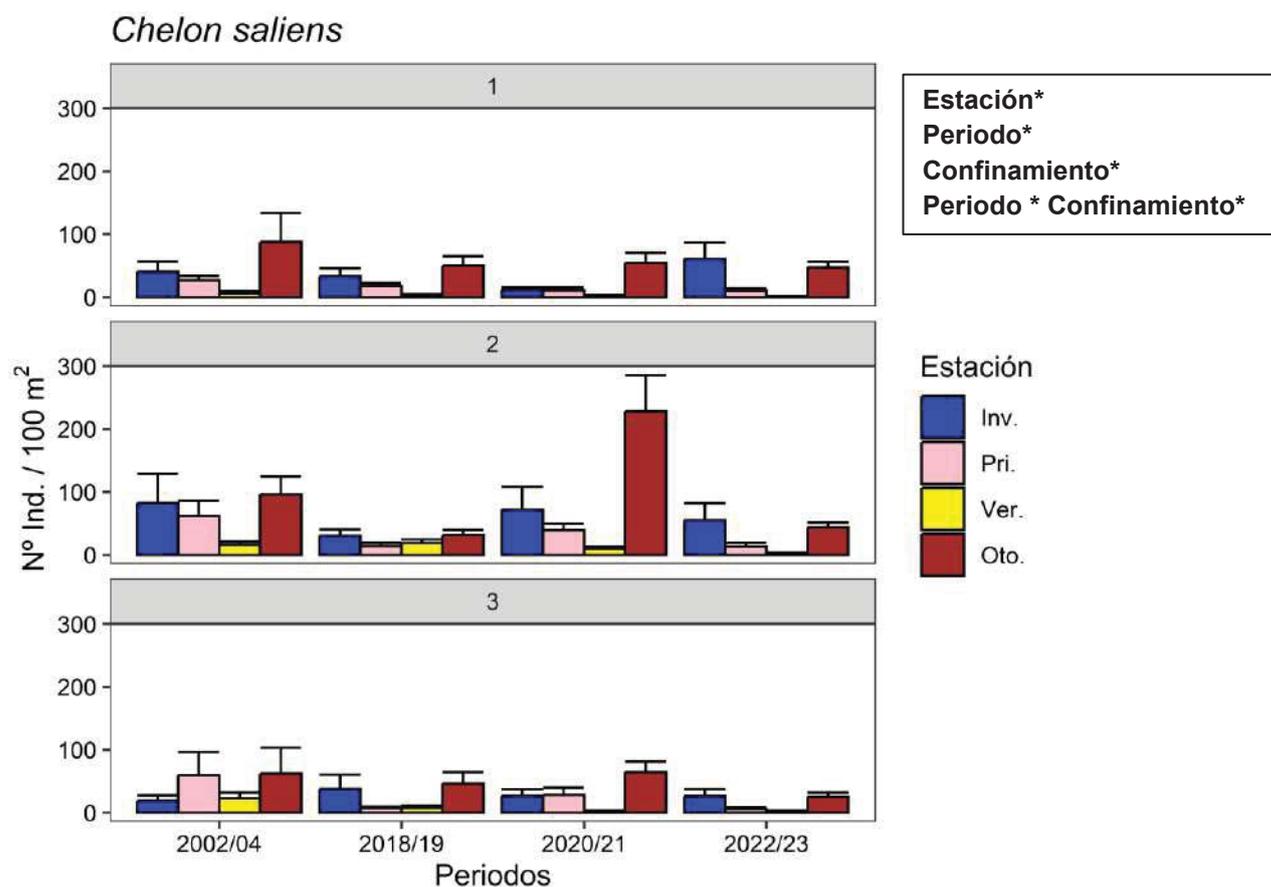


Figura 4.58. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Chelon saliens* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

Mugil cephalus (Pardete)

La especie *Mugil cephalus*, conocida comúnmente como pardete, es un pez eurihalino que habita en aguas costeras, estuarios y tramos de desembocadura de ríos. Se alimenta principalmente de zooplancton, materia orgánica muerta y algas. Puede llegar a alcanzar los 100 cm de longitud total. Es una especie que, pese a entrar en agua dulce, vuelve al mar para reproducirse. Su desove ocurre entre otoño e invierno, cuando los adultos forman grandes agregaciones en el mar. Al igual que el resto de mugílidos, presenta una elevada tasa de puesta, desovando hasta 2 millones de huevos. Las larvas, nada más eclosionar forman grandes bancos y regresan a los estuarios o aguas interiores para madurar y desarrollar gran parte de su ciclo de vida. En el Mar Menor, el pardete no es de las especies de mugílidos más abundantes, pero sí que es una especie cotizada en las pesquerías.

La distribución de esta especie en las áreas someras de la laguna prácticamente excluye a las localidades situadas en la cubeta este, donde hay mayor influencia mediterránea (Fig. 4.59). A su vez, las mayores densidades se obtienen en el suroeste de la laguna, en las zonas más influenciadas por aportes de aguas continentales. El asentamiento de esta especie en las áreas someras del Mar Menor se concentra en el periodo otoñal, con una cohorte juvenil (0+) con tallas por debajo de los 25 mm (Fig. 4.60). Con el comienzo del invierno esta cohorte incrementa su tamaño, hasta abandonar las áreas más someras con tallas máximas próximas a los 50mm.

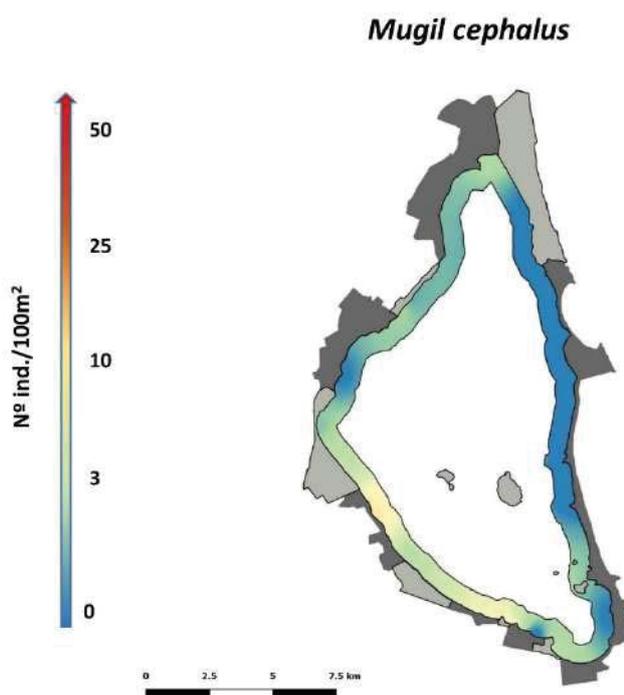


Figura 4.59. Mapa de densidad de *Mugil cephalus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

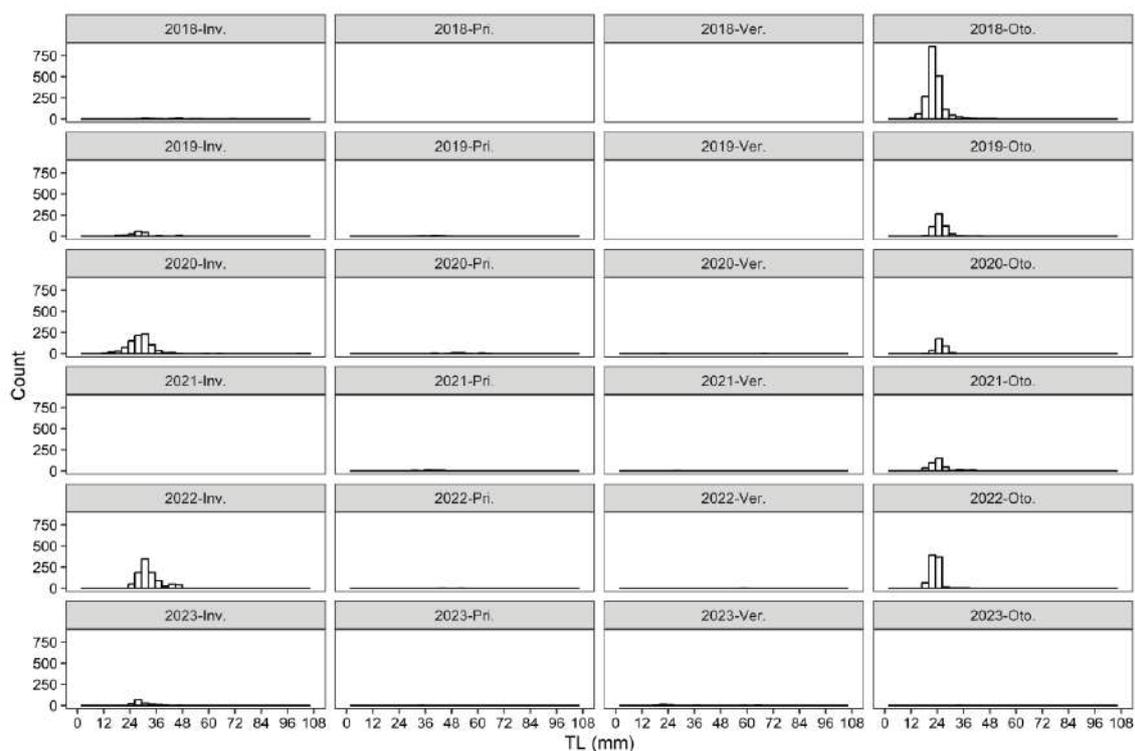


Figura 4.60. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Mugil cephalus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

El estudio de la frecuencia de aparición de *Mugil cephalus* muestra claramente diferencias estacionales, siendo en los meses de otoño cuando la especie obtiene los valores más altos (Fig. 4.61). Respecto a las diferencias entre periodos de estudio, resaltan los valores próximos al 60% que la especie mostró durante la estación otoñal del periodo de referencia (2002-2004), siendo sin embargo mucho menor para la misma estación en el resto de periodos evaluados, con una media por debajo del 35%.

En el análisis de la evolución temporal de la especie las diferencias significativas fueron explicadas por la estación y el confinamiento, así como por la interacción entre el periodo y el confinamiento. Las capturas de esta especie se recogen principalmente en la estación de otoño, seguido del periodo invernal (Fig. 4.62). Por el contrario, las capturas durante los meses de primavera y verano son mínimas. La abundancia de la especie en las áreas someras de la laguna se encuentra también condicionada por el confinamiento, mostrando mayor densidad en las localidades con grado de confinamiento 2 y 3. Asimismo,

también se encontró diferencias en la dinámica temporal de las localidades en función de su nivel de confinamiento. En este sentido, las zonas de confinamiento 3 reflejan valores durante el periodo previo a las mortandades (2018-2019) muy superiores a los detectados en el resto de periodos, a diferencia de lo observado en las localidades con grado de confinamiento 1 y 2, cuyas abundancias se mantienen prácticamente constantes en la serie temporal analizada.

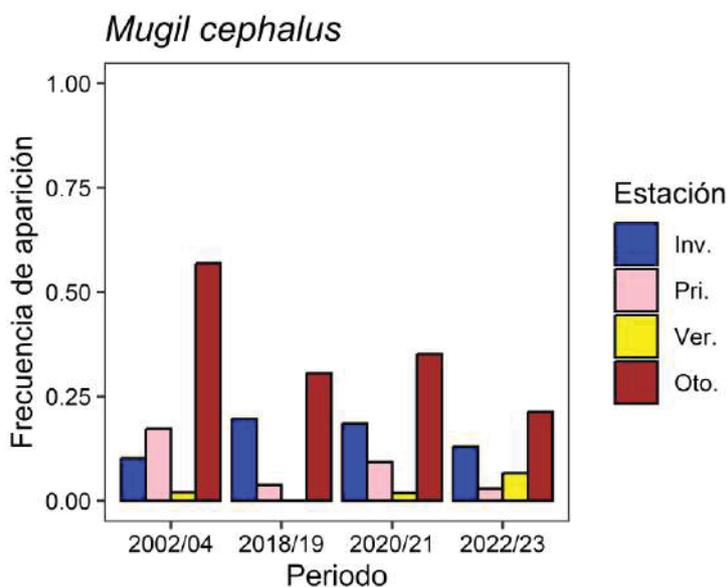


Figura 4.61. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Mugil cephalus* en las áreas someras del Mar Menor.

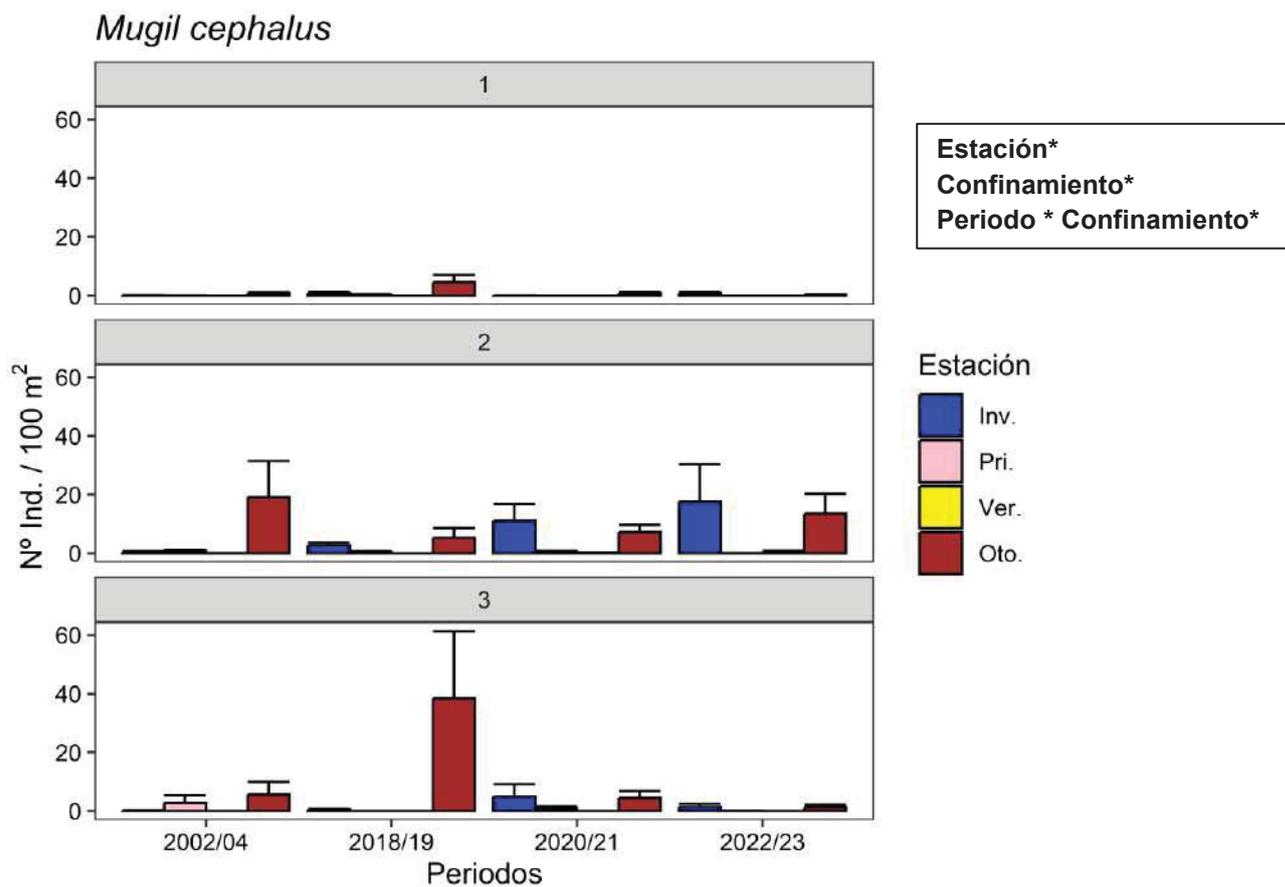


Figura 4.62. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Mugil cephalus* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Sparus aurata (Dorada)

La dorada (*Sparus aurata*) es un espárido que habita en ambientes salobres o marinos, tales como lagunas costeras y estuarios, especialmente durante las primeras fases de su ciclo de vida. Se considera una especie macrobentívora, cuya alimentación se centra principalmente en moluscos, crustáceos y pequeños peces. Selecciona fondos arenosos, fangosos o con cierta cobertura vegetal, que les proporcionan alimento y protección. La dorada, al igual que otros espáridos, es una especie hermafrodita protándrica, es decir, que nace como macho y se transforma en hembra después de uno o dos años de vida, cuando alcanza un tamaño de entre 20 y 30 cm. La madurez sexual se produce entre los dos y los tres años y la reproducción tiene lugar entre octubre y diciembre, en zonas próximas a las costas. Los juveniles migran a las áreas más someras a finales de invierno y primavera, donde se quedan hasta el otoño, cuando regresan a mar abierto. En el Mar Menor es una de las especies más importantes para las pesquerías.

La dorada muestra una distribución relativamente restringida en las áreas someras del Mar Menor, apareciendo principalmente en la cubeta norte de la laguna (Fig. 4.63). La cohorte juvenil de esta especie sitúa sus zonas de asentamiento en las localidades de muestreo que se extienden desde la playa de la Hita hacia el norte, hasta llegar al molino de la Calcetera en San Pedro del Pinatar. Esta distribución podría estar asociada a su entrada en la laguna a través de las golas situadas en el norte, estableciéndose en las áreas someras inmediatamente más cercanas y con cierta influencia mediterránea.

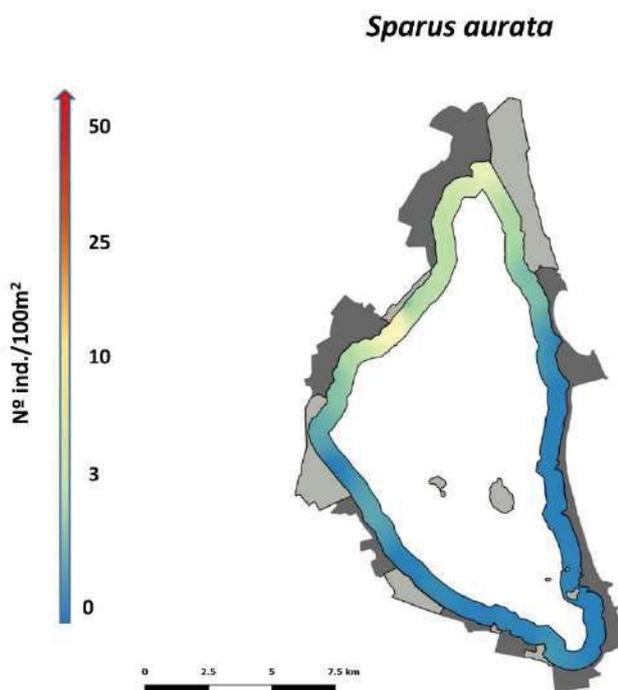


Figura 4.63. Mapa de densidad de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

Los gráficos relativos al estudio de la estructura de tallas de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor quedan definidos principalmente por el pico de capturas obtenido en invierno de 2021. No obstante, se observa como el reclutamiento de los primeros ejemplares juveniles (0+) tiene lugar en la estación de invierno, mayoritariamente con tallas inferiores a 24 mm de longitud total (LT) (Fig. 4.64). Esta cohorte se desarrolla en las zonas más someras hasta los meses de primavera, cuando alcanzan tallas ligeramente superiores a los 50 mm y abandonan las áreas más someras de la laguna.



Figura 4.64. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

El estudio de la frecuencia de aparición de esta especie indica una marcada estacionalidad de su presencia en las áreas someras, siendo ésta casi exclusiva durante la estaciones de invierno y primavera, por lo general con una frecuencia de aparición entre el 50% y 75% (Fig. 4.65). No obstante, dado el carácter migrador de esta especie y la irregularidad que ello supone en el tamaño anual de su población, existen marcadas diferencias interanuales en su frecuencia de aparición en las áreas someras. No obstante, en términos generales su frecuencia de aparición se mantiene constante en los periodos evaluados.

El análisis estadístico de la evolución temporal de la abundancia de *S. aurata* identificó diferencias significativas asociadas a los siguientes factores: estación, periodo y confinamiento, así como a la interacción entre periodo y confinamiento. En primer lugar, las diferencias derivadas de la estacionalidad señalan al invierno como la estación en la que se obtiene registro de una mayor abundancia de la especie, siendo también relevantes las capturas realizadas durante los meses de primavera (Fig. 4.66). El factor periodo muestra diferencias significativas entre el periodo de referencia de 2002-2004, en el que se detectaron altas densidades de la especie, respecto al resto de periodos de estudio, si bien es cierto que el periodo sometido a mortandades (2020-2021) mostró valores ligeramente

superiores respecto a los otros dos periodos de estudio no mencionados. A su vez, las mayores densidades de dorada se reflejaron en las zonas parcialmente confinadas (confinamiento 2), siendo sin embargo en esta área geográfica en la que se detectó un mayor declive de la especie. El estudio de la dinámica y respuesta poblacional de esta especie migradora y de elevado interés pesquero requiere de un seguimiento continuado a largo plazo.

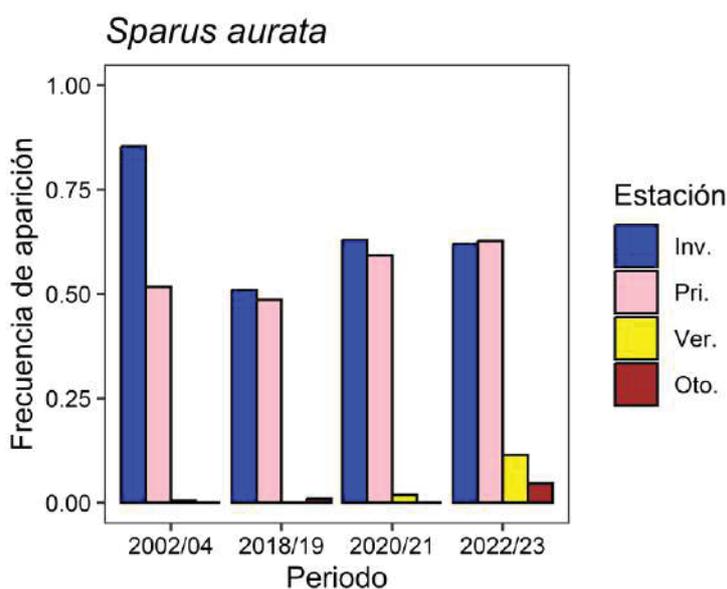


Figura 4.65. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor.

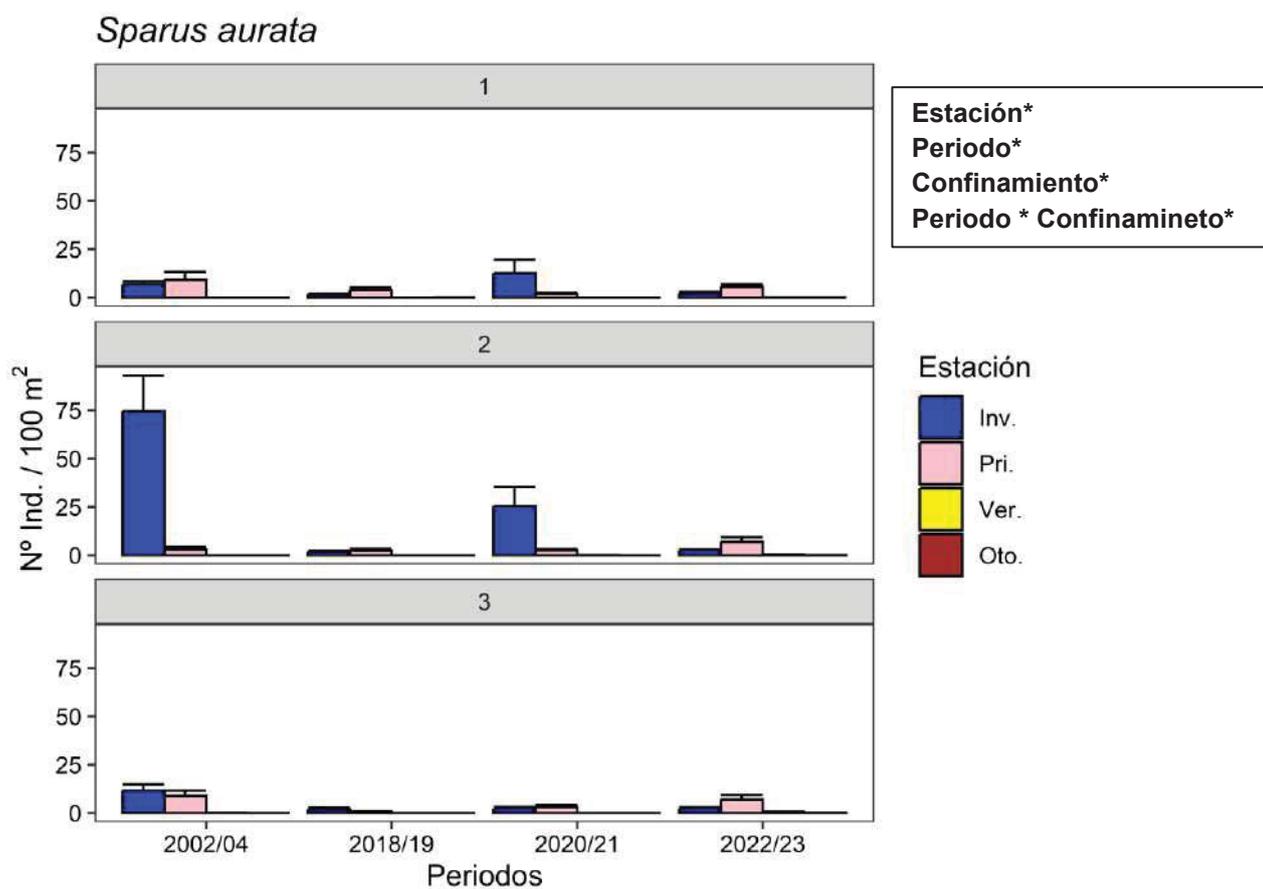


Figura 4.66. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Sparus aurata* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Syngnathus abaster (Aguja de río)

Syngnathus abaster es una especie de signátido típica de lagunas costeras y estuarios, mostrando un marcado carácter eurihalino. Su alimentación es zoobentívora, capturando pequeños invertebrados entre la cobertura vegetal de que tapiza los fondos. La fuerte relación que reflejan estas especies con las praderas marinas, junto a la importancia de dichos ambientes, ha hecho en los últimos años corroborar su carácter indicador (Shokri et al. 2009; Scapin et al. 2016; Scapin et al. 2018). La aguja de río es una especie con un ciclo de vida corto, generalmente un año, aunque se ha descrito la supervivencia de ejemplares por encima de los 4 años. Su reproducción tiene lugar entre los meses de primavera y otoño. El tamaño de puesta muestra una variación geográfica notable (entre 69 y 109 huevos). A su vez, como sucede en el resto de signátidos, dicha puesta es cuidada por el macho hasta su eclosión (Monteiro et al. 2017). Es considerada una de las especies residentes más típicas y emblemáticas del Mar Menor.

La aguja de río es una especie ampliamente distribuida por el perímetro del Mar Menor (Fig. 4.67), estando siempre asociada a las localidades con praderas marinas. En este contexto, las mayores densidades se observan en las zonas vegetadas de la cubeta sur, en las proximidades del humedal de Lo Poyo y las poblaciones de los Nietos y Mar de Cristal. Igualmente, también podemos encontrar densidades elevadas en la cubierta norte, desde la playa de la Hita hasta el Molino de la Calcetera en San Pedro del Pinatar. Por el contrario, las zonas cercanas a la rambla del Albuñón son las localidades en las que la especie muestra sus valores más bajos de densidad.

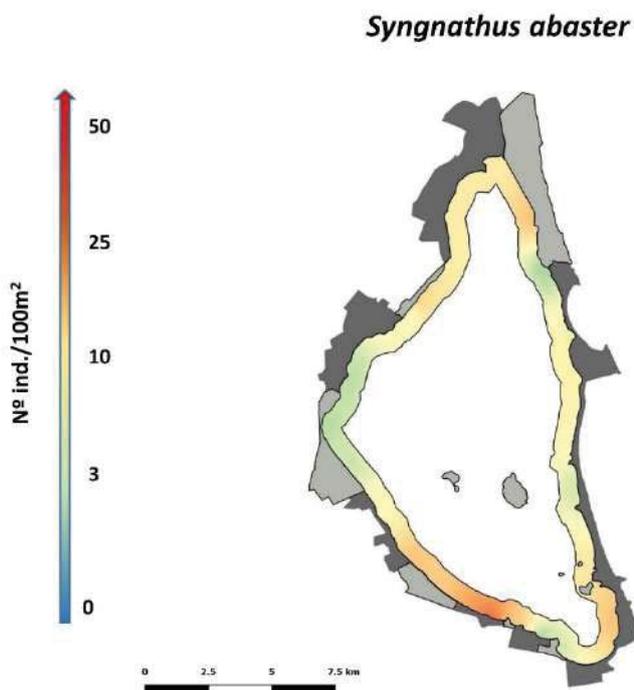


Figura 4.67. Mapa de densidad de *Syngnathus abaster* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

El análisis de la estructura de tallas de la población de *S.abaster* en las áreas someras del Mar Menor refleja importantes cambios temporales (Fig. 4.68). En 2018 y 2019, periodo previo a las mortandades, se observa un patrón estacional similar. En este periodo el asentamiento de los ejemplares juveniles (0+) en las áreas someras tiene lugar principalmente en primavera y verano, siendo por el contrario dominada la población de otoño e invierno por ejemplares de mayor talla. Sin embargo, tras los eventos de mortandad el reclutamiento de ejemplares juveniles (0+) disminuye, ampliándose además la estructura de tallas durante verano y otoño, y no observándose, para estas dos estaciones, una dominancia clara de ninguna de las cohortes existentes. Como puede observarse en los gráficos relativos a 2023, la dinámica de los últimos años se mantiene, siendo prácticamente nulo el asentamiento de ejemplares juveniles.

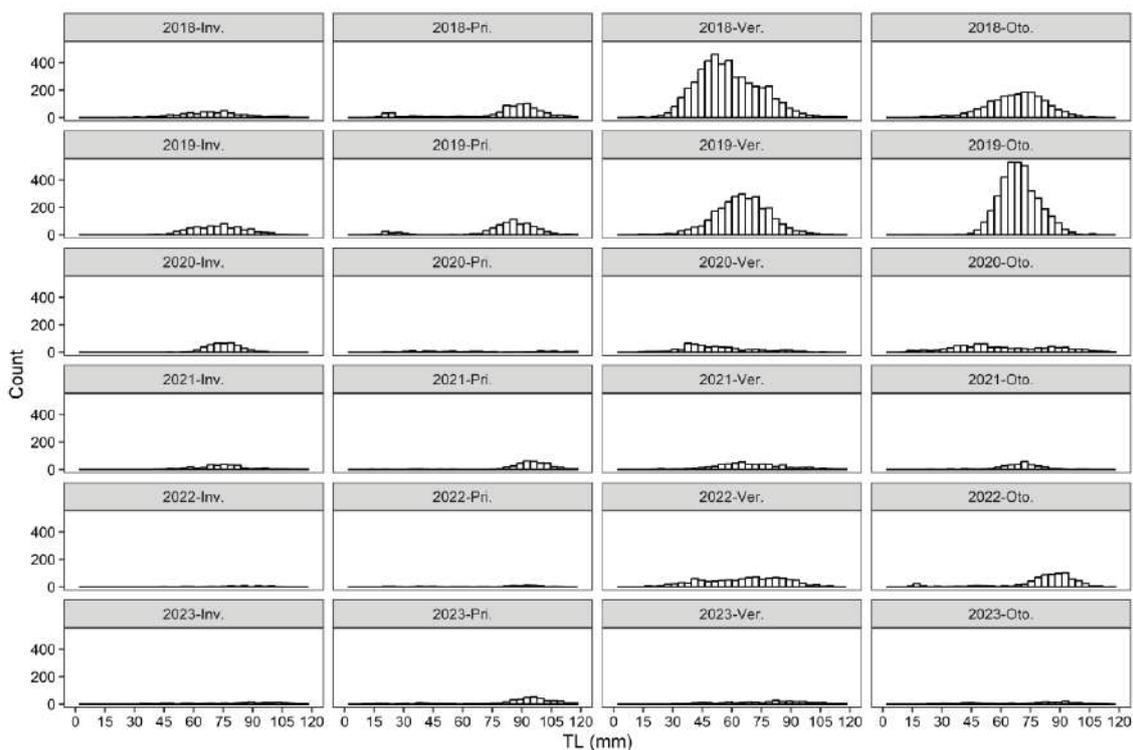


Figura 4.68. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Syngnathus abaster* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

Esta especie muestra en las áreas someras del Mar Menor una frecuencia de aparición relativamente estable a lo largo del ciclo anual (Fig. 4.69), aunque siempre muestra valores ligeramente más elevados durante la estación otoñal. Por otro lado, la frecuencia de aparición de *S. abaster* se mantiene a lo largo de todos los periodos de estudio en valores superiores al 50%, siendo ésta incluso del 75% durante el periodo eutrófico previo a las mortandades (2018-2019).

El análisis de la evolución temporal de la abundancia de *S. abaster* mostró como factores significativos la estación, el periodo y el confinamiento, así como la interacción entre éstos dos últimos factores (Fig. 4.70). Desde el punto de vista estacional, la similitud observada en el análisis de su frecuencia de aparición se rompe, siendo en términos de abundancia muy superiores los valores obtenidos durante las estaciones de verano y otoño. A su vez, las zonas más confinadas (confinamiento 3) son las zonas donde la especie alcanza sus mayores valores de densidad poblacional, seguidas de las zonas menos confinadas (confinamiento 1). La búsqueda de cambios en el número de capturas entre periodos indica las mayores densidades de el momento previo a las mortandades (2018-2019), mostrando un fuerte declive tras dichos eventos, llegando incluso a comprometer la situación actual de la especie en las áreas

someras de la laguna. La dinámica de esta especie podría estar asociada a fenómenos de competencia y depredación derivadas de la llegada y asentamiento de especies típicas de zonas más profundas, como *S. cinereus* y *G. niger*. Por último, destacar que las diferencias explicadas por la interacción entre el periodo y el confinamiento se encuentran relacionadas con el incremento desmesurado del tamaño poblacional de la especie en las zonas más confinadas (confinamiento 3) durante el periodo 2018-2019 respecto al periodo de referencia de 2002-2004, que posiblemente tenga su explicación en la mejora de los hábitats vegetados en estas zonas.

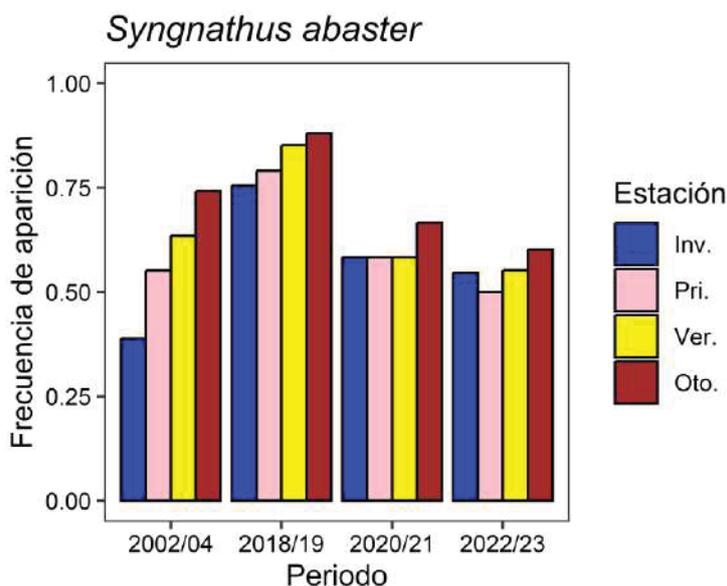


Figura 4.69. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Syngnathus abaster* en las áreas someras del Mar Menor.

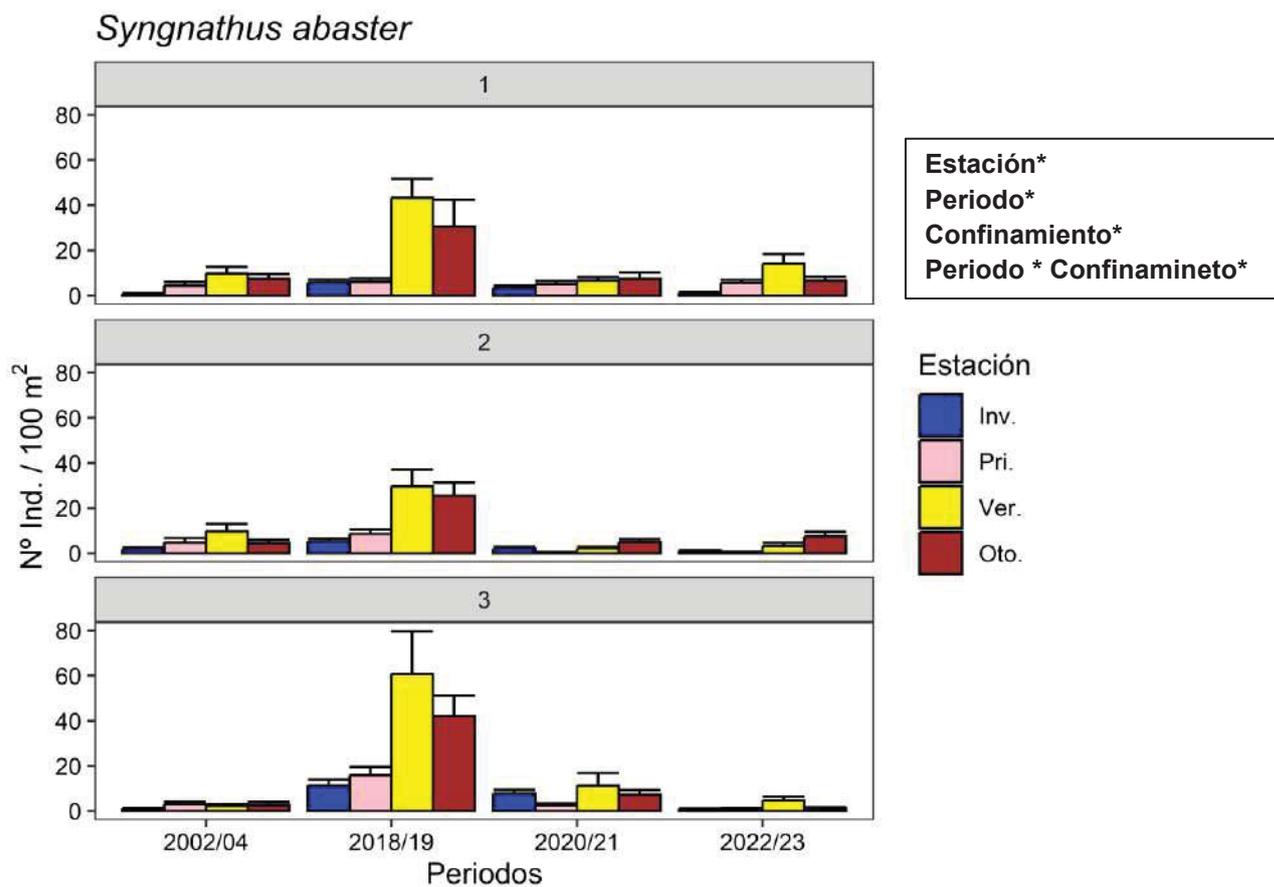


Figura 4.70. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Syngnathus abaster* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

Syngnathus typhle (Aguja mula)

Entre las especies de peces pipa que habitan en el Mar Menor, *Syngnathus typhle* se distingue de *Syngnathus abaster* por varios aspectos ecológicos y morfológicos. *S. typhle* es una especie marina que solo ocupa las zonas someras de la laguna cuando la temperatura aumenta, principalmente entre las estaciones de primavera y otoño. Durante este periodo, se alimenta de invertebrados de mediano tamaño e incluso de alevines de otras especies de peces (Dawson, 1986). El ciclo de vida de *S. typhle* es más largo y alcanza tallas superiores a *S. abaster*. Por otro lado, ambas especies tienen en común una fuerte asociación con los hábitats vegetados, lo que las convierte en potenciales indicadores de la calidad de estos ecosistemas (Scapin et al. 2016; Scapin et al. 2018). La presencia de *S. typhle* en las áreas someras del Mar Menor es notoriamente más puntual y en menor grado de abundancia que los valores descritos para *S. abaster*.

La aguja mula se distribuye de forma amplia y homogénea por las orillas perimetrales del Mar Menor, siempre y cuando exista cierta cobertura de praderas marinas en los fondos. Como puede observarse en la figura 4.71, pese a no ser una especie que alcance altas densidades, está presente habitualmente en casi la totalidad de las localidades.

El reducido número de capturas de *S. typhle* dificulta el análisis de la dinámica de su estructura de tallas, así como posibles cambios asociados a eventos críticos acontecidos en la laguna (Fig. 4.72). No obstante, durante el periodo primaveral se observa cierto reclutamiento de ejemplares de tallas inferiores a 60mm, mostrando por el contrario su estructura de tallas una distribución normal previa a la estación de verano (Fig. 4.72). Por otro lado, cabe destacar un aparente pico del asentamiento de ejemplares juveniles en los otoños de 2021 y 2022, correspondiéndose el último con los muestreos posteriores a la mortandad acontecida meses antes (agosto de 2021), apoyando este hecho la hipótesis de ocupación del nicho vacío dejado por otras especies. No obstante, durante las estaciones de muestreo de 2023 la especie ha vuelto a perder representatividad.

Syngnathus typhle

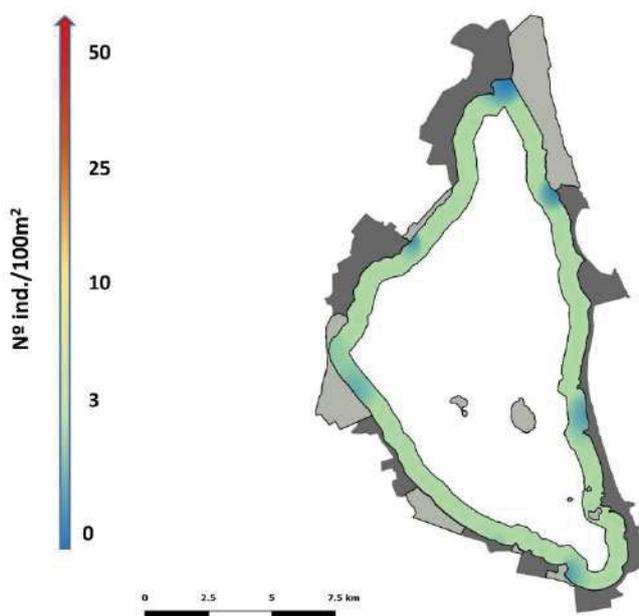


Figura 4.71. Mapa de densidad de *Syngnathus typhle* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2023. La escala de color hace referencia a la densidad con la que la especie aparece en los muestreos, indicando los colores cálidos las áreas someras más importantes para la especie en cuestión y los colores fríos aquellas zonas menos relevantes.

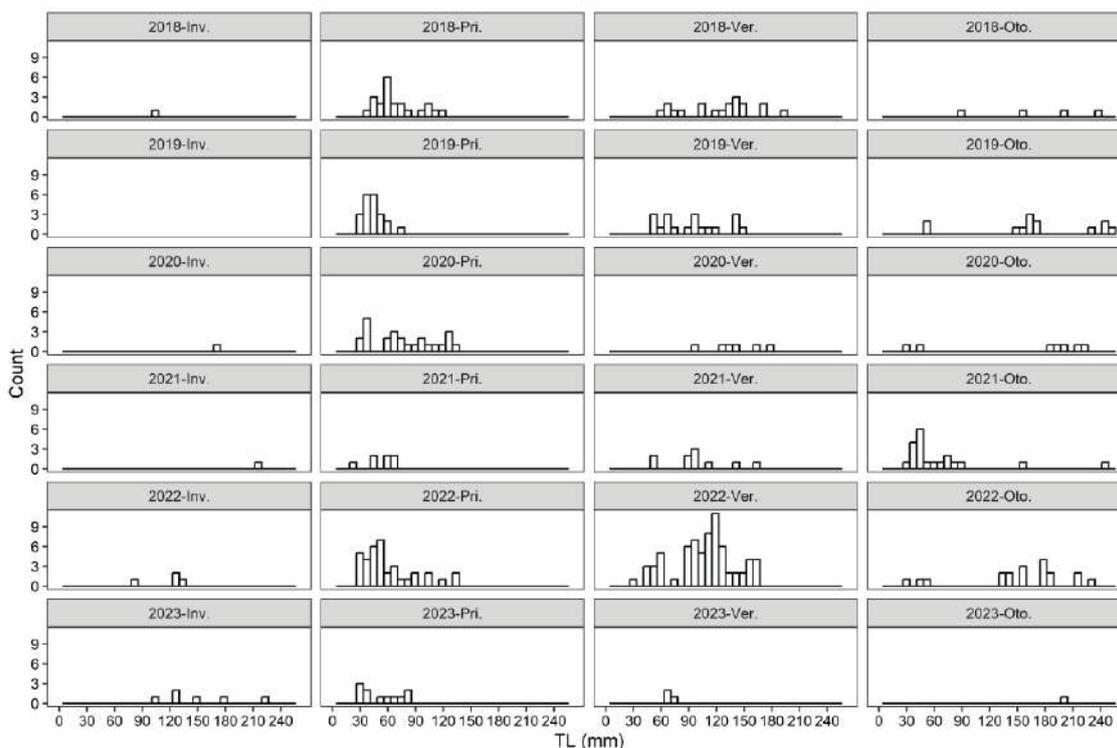


Figura 4.72. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Syngnathus typhle* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

El análisis de los datos de frecuencia de aparición refleja un incremento de la presencia de *S. typhle* en las áreas someras del Mar Menor respecto al periodo de referencia establecido (2002-2004), donde la especie mostraba valores medios inferiores al 10% (Fig. 4.73). Sin embargo, en los periodos de estudio enmarcados temporalmente bajo la situación eutrófica los valores medios de su frecuencia de aparición se aproximan al 25%. Por otro lado, parece existir un patrón estacional claro en su frecuencia de aparición, siendo menos habitual su presencia durante el periodo invernal respecto al resto de campañas de muestreo.

El análisis de la evolución temporal de las capturas de *S. typhle* muestra cambios significativos asociados con los factores de estacionalidad, periodo y confinamiento (Fig. 4.74). En relación a la estacionalidad, durante el periodo invernal la población de la especie en las áreas someras se reduce a valores mínimos, coincidiendo el movimiento de ejemplares hacia estas zonas con la subida de la temperatura del agua durante los meses de primavera, verano y otoño. Al igual que ha sido observado anteriormente en el análisis temporal de la frecuencia de aparición de esta especie, su abundancia ha incrementado paulatinamente respecto al periodo de referencia (2002-2004). A diferencia de lo ocurrido con *S. abaster*, la abundancia de esta especie no se ve mermada tras los eventos de mortandad, llegando incluso a ser superior respecto a periodos no impactados. Este hecho podría estar asociado a su mayor tamaño y capacidad de desplazamiento respecto al resto de signátidos característicos de la laguna. Así, esta especie podría estar ocupando el nicho vacío generado por las mortandades de otras especies. Del mismo modo, el incremento de la cobertura vegetal en la franja litoral de la laguna podría estar favoreciendo el asentamiento y mantenimiento de una mayor población de la especie. Por último, remarcar que la especie se encuentra especialmente asociada a las zonas menos confinadas de la laguna (confinamiento 1), hecho que puede explicarse dado su cercanía a las golas que conectan con el Mar Mediterráneo y que podría generar un *input* de ejemplares procedentes del mediterráneos que facilitase el fenómeno de asentamiento.

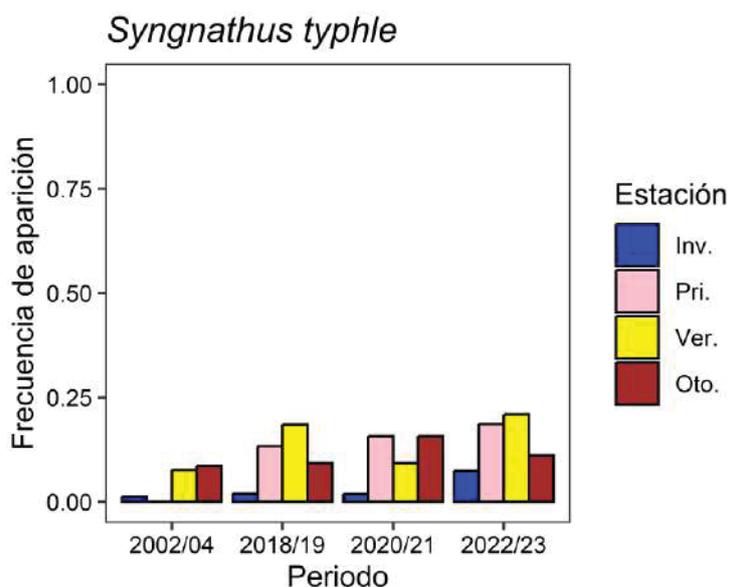


Figura 4.73. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Syngnathus typhle* en las áreas someras del Mar Menor.

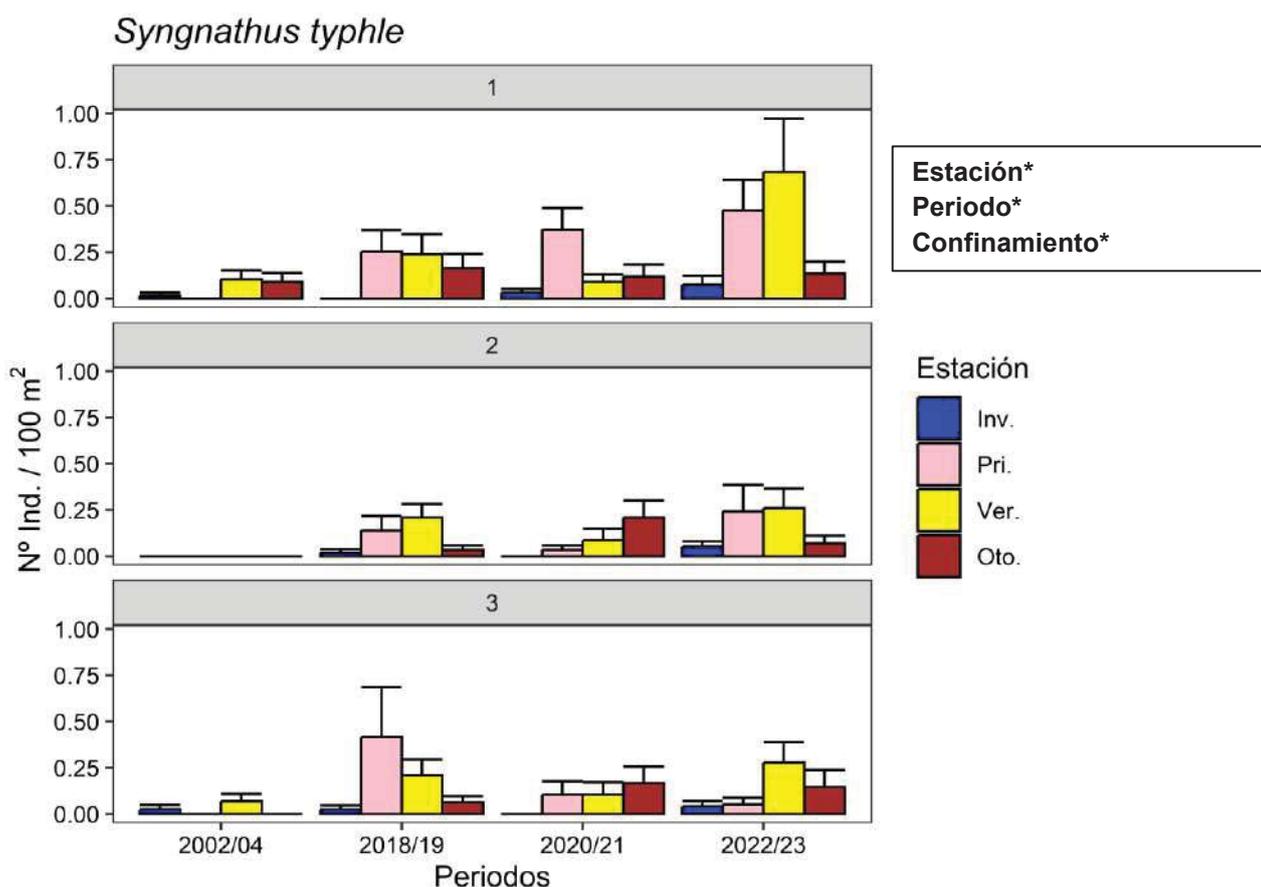


Figura 4.74. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Syngnathus typhle* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.



Hippocampus guttulatus (Caballito de mar)

El caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) es una especie zoobentívora de signátido que habita en aguas marinas y salobres, asociada a fondos rocosos y praderas marinas (Lourie et al. 1999). Es el representante más emblemático de su familia en la laguna del Mar Menor, donde despierta un gran interés entre la población local. Es una especie residente en la laguna, aunque solo ocupa las zonas someras en las estaciones cálidas. Su abundancia relativa es mayor que la de otros signátidos en los estudios de ictioplancton realizados en la laguna (Quispe-Becerra 2014), pero menor que la de *Syngnathus abaster* y *Syngnathus typhle* en las áreas someras, posiblemente por la escasez de su hábitat preferido. Se caracteriza por tener una alta fidelidad al territorio, un pequeño rango de acción y una limitada capacidad de desplazamiento, lo que la hace muy vulnerable a la degradación de los ecosistemas que ocupa (King and Mcfarlane, 2003).

Durante 2018 y 2019 la especie se encontraba distribuida por diferentes áreas someras del Mar Menor (Fig. 4.75), principalmente asociada a zonas vegetadas o pequeños espigones. Sin embargo, mostraba densidades muy bajas, solo apareciendo con mayor representación en el entorno de Las Encañizadas y del Molino de la Calcetera en San Pedro del Pinatar. A su vez, los ejemplares capturados se correspondieron en su mayoría con ejemplares juveniles (< 11 cm; Curtis et al. 2004) (Fig. 4.76), poniendo en valor el rol de las áreas someras para las primeras fases de la especie antes de su drástica reducción poblacional.

Figura 4.76. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2023.

El caballito de mar vio incrementada su frecuencia de aparición en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo 2018-2019 (Fig. 4.77), siguiendo el patrón descrito por las otras dos especies de signátidos, *Syngnathus abaster* y *Syngnathus typhle*. Además, el estudio de su distribución reflejó una expansión de la misma a lo largo de las orillas de la laguna, como así indica el aumento de su presencia a nivel de localidad. En este sentido, la figura 4.78 refleja como la presencia de *Hippocampus guttulatus* se hizo más notable en las zonas con menor nivel de confinamiento (confinamiento 1), coincidiendo éstas con las cubetas Norte y Este de la laguna. Sin embargo, tras el evento de mortandad de otoño de 2019 la especie dejó de capturarse en las áreas someras, hecho que se mantiene hasta la fecha y que ha generado cierta preocupación entre el equipo de investigadores que desarrollan el presente proyecto.

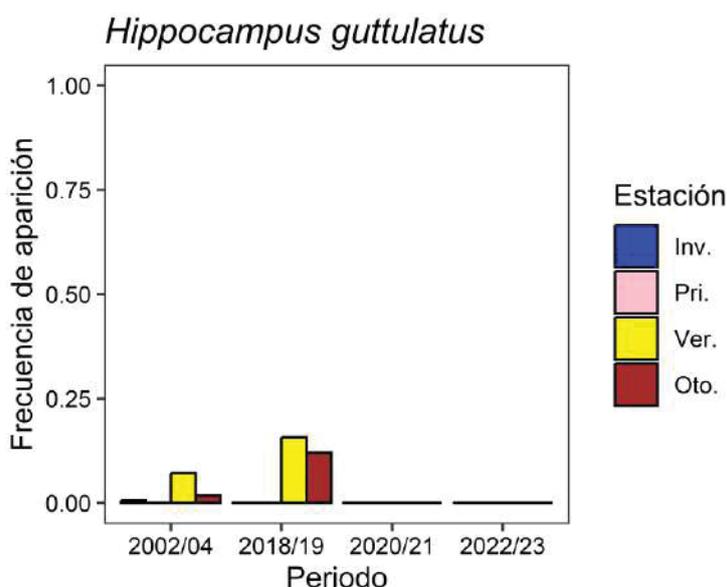


Figura 4.77. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor.

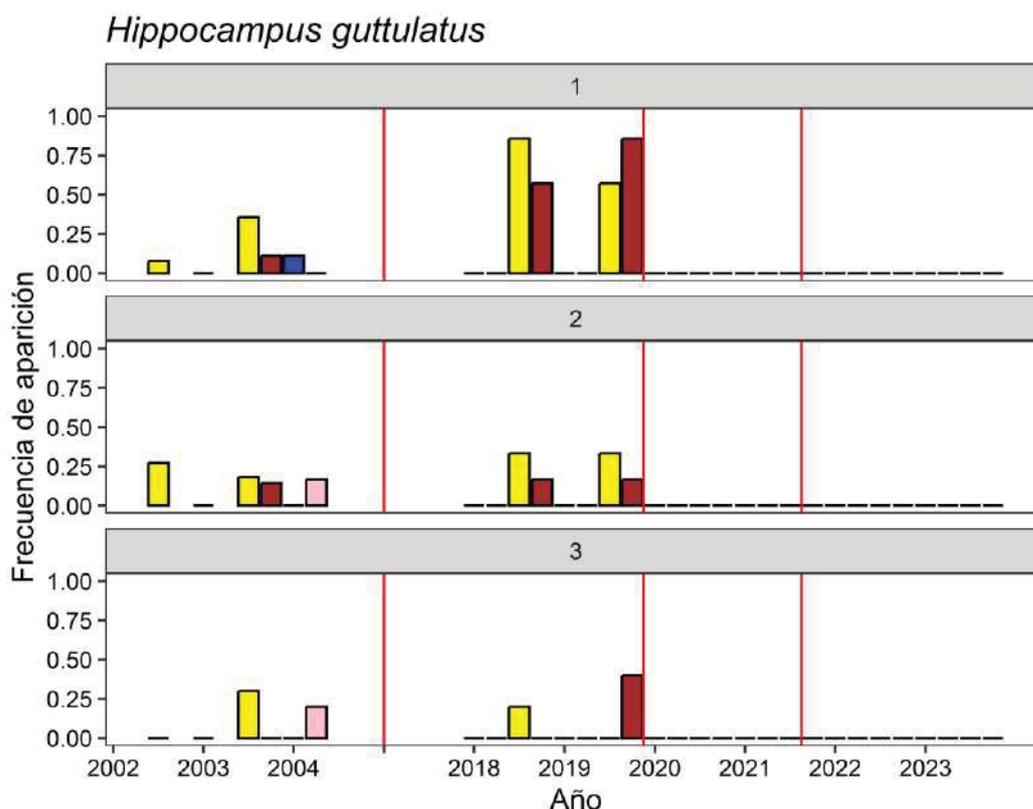


Figura 4.78. Evolución temporal de la frecuencia de aparición, por localidad y nivel de confinamiento, de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

El análisis estadístico de la evolución temporal de la abundancia señala como factores significativos a la estacionalidad, el periodo y el confinamiento, así como a la interacción de estos dos últimos factores (Fig. 4.79). Estacionalmente, las diferencias son claras, siendo las campañas de verano y otoño las que aglutinan prácticamente la totalidad de las capturas. A su vez, las diferencias entre periodos quedan bien definidas, ya que la abundancia detectada en el periodo previo a las mortandades (2018-2019) es muy superior a la registrada en el periodo de referencia de 2002-2004. Además, en ambos periodos se registran valores de abundancia superiores al obtenido en el resto de periodos, ya que después de las mortandades, y hasta la fecha, no ha sido detectado ningún ejemplar en las áreas someras. La interacción entre el periodo y el grado de confinamiento queda marcada por el incremento de la abundancia de la especie en las zonas menos confinadas (confinamiento 1) durante el periodo 2018-2019, dinámica opuesta a la observada en el resto de localidades con mayor grado de confinamiento. En cualquier caso, la situación actual de la especie es crítica, ya que la ausencia de registros en las áreas someras desde otoño de 2019 evidencia que la viabilidad de sus poblaciones en la laguna está comprometida.

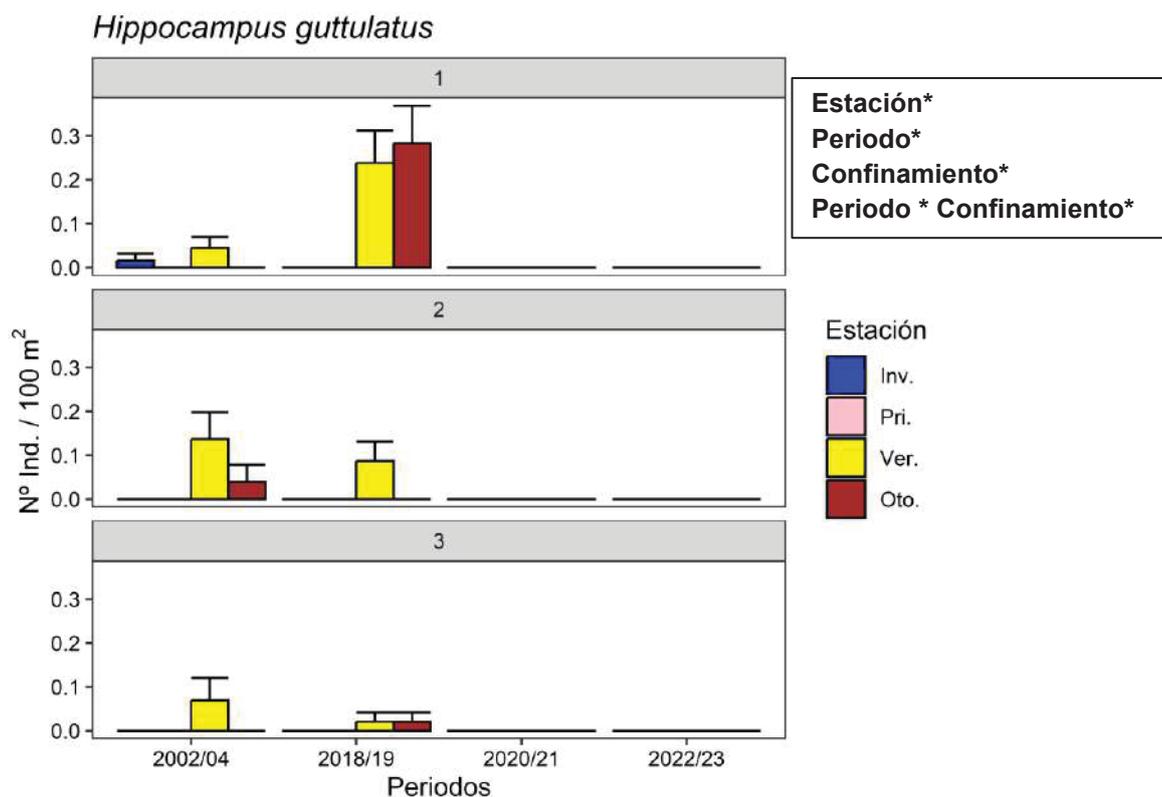


Figura 4.79. Evolución temporal, a nivel de confinamiento, del promedio de la abundancia de *Hippocampus guttulatus* junto al error estándar. Se indican en un recuadro los factores significativos del PERMANOVA.

4.5. Análisis y descripción de relaciones con el hábitat de taxones prioritarios.

En este apartado se expresan las relaciones de las variables ambientales con los taxones más representativos de las áreas someras, describiendo al detalle el hábitat de asentamiento de los juveniles de las especies migrantes, así como la selección de hábitat de especies de pequeño tamaño residentes en la laguna. Los parámetros relacionados con el confinamiento, estación y periodo de estudio han sido incluidos en el modelado, con el fin de eliminar la variación generada por los mismos. No obstante, esos resultados han sido evaluados en epígrafes anteriores, por lo que aquí se expresan exclusivamente las relaciones con las variables numéricas descriptoras del hábitat de las áreas someras. Para el modelado de cada especie, se han utilizado las estaciones y años de muestreo en los que cada especie ha utilizado las áreas someras de una manera significativa, de acuerdo a lo descrito en los apartados anteriores.

Atherina boyeri (Chirrete)

Los modelos de selección de hábitat realizados para *A. boyeri* mostraron una relación positiva con la granulometría, siendo más escaso en los ambientes dominados por el limo. A su vez, la heterogeneidad de las partículas del sustrato también mostró relación positiva en valores intermedios (0,5-1). Esto se traduce en una preferencia por ambientes dominados por arenas, pero con cierta heterogeneidad (presencia puntual de gravas, cantos y otras partículas de mayor tamaño). La vegetación no se postuló como un factor muy determinante, si bien, entre el 0 y 40% de recubrimiento de *C. nodosa* se apreció un leve incremento lineal en la abundancia de la especie, posiblemente relacionado con una mayor disponibilidad de alimento para esta especie zoobentívora. No obstante, en praderas más extensas, aunque esta disponibilidad de alimento pueda ser mayor, la competencia con otras especies que son especialistas del hábitat podría reducir el aprovechamiento de estos ambientes con complejidad estructural. Por otro lado, la especie seleccionó profundidades intermedias (40-60 cm), pero con una elevada pendiente respecto a la orilla, incrementando principalmente su abundancia cuando la profundidad máxima en el arrastre es de un orden de entre 20 y 40 veces la de la orilla. Por último, pese a la introducción del factor estacional en el modelo, la especie seleccionó áreas someras con una temperatura intermedia, principalmente entre 20°C y 25°C (Fig. 4.81).

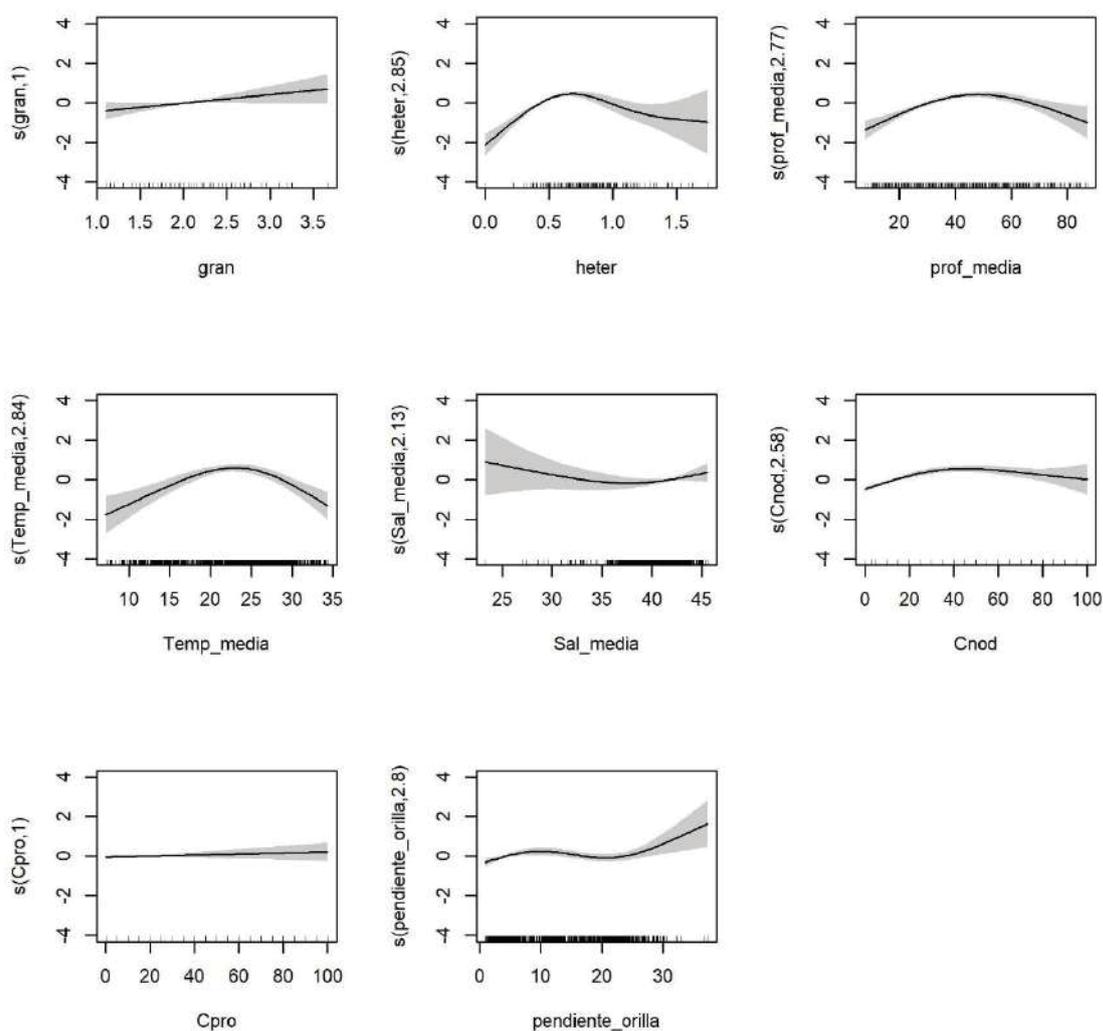


Figura 4.81. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Atherina boyeri*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubriendo (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Salaría pavo (Gallerbo; Barriguda)

Para *S. pavo*, la temperatura se mostró como una variable muy relevante de manera lineal, apareciendo más ejemplares cuando ésta incrementa, pese a la incorporación de la estacionalidad en los modelos. Por otro lado, también apareció ligado linealmente y de manera positiva a la granulometría, al igual que a los valores iniciales de heterogeneidad (0-0,5), mostrando una selección de zonas relativamente arenosas, con cierta presencia de gravas y otros elementos de mayor tamaño, que pueden proporcionarle refugio ante los depredadores, así

como hábitats aptos para la puesta. Además, la especie redujo su abundancia a partir de los 40 cm de profundidad sugiriendo la selección de zonas poco profundas cuando aparecen en las zonas someras durante primavera, verano y otoño. Por último, la vegetación también predijo positivamente la abundancia de *S. pavo*, con dos aumentos lineales muy similares en las dos más especies representativas (*C. nodosa* y *C. prolifera*), uno entre 0 y 25%, y otro entre 60 y 80%, lo que muestra que las mayores densidades de *S. pavo* se dan en praderas con una entidad relevante, donde el alimento para esta especie zoobentívora es más abundante (Fig. 4.82).

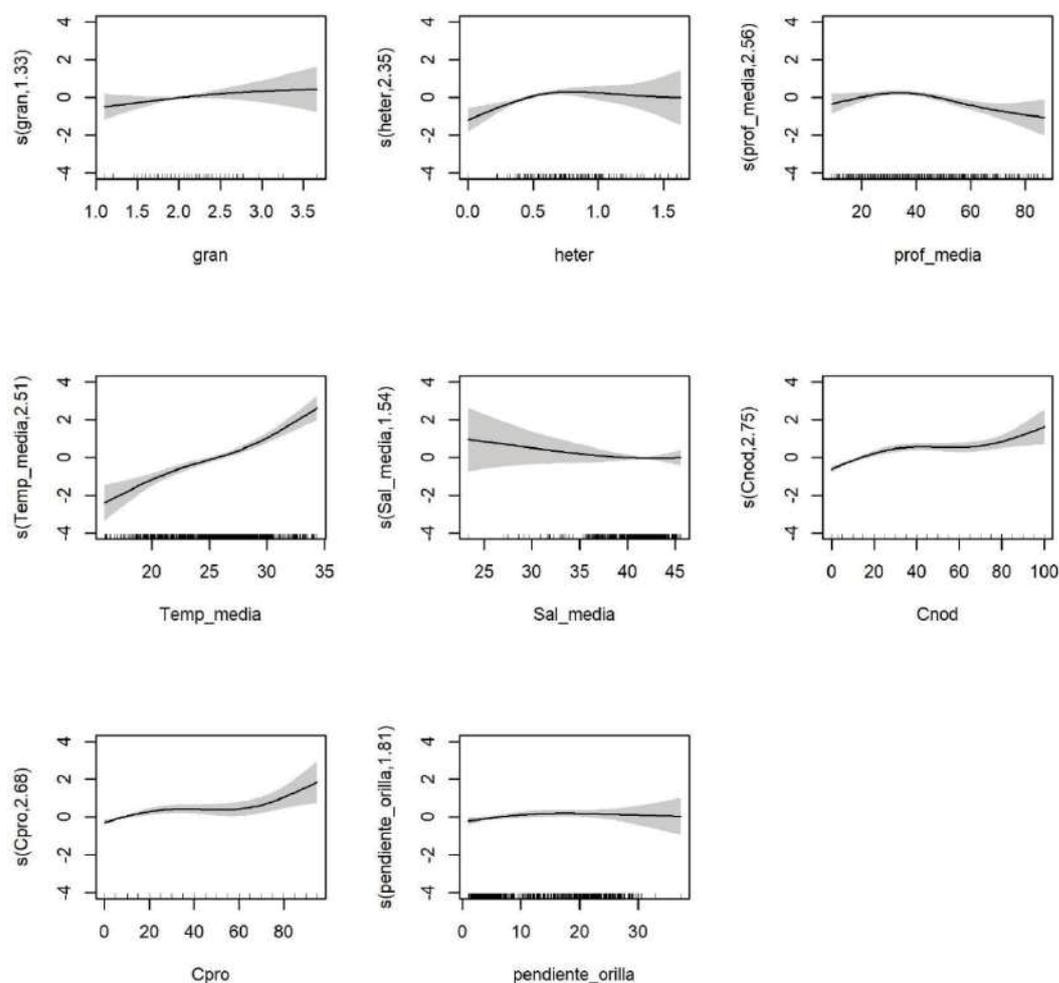


Figura 4.82. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Salaria pavo*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Apricaphanius iberus (Fartet)



Para la especie *A. iberus*, el recubrimiento de vegetación se mostró como una variable positiva en la predicción de abundancia, especialmente el de *C. prolifera*, que marcó un aumento lineal muy notable entre el 20 y 100 % de recubrimiento. El efecto de *C. nodosa* fue mucho menor, si bien fue lineal en todo el rango. Este aspecto está relacionado con la proporción de un ambiente seguro ante los depredadores, así como con las altas densidades de invertebrados presentes en estos ambientes, que le sirven de alimento. Además, mostró abundancias altas en salinidades intermedias (35 g/l aprox.) y en salinidades máximas (45 g/l aprox.). Los primeros lugares se relacionan con la cercanía a criptohumedales, ambientes donde la especie llega a mostrar densidades muy altas, y que, a su vez, están conectados con las áreas someras en episodios de lluvias torrenciales. Sin embargo, los puntos con salinidades máximas, se corresponden con zonas confinadas, con poca renovación de agua, donde la competencia interespecífica a la que es sensible este ciprinodóntido, es muy baja. También cabe destacar su relación negativa con la granulometría, apareciendo principalmente en lugares donde el fango ocupa gran parte de la fracción arenosa. Además, esto explica su relación con la heterogeneidad intermedia del sustrato (0,5-0,7), ya que el incremento en limos desencadena un incremento en la heterogeneidad del mismo en estos niveles. Por último, la profundidad apareció como una métrica negativa para la abundancia de la especie, generando una caída de la misma especialmente marcada entre 0 y 35 cm, siendo a su vez las pendientes de orilla intermedias las seleccionadas (entorno a un incremento de 10 entre la profundidad máxima y la de orilla del arrastre), que se corresponden con áreas principalmente naturales y de bajo hidrodinamismo (Fig. 4.83).

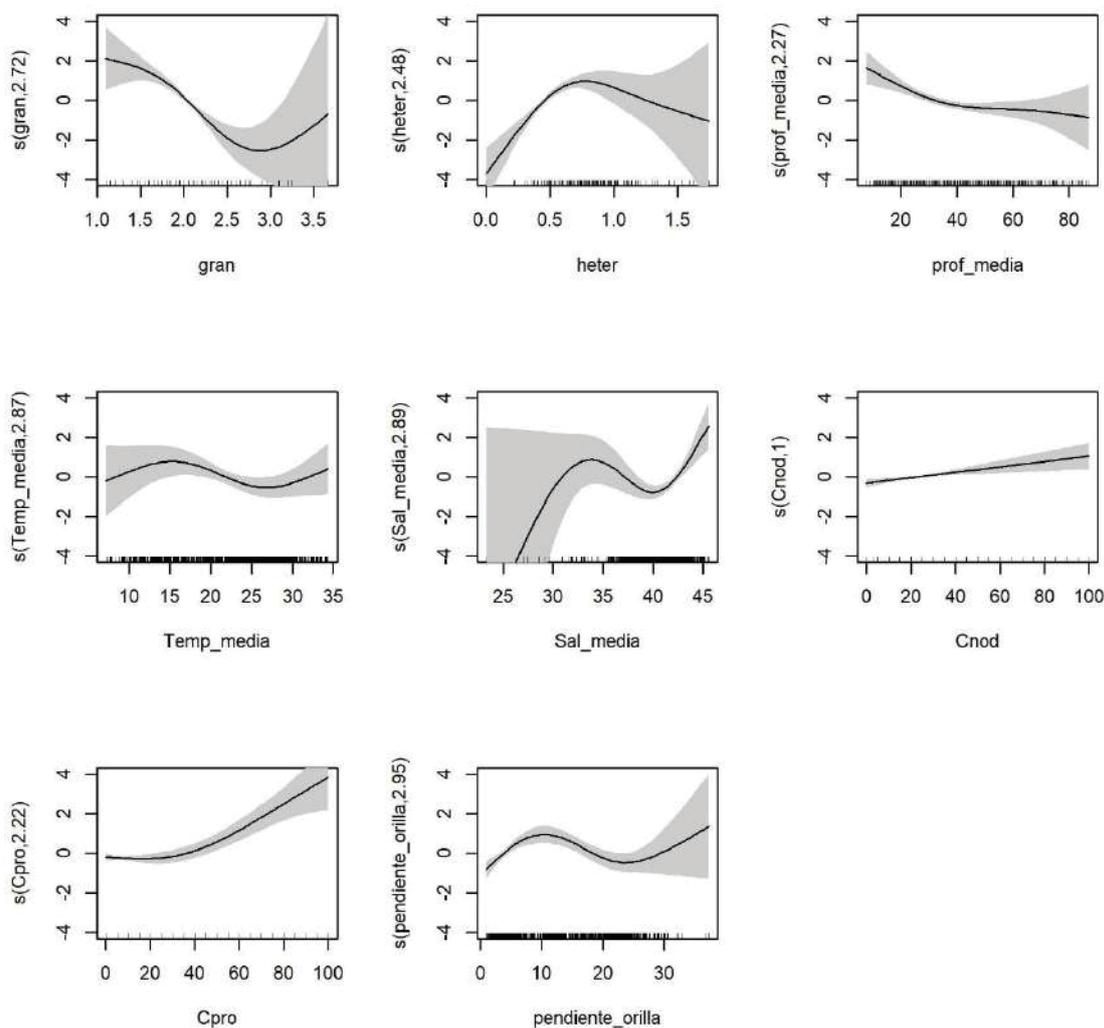


Figura 4.84. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Apricaphaius iberus*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Engraulis encrasicolus (Boquerón)

Para *E. encrasicolus*, la temperatura y la profundidad fueron las métricas más relevantes, teniendo un fuerte efecto lineal positivo. Este aspecto podría estar relacionado con el carácter planctónico de la especie, ya que, en los ambientes más profundos, el volumen de agua es mayor, y las temperaturas altas facilitan el desarrollo de fitoplancton en toda la columna de agua. Además, la especie también mostró una relación lineal negativa con la salinidad, reflejando su atracción por los cauces de agua dulce, que aportan los nutrientes que desencadenarán el desarrollo del citado fitoplancton. A su vez, la pendiente de

orilla también fue negativa linealmente, estableciendo una relación principalmente con los arrastres paralelos frente a los oblicuos, que representan una mayor proximidad a los citados cauces intermitentes que actúan de atrayente (Fig. 4.85).

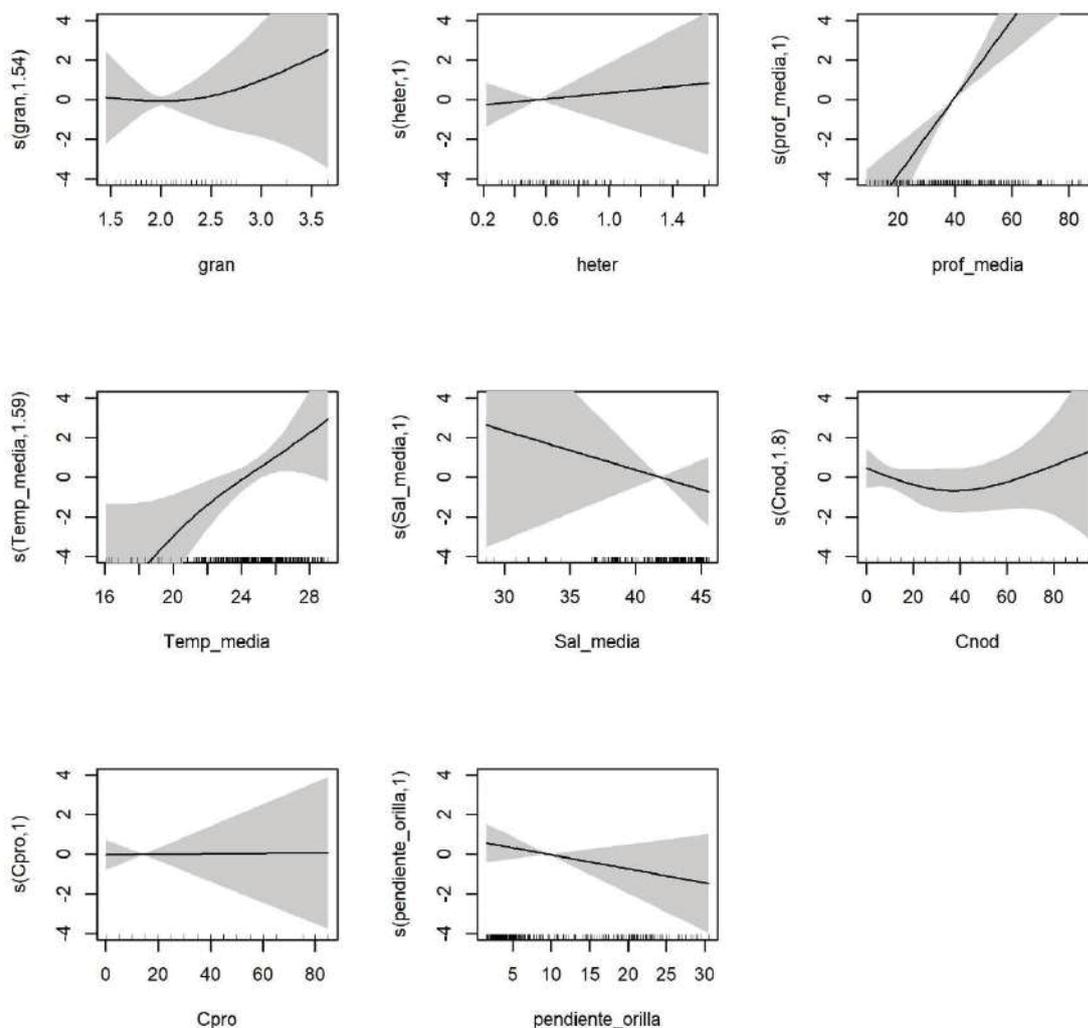


Figura 4.85. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Engraulis encrasicolus*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Gobius cobitis (Gobio de roca)

Gobius cobitis mostró una clara relación lineal con la heterogeneidad del sustrato a partir de valores intermedios ($> 0,75$), que reflejan una alta representatividad de cantos y guijarros en el sustrato, donde la especie encuentra refugio y lugares de puesta. Además, los recubrimientos de vegetación se mostraron como positivos, con un mayor efecto de *C. nodosa*, lineal entre el 0 y 40%, y estabilizándose tras éste, aspecto que podría estar relacionado con la presencia de una mayor cantidad de alimento (invertebrados). Finalmente, los muestreos realizados a mayor salinidad y con temperaturas inferiores a 20 °C y superiores a 30 °C, arrojaron los valores más bajos de abundancia (Fig. 4.86).

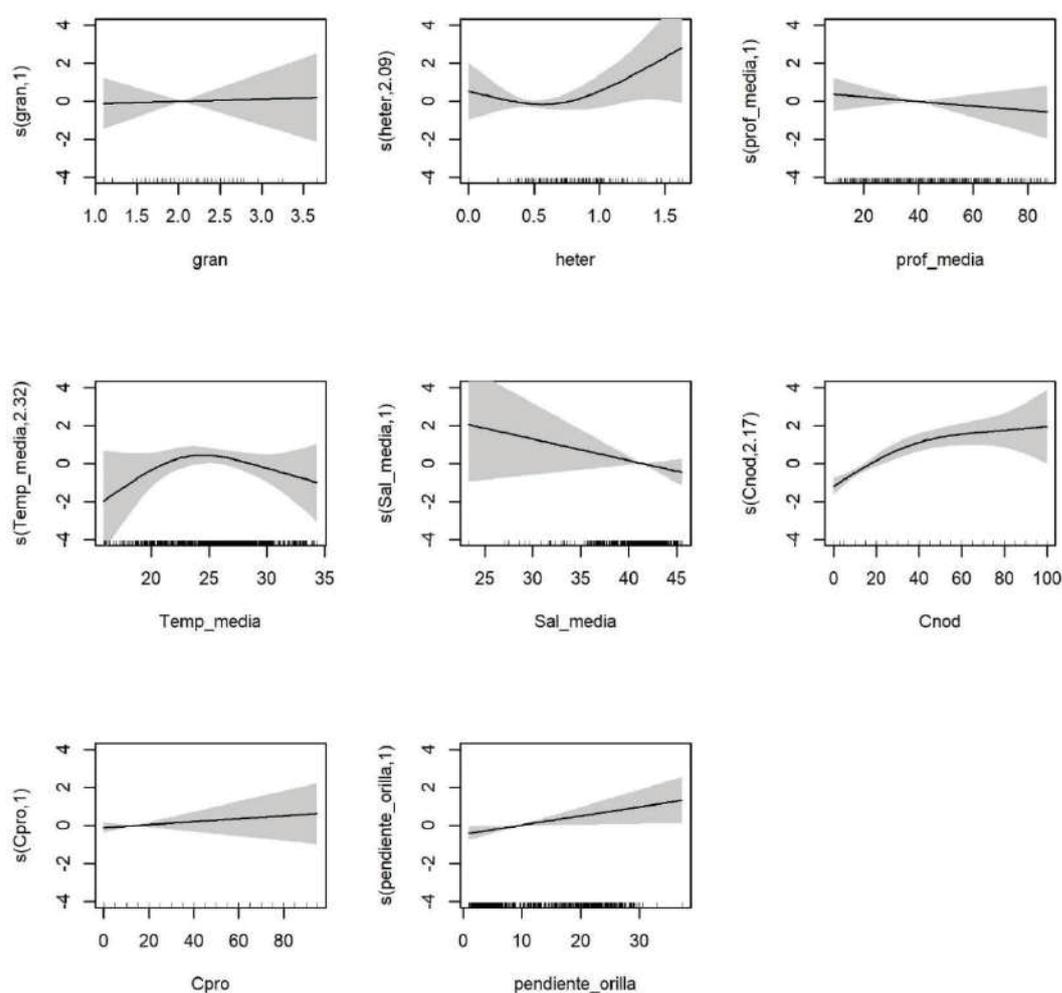


Figura 4.86. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Gobius cobitis*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.



Gobius niger (Gobio negro; Chaparrudo)

Para *G. niger* se detectó una influencia lineal negativa de la granulometría, mostrando una selección de ambientes fangosos. Respecto a la heterogeneidad, mostró una preferencia por sustratos homogéneos, mostrando una relación lineal entre los valores de heterogeneidad de 0 y 0,5, y estabilizándose cuando esta supera estos valores. La salinidad se postuló como una variable lineal negativa en la predicción de abundancia, como en el caso de *G. cobitis*. En relación a las praderas, *C. prolifera* mostró una leve relación lineal negativa, sin embargo, su relación con *C. nodosa* fue positiva, con dos relaciones lineales leves, entre el 0 y 30%, y entre el 70 y 100%, aspecto posiblemente relacionado con la mayor complejidad estructural ofrecida por las fanerógamas marinas respecto a las macroalgas. Además, esta especie mostró un óptimo de temperatura entre los 25°C y 30°C, reduciendo su abundancia cuando ésta disminuye. Por último, la especie seleccionó profundidades intermedias (próximas a los 40 cm), reduciéndose la abundancia cuando esta incrementa o disminuye, siendo también la pendiente de orilla un predictor positivo, con una relación lineal entre los valores de 10 y 30 (Fig. 4.87).

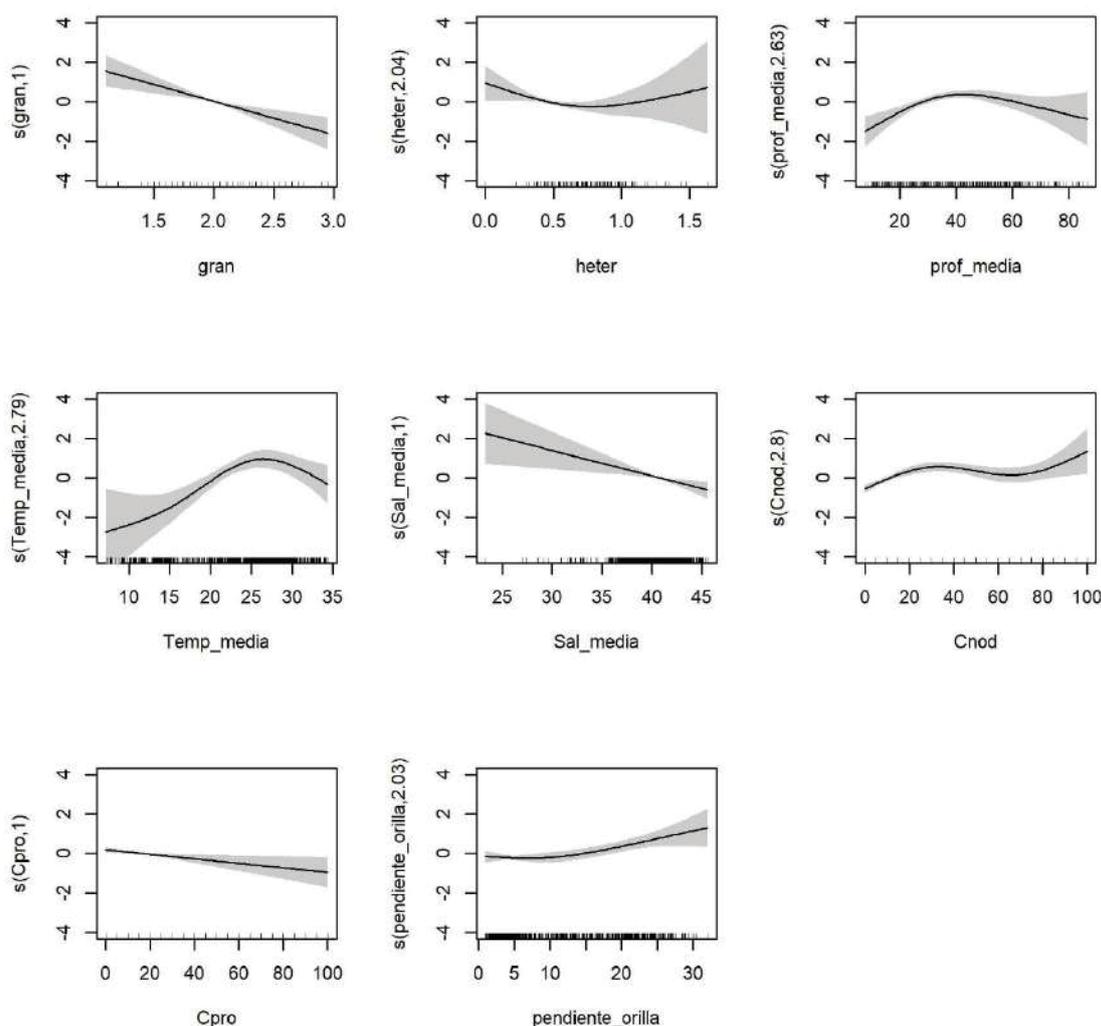


Figura 4.87. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Gobius niger*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Pomatoschistus marmoratus (Zorrita, Gobio de arena)

Para *P. marmoratus*, las variables relacionadas con el sustrato fueron las más relevantes, seleccionando linealmente granulometrías altas, hasta un 2,5 aproximadamente (sustratos areno-gravosos), y decreciendo tras estos valores, que reflejan una presencia significativa de cantos y otros elementos de gran tamaño en el fondo. Además, su fuerte relación lineal negativa con la heterogeneidad confirma su selección de hábitats arenosos (la fracción dominante en el sustrato de las áreas someras de la laguna), donde pueden camuflarse y encontrar conchas en las que realizar la puesta. El recubrimiento

de vegetación también se mostró como una métrica negativa, ya que aquí aparecen otros competidores bentónicos más especializados en dichos ambientes. Este efecto negativo, en recubrimientos bajos (< 40%), fue más patente en *C. prolifera*, que forma tapices más densos, donde la especie no puede competir. Sin embargo, en *C. nodosa*, no se detectó el efecto negativo hasta recubrimientos superiores a al 40%, lo que muestra cierta tolerancia de la especie a estos ambientes, relacionados con praderas abiertas (Fig. 4.88).

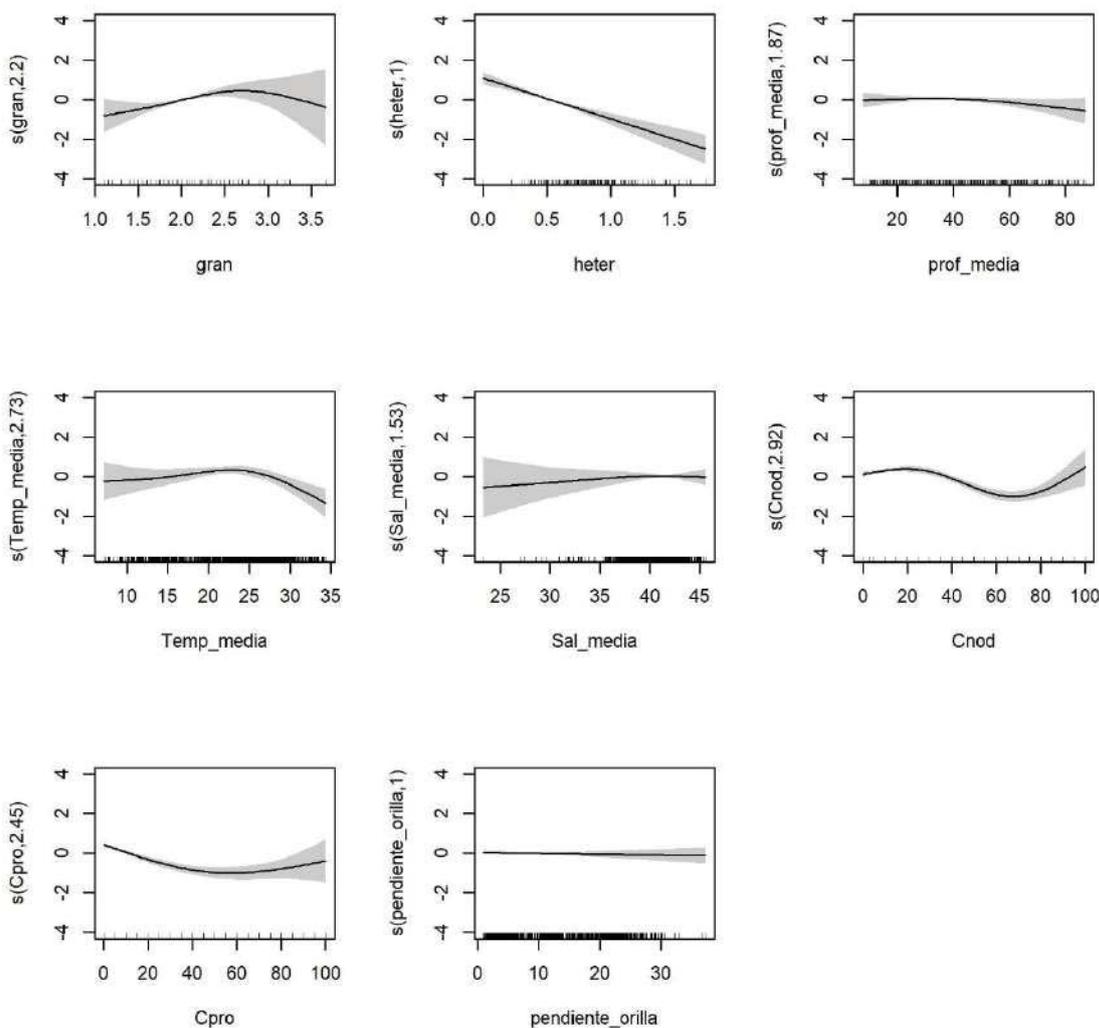


Figura 4.88. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Pomatoschistus marmoratus*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Symphodus cinereus (Tordo; Bodi6n)

Symphodus cinereus mostró una relación lineal positiva con la profundidad hasta los 40 cm, punto a partir del cual alcanzó el óptimo, reflejando su preferencia por cierta profundidad. Por otro lado, también mostró una relación lineal negativa con la granulometría, mostrando una selección de fondos fangosos. Además, también se detectó una relación lineal positiva con la temperatura, incrementando su abundancia cuando las áreas someras se calientan. En relación a los parámetros de vegetación, *C. nodosa* tuvo un mayor efecto, lineal hasta el 35%, y estabilizándose después. Sin embargo, el efecto de *C. prolifera* fue leve, pero continuamente lineal. Por último, la pendiente de la orilla, también tuvo un efecto lineal positivo, pero leve, que está relacionado con la aparición de la especie en esas áreas relativamente más profundas, especialmente muestreadas en los arrastres oblicuos (Fig. 4.89).

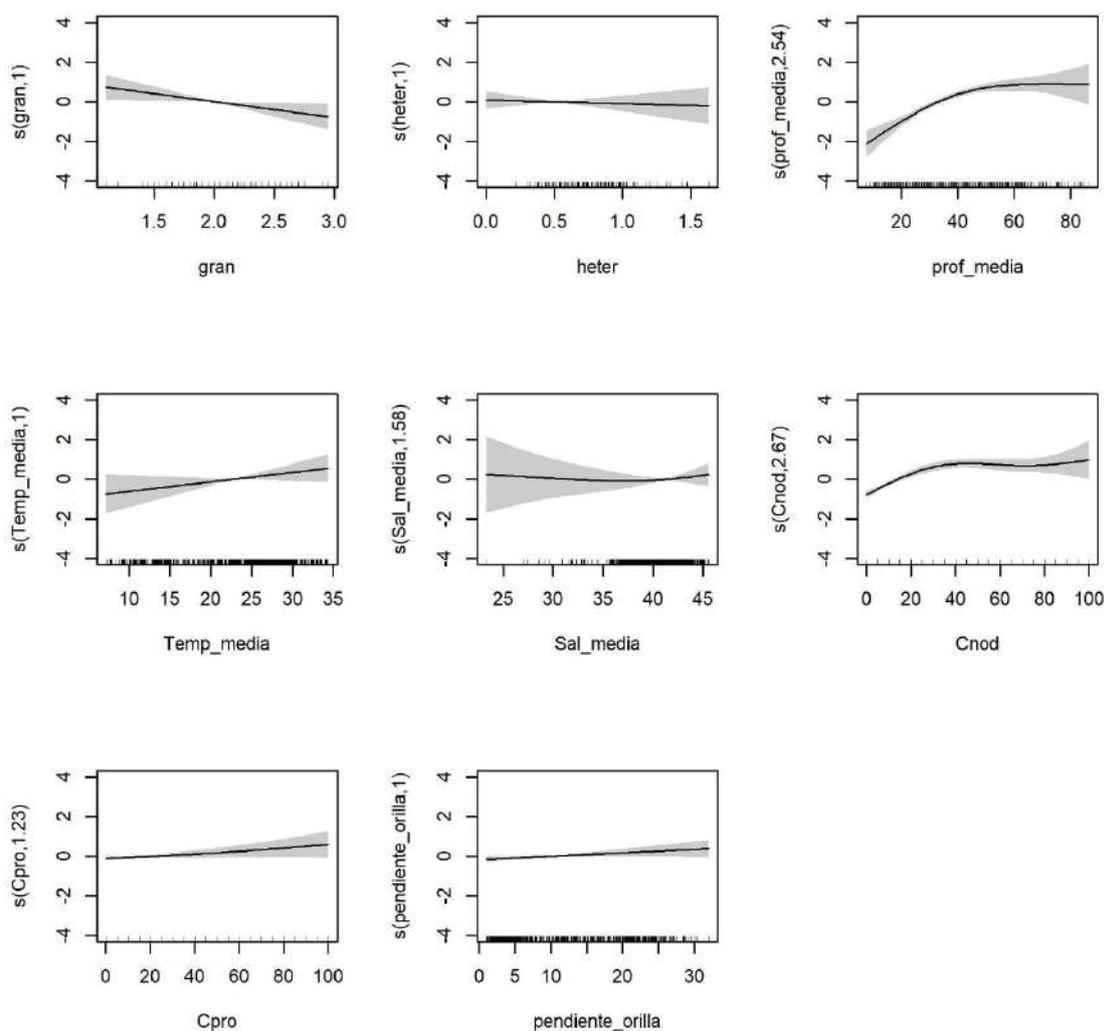


Figura 4.89. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Symphodus cinereus*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato;

Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Dicentrarchus labrax (Lubina)

Los juveniles de *D. labrax* fueron asentados principalmente en profundidades comprendidas entre 10 cm y 50 cm, decreciendo la abundancia de estos en valores mayores. Además, estos ejemplares aparecieron principalmente en salinidades bajas e intermedias (< 37 g/l), decreciendo la abundancia linealmente en valores superiores. Por otro lado, las granulometrías altas (con menor fracción de fangos), también reflejaron una mayor abundancia de la especie. Finalmente, las zonas con mayor pendiente de orilla, también fueron mejores zonas para el asentamiento de juveniles (Fig. 4.90).

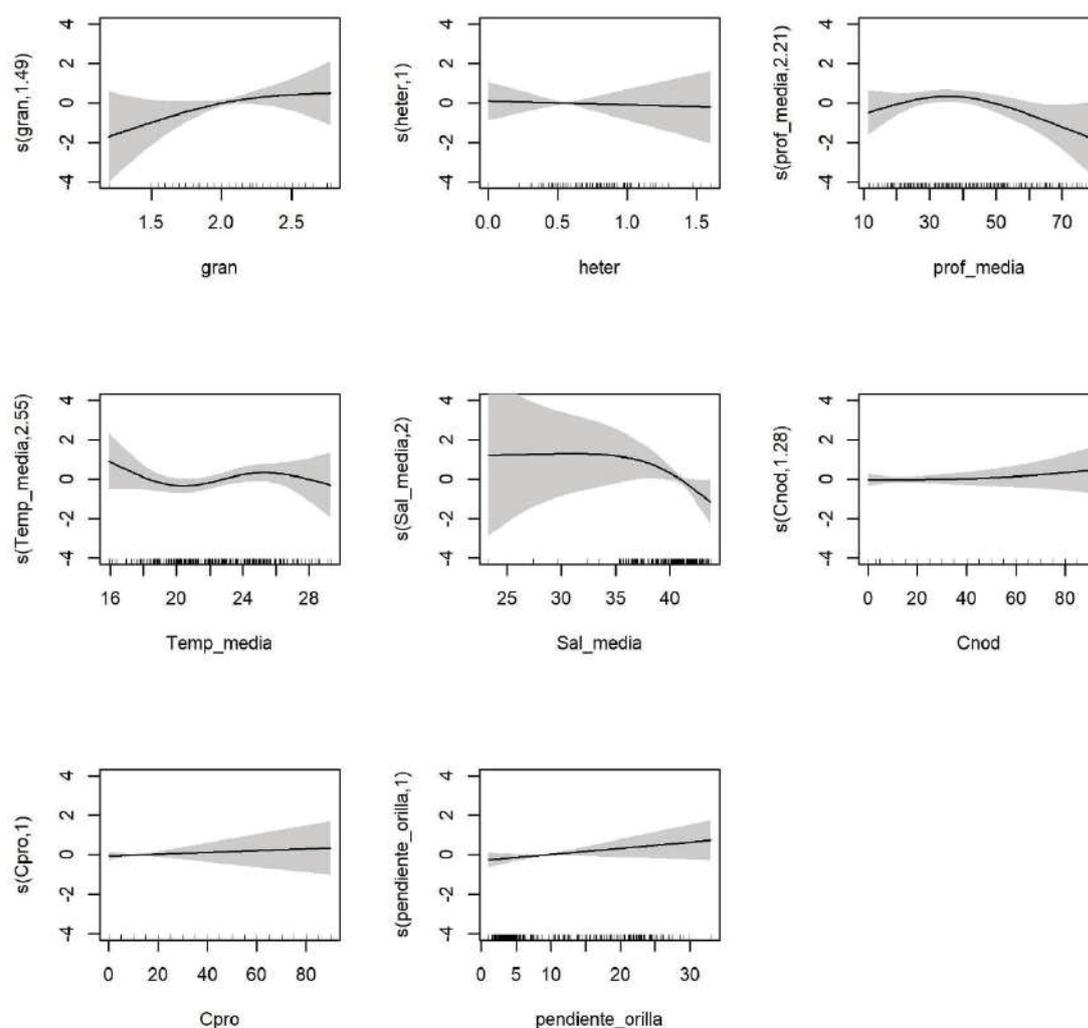




Figura. 4.90. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Dicentrarchus labrax*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Chelon auratus (Galupe)

Para los juveniles de *C. aurata*, los principales ambientes de asentamiento fueron lugares con granulometrías intermedias (2-2,5), correspondientes a zonas arenograsas, si bien la heterogeneidad (presencia de otras partículas) también contribuyó linealmente a un mayor número de ejemplares. Además, también seleccionaron zonas de leve profundidad, decreciendo linealmente las capturas entre 10 cm y 45 cm. La temperatura mostró una relación de óptimo, incrementando linealmente la abundancia de la especie hasta los 15 °C, y manteniéndose tras estos. Finalmente, la salinidad se postuló como un factor muy relevante de manera prácticamente lineal, estando los valores de abundancia más altos en zonas con baja salinidad, aspecto que podría estar relacionado con la atracción generada por los cauces de agua dulce en los juveniles de esta especie (Fig. 4.91).

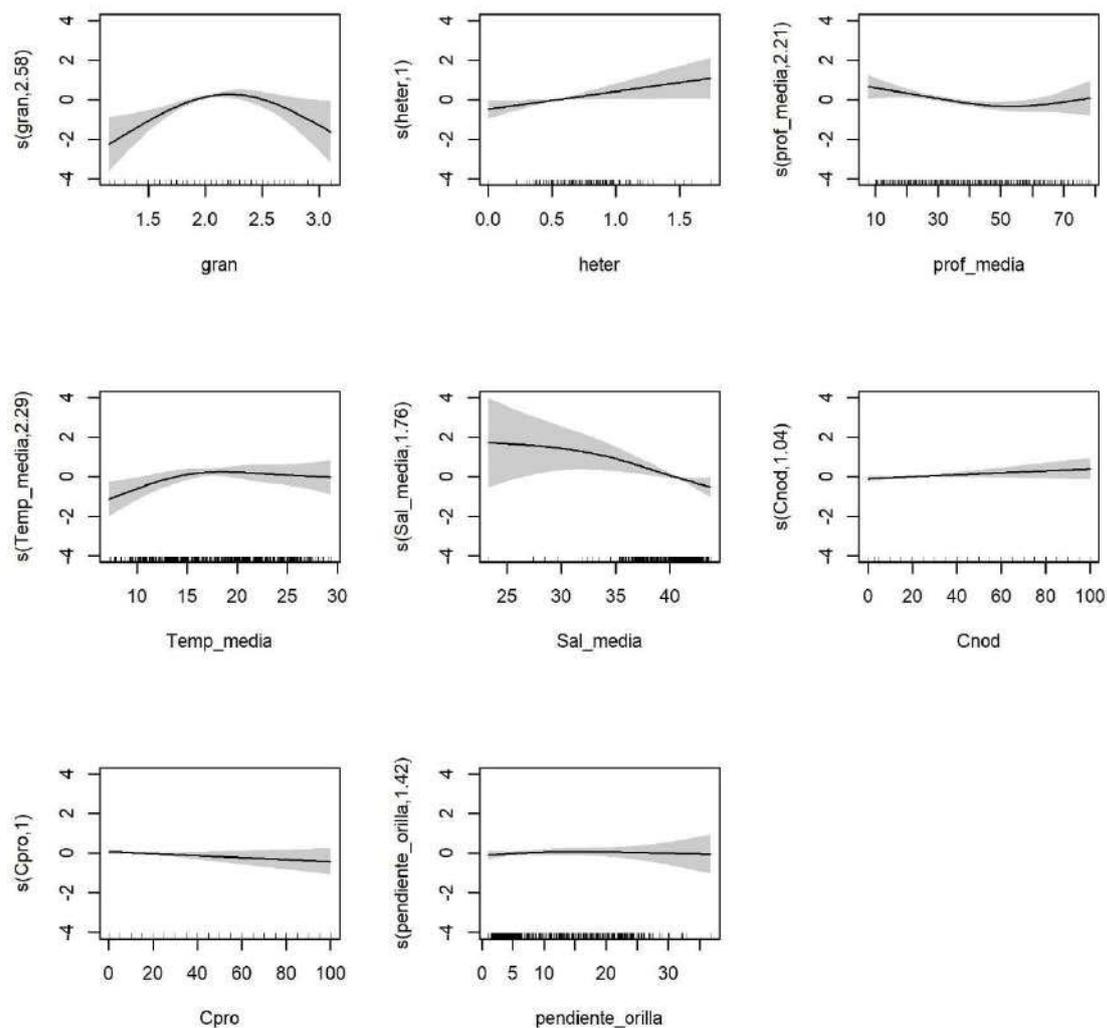


Figura 4.91. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Chelon auratus*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Chelon ramada (Lisa)

Para *C. ramada*, los juveniles fueron asentados principalmente en zonas de granulometría baja (elevada cantidad de limo), que desencadenan en una alta heterogeneidad del sustrato, mayoritariamente arenoso. Estos aparecieron principalmente en áreas poco profundas, y con salinidad intermedia (33-37 g/l), siendo menor la abundancia detectada cuando los valores se alejan de estas cifras. Además, la especie apareció principalmente en zonas con aguas más frías, siendo casi constante la abundancia hasta los 20 °C, y decreciendo linealmente al incrementar la temperatura. De esta manera, los juveniles de *C. ramada* parecen asentarse de manera independiente a la vegetación, en lugares limosos, próximos a los cauces de agua dulce y criptohumedales (salinidades intermedias), y con bajo hidrodinamismo, que desencadena en un mayor descenso invernal de las temperaturas (Fig. 4.92).

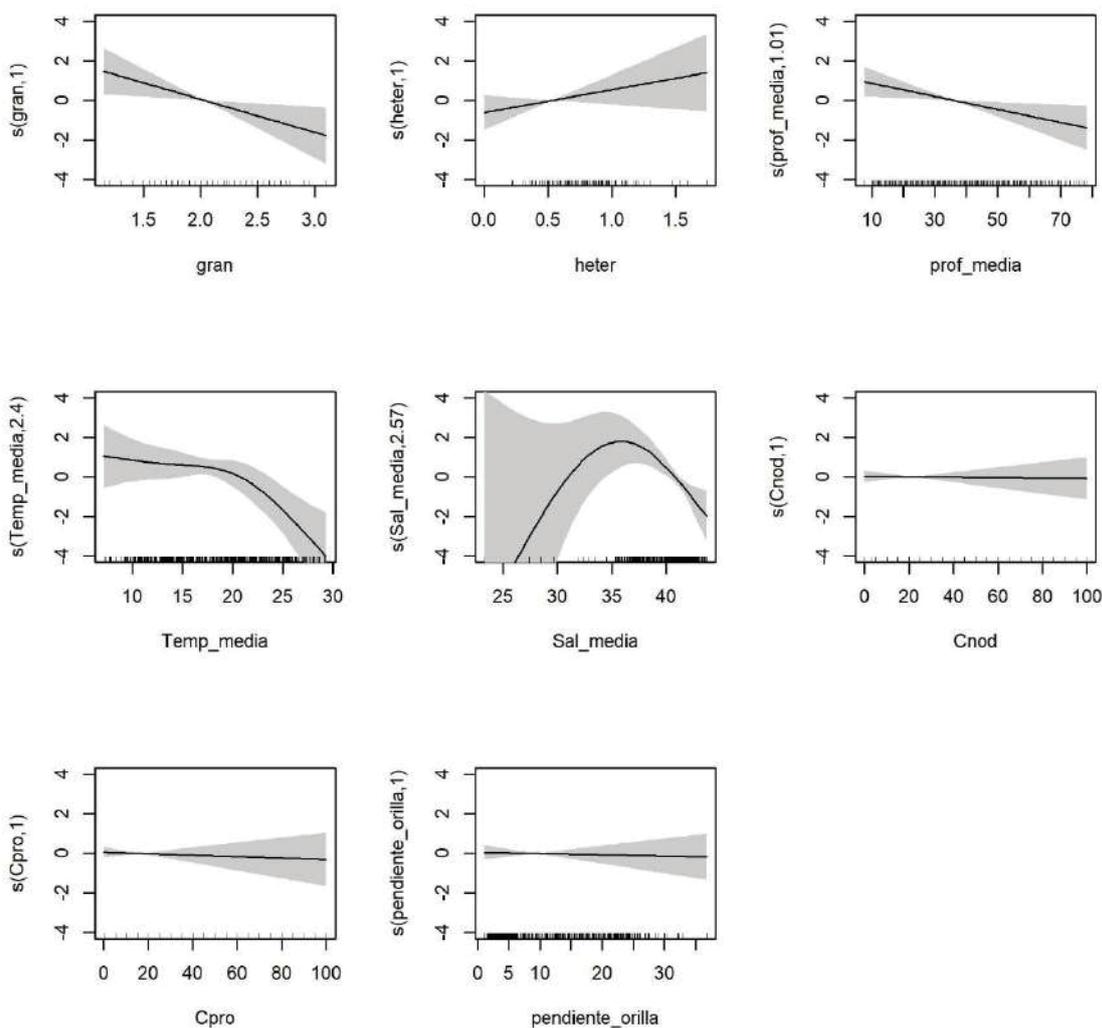


Figura 4.92. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Chelone ramada*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Chelone saliens (Lisa o galúa)

En relación a los juveniles de *C. saliens*, estos también se asientan en zonas limosas, si bien de sustrato más homogéneo que *C. ramada*. También seleccionan lugares con profundidad escasa, mostrando una relación lineal inversa muy clara con este parámetro. Para esta especie, el recubrimiento de *C. nodosa* parece tener un efecto lineal positivo leve, ya que es posible que puedan aprovechar el refugio ofrecido por estos hábitats complejos, al ser una especie

menos dependiente del atrayente salino de los cauces dulceacuícolas, aspecto que limita la distribución de otras especies de la misma familia. Por último, parecen aparecer las mayores densidades en temperaturas próximas a los 15-17 °C (Fig. 4.93).

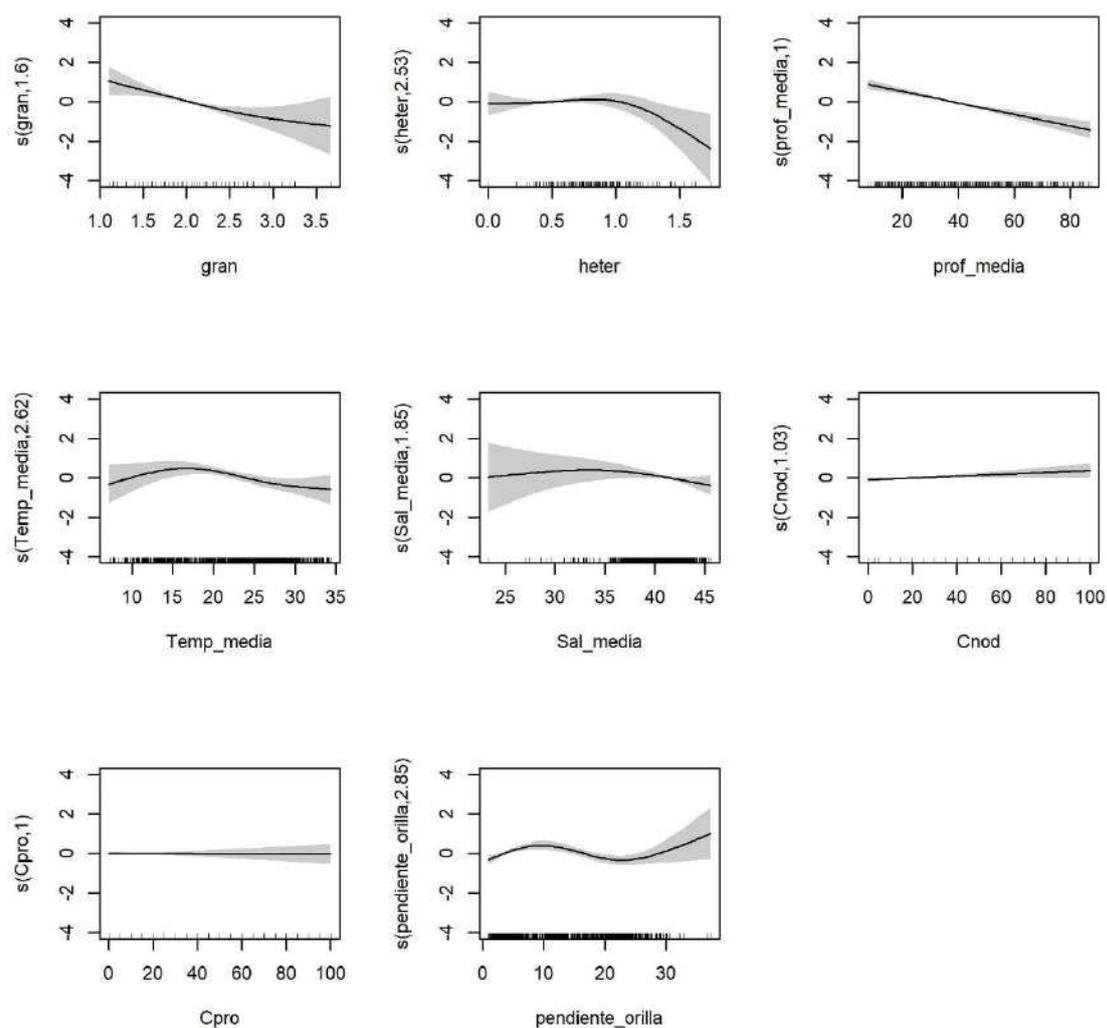


Figura 4.93. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Chelonia saliens*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.



Mugil cephalus (Pardete)

Los ejemplares juveniles de *M. cephalus* se asientan principalmente en zonas con una granulometría alta, existiendo una relación lineal entre el 2,5 y 3,5, y siendo prácticamente constante en valores inferiores. No obstante, seleccionan sustratos homogéneos, en zonas cálidas, con cierto recubrimiento, independientemente de la especie. Por último, si bien no seleccionan zonas someras, sí que seleccionan ambientes con escasa pendiente de orilla, existiendo una relación lineal inversa cuando los valores suben de 10, lo que confirma la importancia de zonas con bajo hidrodinamismo para los juveniles de la especie (Fig. 4.93).

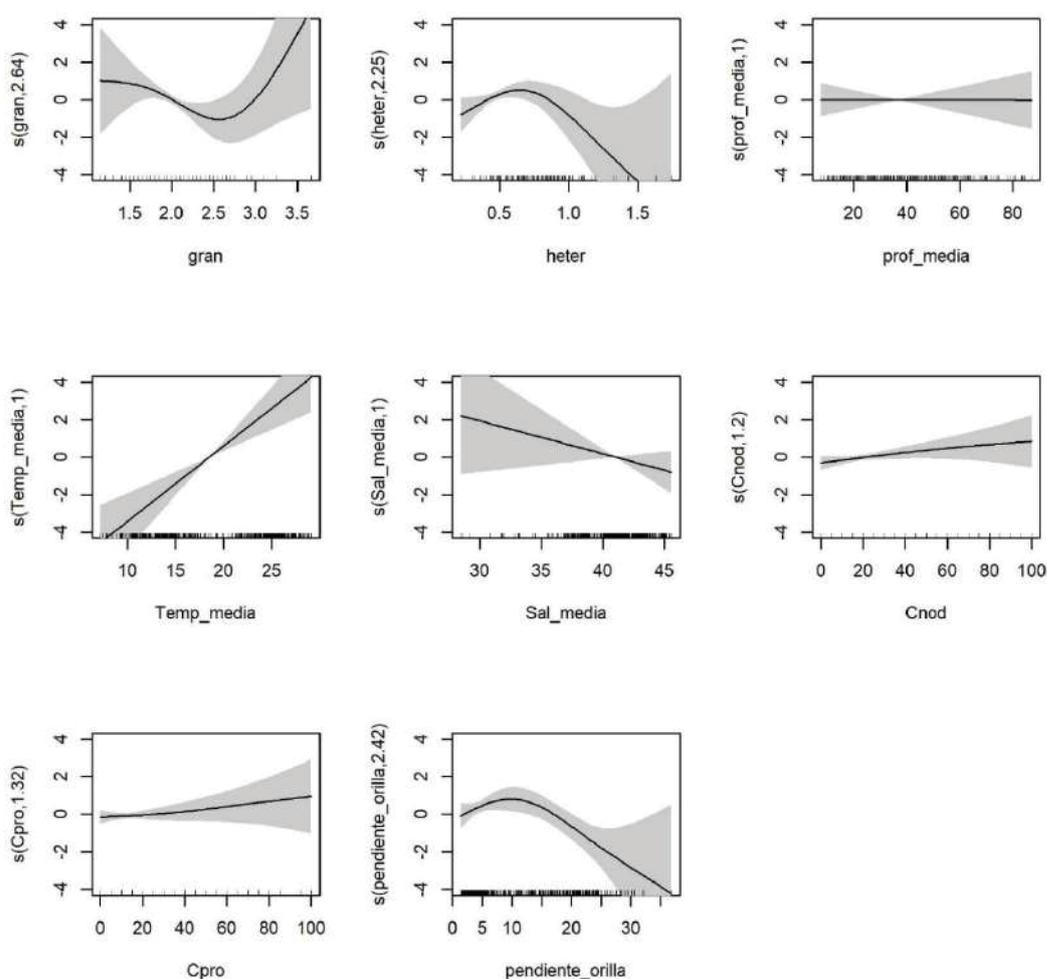


Figura 4.94. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Mugil cephalus*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.



Sparus aurata (Dorada)

Los juveniles de *S. aurata* muestran una preferencia por áreas someras con escasa pendiente de orilla, decreciendo la abundancia notablemente de una manera lineal, cuando este parámetro supera valores de 17. Este aspecto parece estar relacionado con la existencia de ambientes de bajo hidrodinamismo, que les ofrecen un lugar seguro para el crecimiento. Además, el mayor número de ejemplares se detectó principalmente en temperaturas) y salinidades intermedias (19-22 °C y 35-40 g/l, respectivamente), descendiendo al alejarse de estos valores. Por último, la abundancia de la especie también fue predicha, aunque con un leve efecto lineal, por praderas de *C. prolifera*, profundidades bajas, y por cierta representatividad de los limos en el fondo, si bien, los sustratos muy heterogéneos (>1) predijeron negativamente su abundancia (Fig. 4.95).

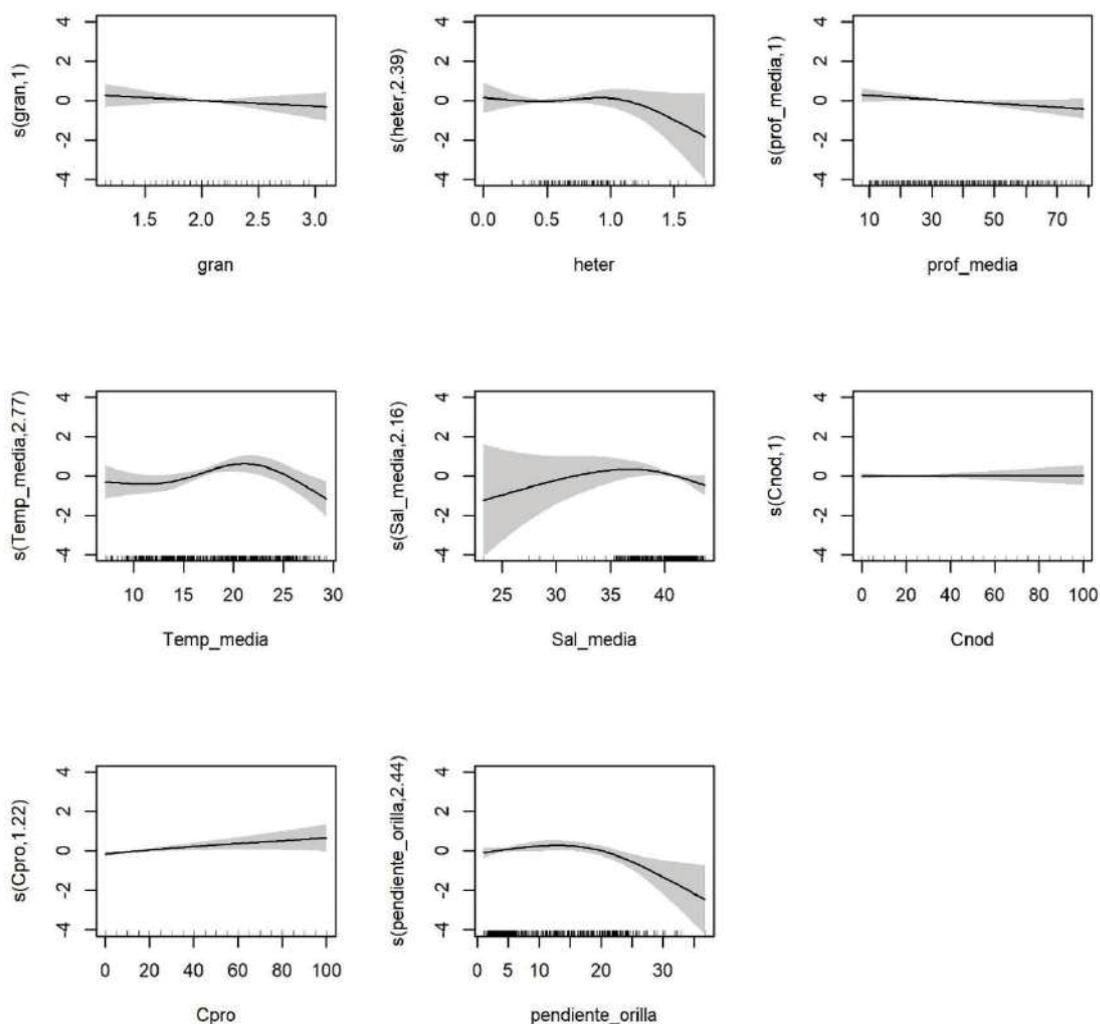


Figura 4.95. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Sparus aurata*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictor sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictor.

Syngnathus abaster (Aguja de río)

Para esta especie, las métricas relacionadas con la vegetación se postularon como las variables más relevantes. La cobertura de *C. nodosa* predijo un notable incremento en la abundancia de la especie, principalmente en el rango del 0 al 30% de cobertura, estabilizándose entre este valor y el 70%, volviendo a incrementar hasta el 100%. Respecto a *C. prolifera*, ésta no generó un incremento notable de abundancia hasta el 70% aproximadamente, sugiriendo, en el caso de esta macroalga, la necesidad de tapices vegetales más extensos para que la especie encuentre hábitat propicios. A su vez, las salinidades más

bajas, correspondientes a las entradas de los cauces de agua dulce, también se mostraron como ambientes poco aptos para la especie. Por último, aún corrigiendo las variaciones estacionales en el modelo, los valores extremos de temperatura ($> 25\text{ C}^\circ$ y $< 15\text{ C}^\circ$) también se relacionaron con decrementos en la abundancia de *S. abaster* (Fig. 4.96).

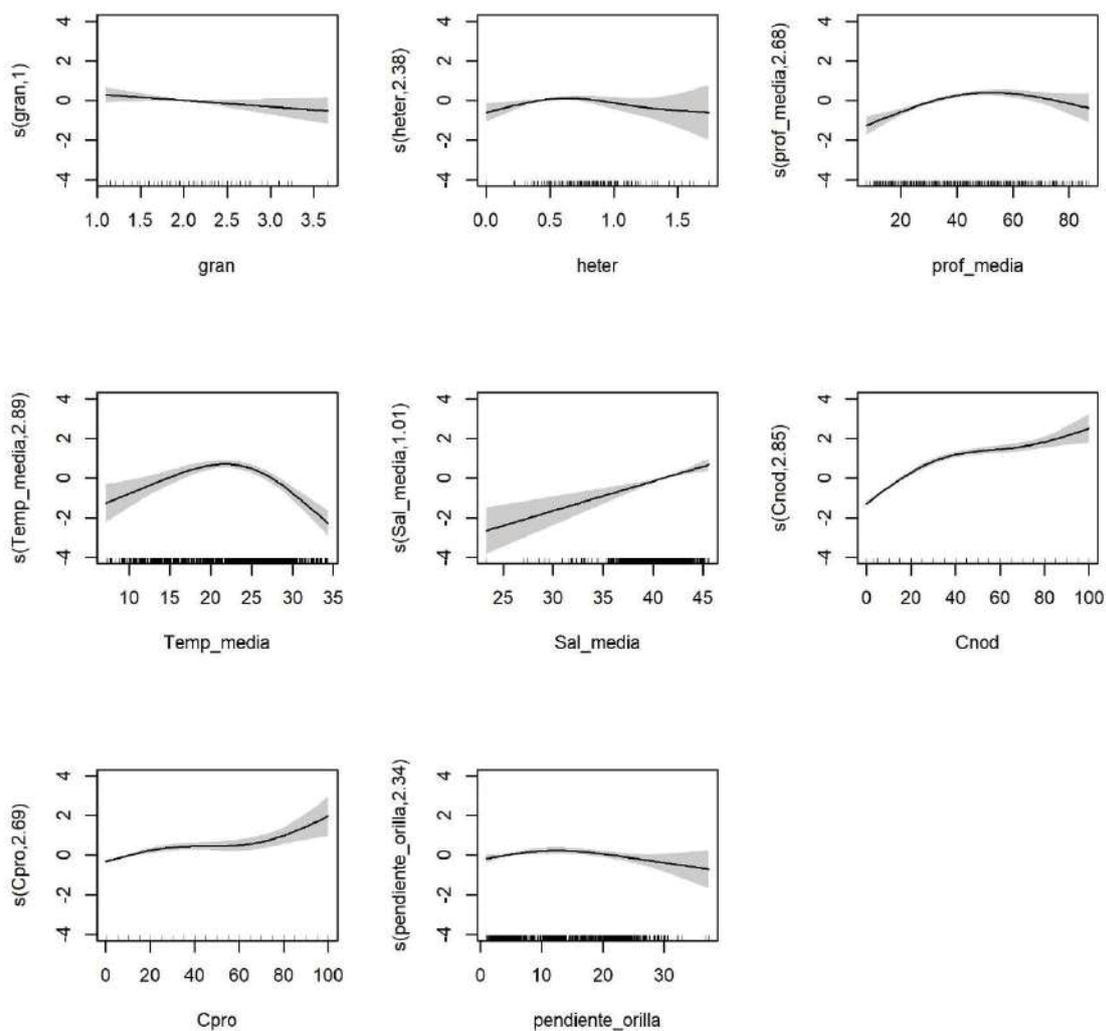


Figura 4.96. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la abundancia de *Syngnathus abaster*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Syngnathus typhle (Aguja mula)



Para *Syngnathus typhle*, su presencia fue predicha principalmente por granulometrías intermedias (2,2-2,5), correspondientes a sustratos arenogravosos, pero sin heterogeneidad (con ausencia de cantos y otras partículas de gran tamaño). La especie también fue detectada en menor medida en los lugares donde la temperatura incrementa de 27 °C. A su vez, si bien la profundidad no fue un factor muy relevante, la pendiente de la orilla sí que produjo positivamente su presencia, sugiriendo su presencia en las partes muestreadas con los arrastres oblicuos de las áreas someras. La salinidad también mostró un incremento entre los 35 y 40 g/l, apareciendo la máxima probabilidad de detección de ejemplares por encima de estos valores, lo que sugiere su preferencia por ambientes con menor influencia continental. Por último, la vegetación fue un parámetro relevante, especialmente el recubrimiento de *C. nodosa*, que mejoró linealmente la posibilidad de detectar a la especie entre el 0 y 40 %, con una estabilización a partir de este punto. Sin embargo, *C. prolifera* mostró una mejora lineal de la presencia de la especie muy leve entre el 0 y 35%, casi estabilizándose tras este punto. De esta manera, si bien la especie puede detectarse en praderas de la macroalga, *C. nodosa* ofrece hábitats más propicios, donde *S. typhle*, puede desempeñar sus mecanismos de crípsis, ocultándose de depredadores y alimentándose de invertebrados (Fig. 4.97).

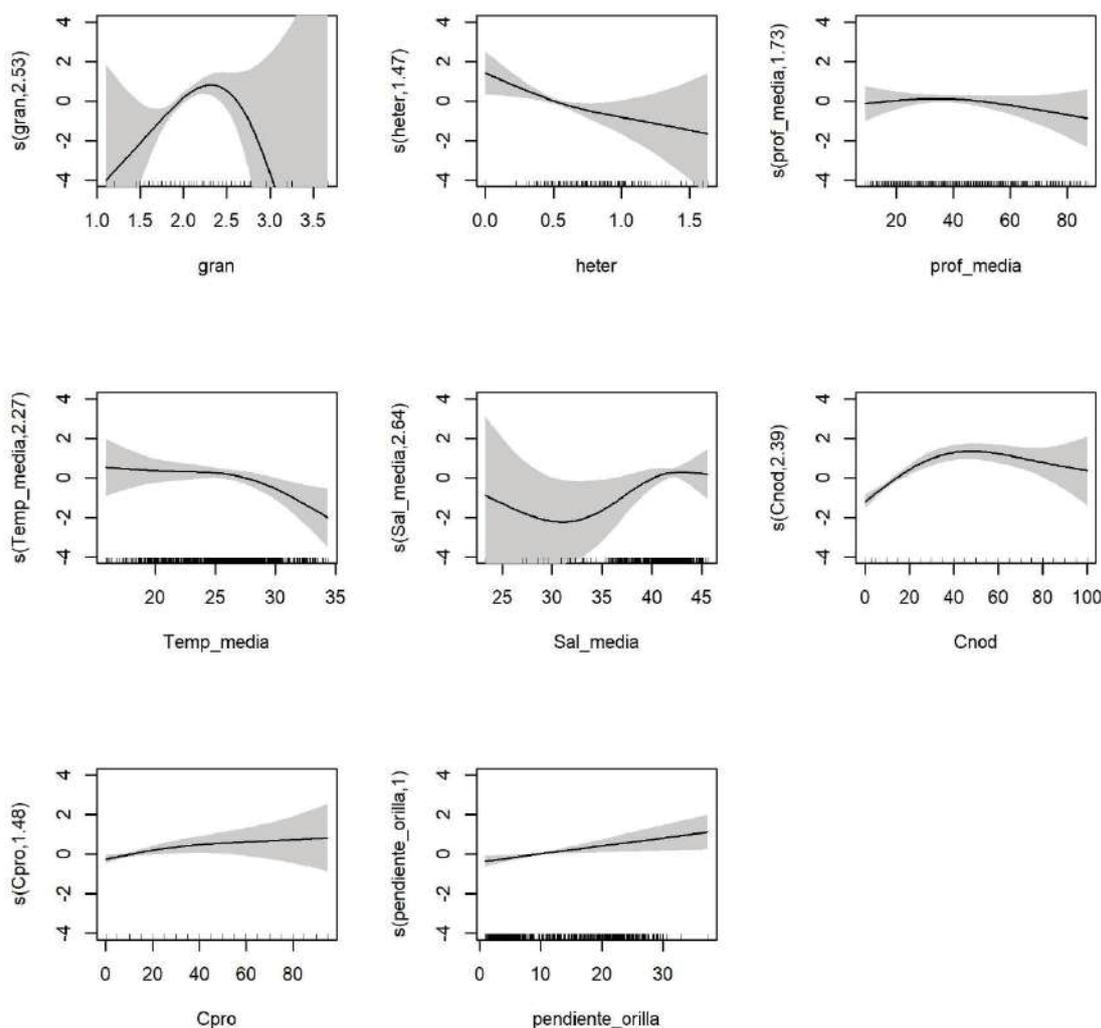


Figura 4.97. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la presencia de *Syngnathus typhle*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

Hippocampus guttulatus (Caballito de mar)

En relación a *H. guttulatus*, sus relaciones con el hábitat previas a la drástica reducción de sus poblaciones en las áreas someras, muestran una preferencia para su presencia por zonas someras, pero con elevada pendiente. También con cierta granulometría y heterogeneidad, ya que elementos como cantos y guijarros permiten el anclaje y refugio de la especie mediante su cola prensil y sus capacidades de crípsis. Por último, los ejemplares se detectaron principalmente en zonas de salinidad intermedia (próxima a los 40 g/l), ambientes

próximos a las zonas de entrada del mediterráneo, donde la calidad del agua es mayor, y posiblemente la especie buscaba refugio, como también sugieren los análisis por confinamiento descritos apartados previos (Fig. 4.98).

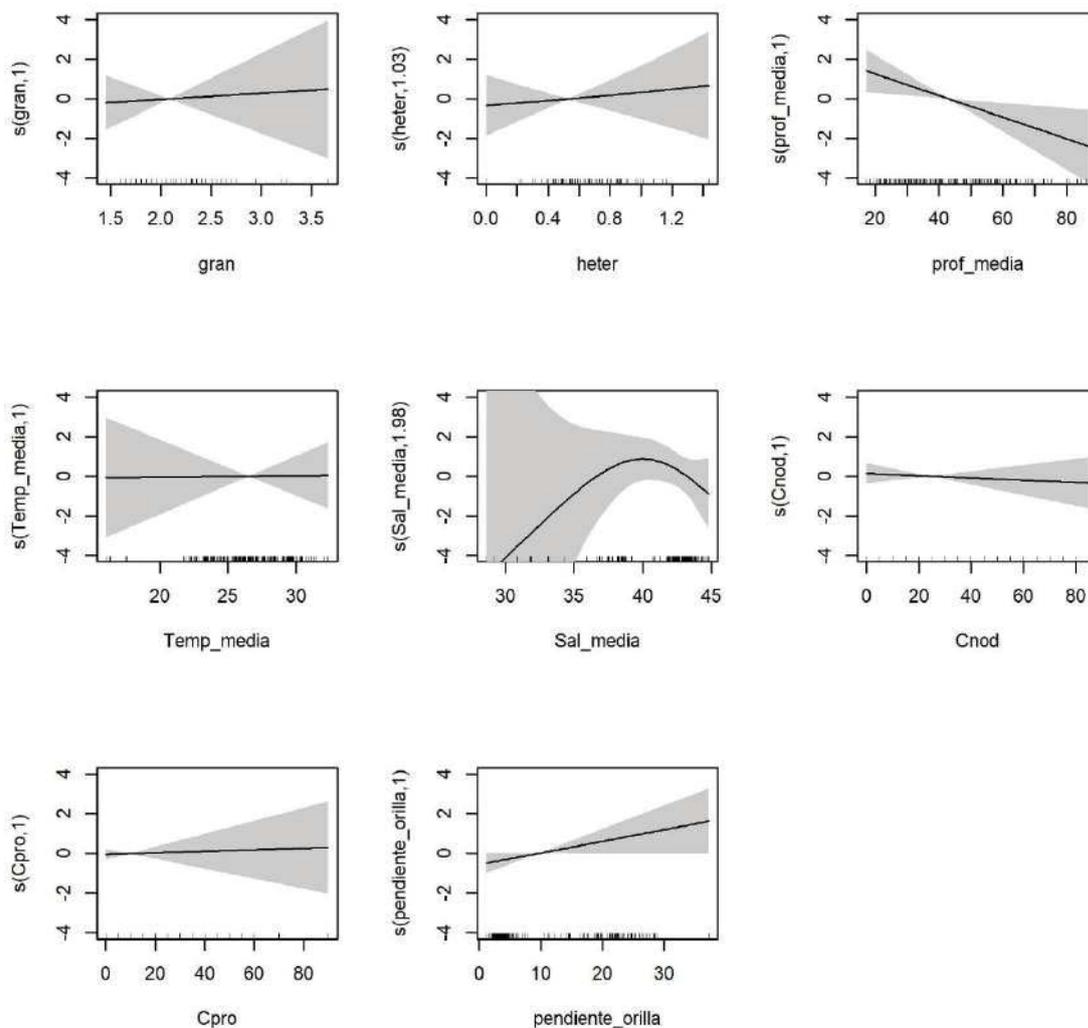


Figura 4.98. Modelo aditivo generalizado de las variables de hábitat sobre la presencia de *Hippocampus guttulatus*. Gran: granulometría del sustrato; Heter: heterogeneidad del sustrato; Prof_media: profundidad (cm); Sal_media: salinidad (g/l); Cnod: recubrimiento (%) de *Cymodocea nodosa*; Cpro: recubrimiento (%) de *Caulerpa prolifera*; pendiente_orilla: proporción de incremento de profundidad entre la orilla y la zona más profunda de la superficie de arrastre. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. El eje x muestra las unidades de cada variable predictora.

4.6. Análisis temporal de la evolución de las variables de hábitats.

A continuación, se detalla la evolución temporal de las variables descriptoras del hábitat de las áreas someras disgregada en los niveles espaciales de confinamiento.

Vegetación sumergida

En relación a las métricas descriptoras de la vegetación, el recubrimiento total sufrió un especial incremento a partir de 2018, especialmente patente en las zonas más confinadas y, por lo tanto, con mayor acumulación de nutrientes. Este hecho parece estar relacionado con el incremento de nitratos y fosfatos derivado del proceso eutrófico, que ha permitido un desarrollo mayor de la vegetación, donde la ausencia de luz solar no es un limitante. Además, este incremento parece continuar en el tiempo, si bien, en 2022-2023, parece haber un leve decremento en las zonas más confinadas (Fig. 4.99.). En relación al volumen de vegetación, sucede algo muy similar, aunque el incremento paulatino entre periodos se detecta solo en las zonas menos confinadas, siendo en los grados de confinamiento 2 y 3 constante a partir de 2018 (Fig. 4.100).

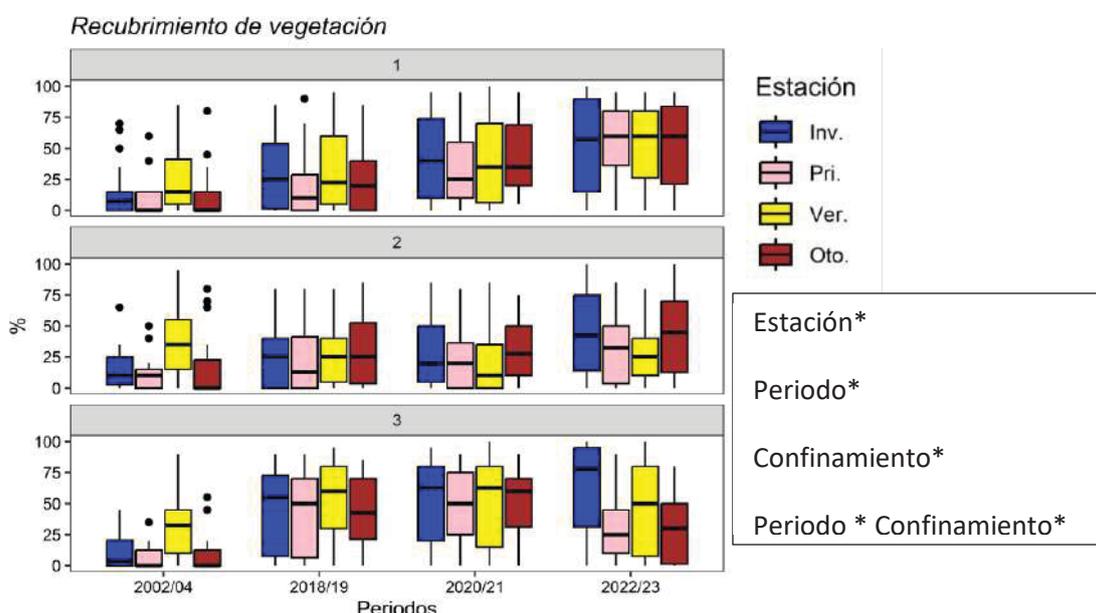


Figura 4.99. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de vegetación, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

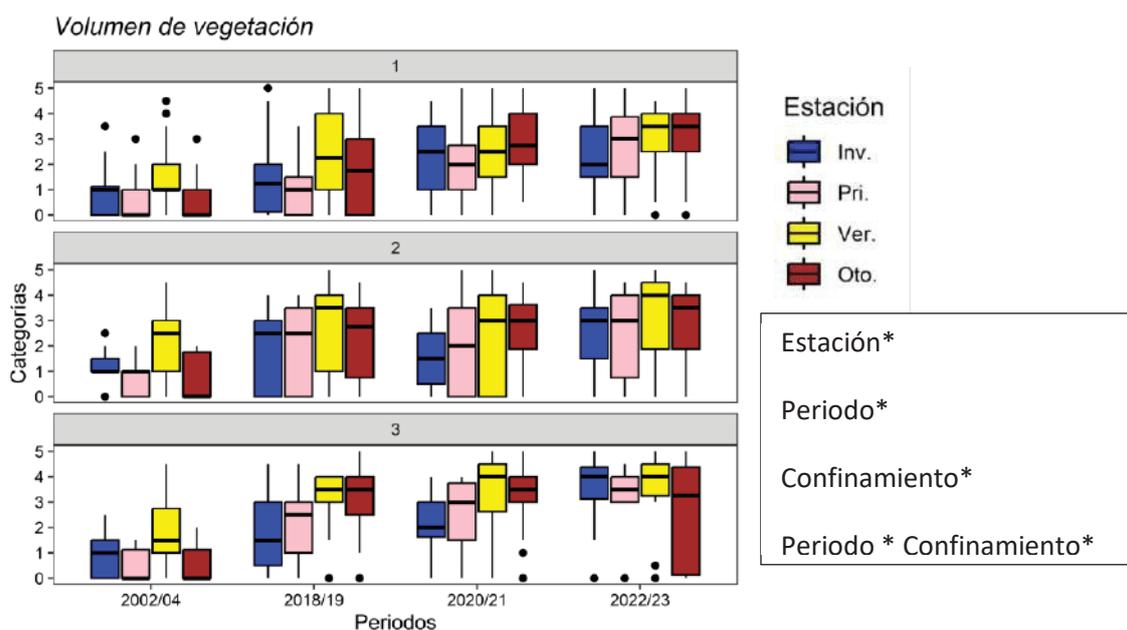


Fig. 4.100. Evolución espaciotemporal del volumen de vegetación, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

En la serie temporal 2018-2023, donde existe una visión pormenorizada de los distintos grupos vegetales mayoritarios, se aprecia cómo en las zonas menos confinadas siempre ha existido un menor recubrimiento de la fanerógama *Cymodocea nodosa*, que no incrementa hasta 2022-2023. Este incremento también se detectó en las zonas semiconfinadas. Sin embargo, para las zonas más confinadas, que mostraron los valores de recubrimiento más altos de la serie histórica, se detecta una reducción en este último periodo (2022-2023) (Fig. 4.101). En relación a la otra especie mayoritaria, la macroalga *Caulerpa prolifera*, también se aprecia una tendencia generalizada de incremento en 2022-2023, especialmente patente en las zonas menos confinadas, seguido de las más confinadas (Fig. 4.102). Es posible que las poblaciones de esta especie denle el interior de la laguna comiencen a tolerar mejor la incidencia de la luz solar (reducción de su fotosensibilidad) y, quizás, también se hayan visto beneficiadas por los incrementos en turbidez del proceso eutrófico, así como por el enriquecimiento en nutrientes. Respecto a otros taxones minoritarios, como la macroalga *Bathophora* sp., se aprecia un incremento notable en los últimos periodos en las zonas semiconfinadas, y especialmente, en las menos confinadas (Fig. 4.103). Este aspecto parece relacionarse con la bajada de salinidad de los episodios de lluvia de 2019-2021, que han facilitado el establecimiento de este taxón, más característico de aguas mediterráneas. Sin embargo, la fanerógama *Ruppia cirrhosa* se detecta de manera anecdótica,

desapareciendo de las zonas más confinadas en 2022-2023, y comenzando a aparecer en esta fecha en los ambientes semiconfinados (Fig. 4.104).

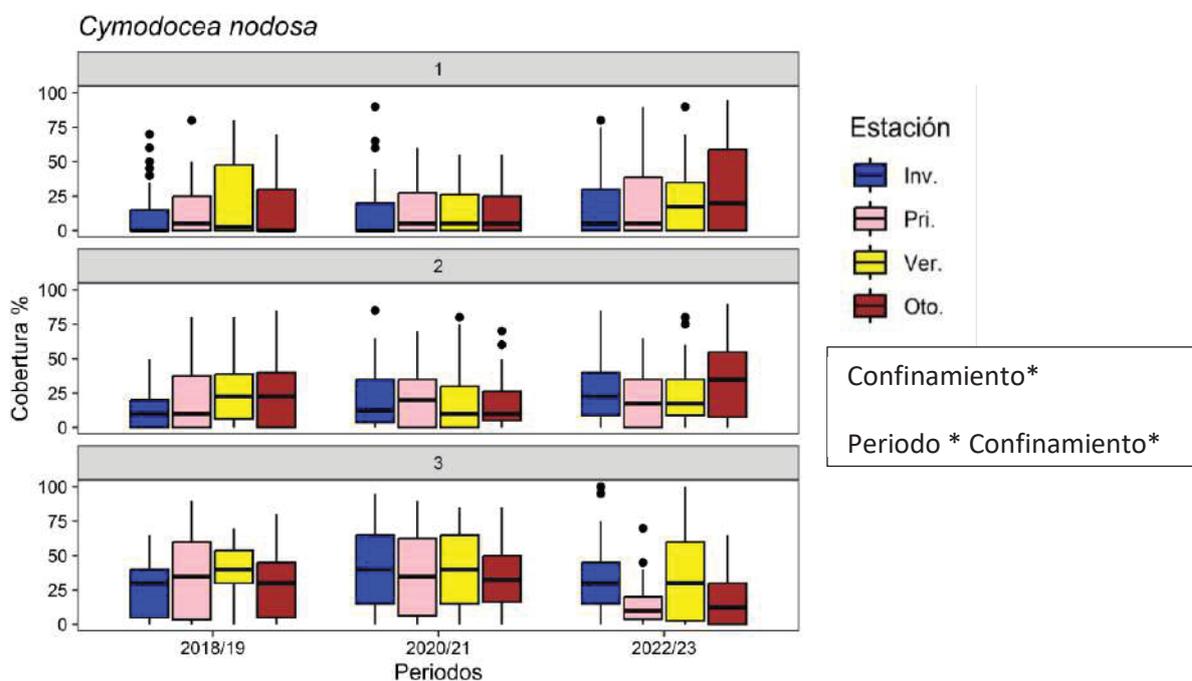


Figura 4.101. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Cymodocea nodosa*, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

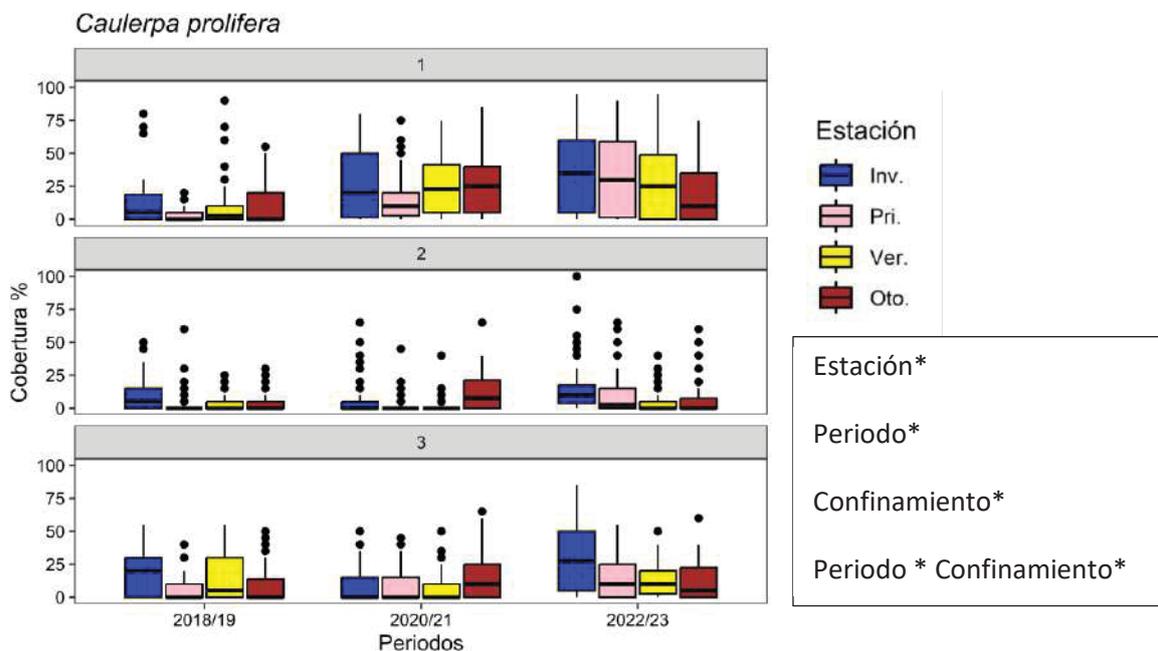


Figura 4.102. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Caulerpa prolifera*, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

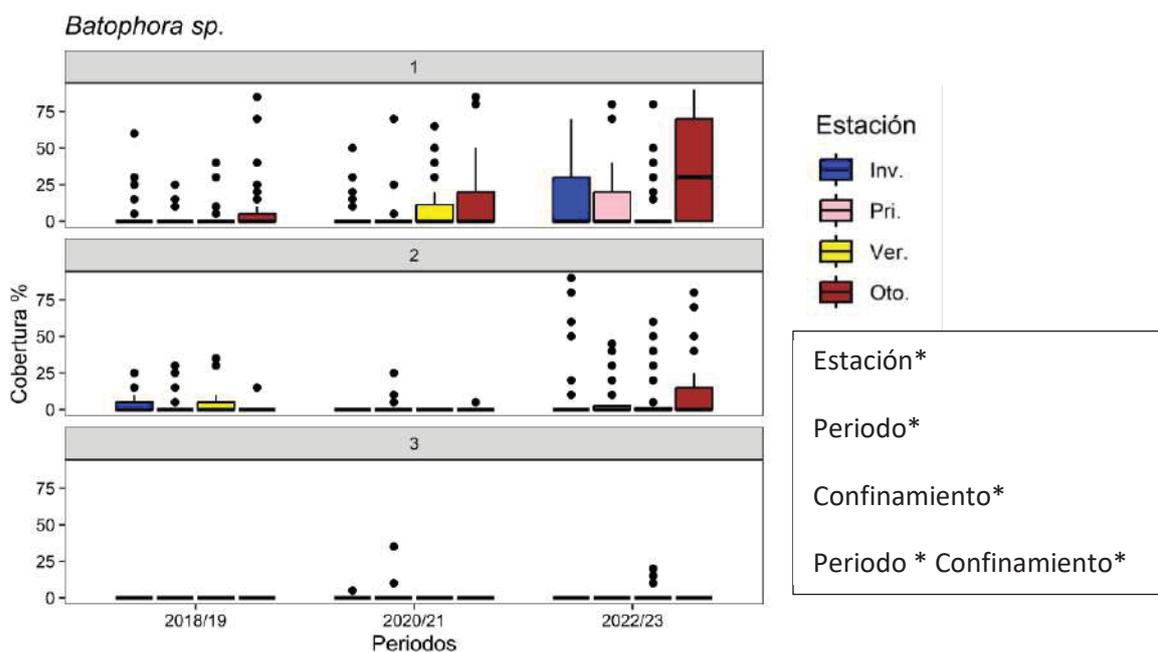


Figura 4.103. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Batophora* sp, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Período (Año) * Confinamiento (Sector).

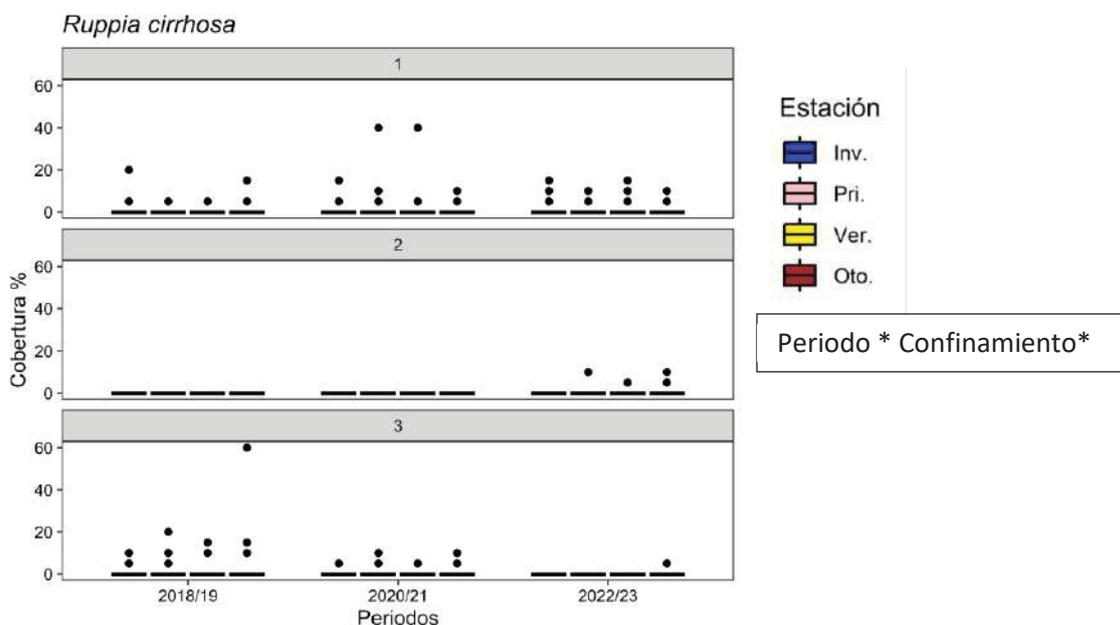


Figura 4.104. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Ruppia cirrhosa*, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Período (Año) * Confinamiento (Sector).

Naturaleza del fondo

En lo relativo a las variables relacionadas con el sustrato (granulometría y heterogeneidad del mismo), es especialmente patente la reducción del tamaño de partícula a partir de 2018 (Fig. 4.105), aspecto relacionado con el aporte de limos derivado del proceso eutrófico. Además, este fenómeno conlleva a un incremento en la heterogeneidad del sustrato (Fig. 4.106), al reducir la dominancia de la fracción arenosa.

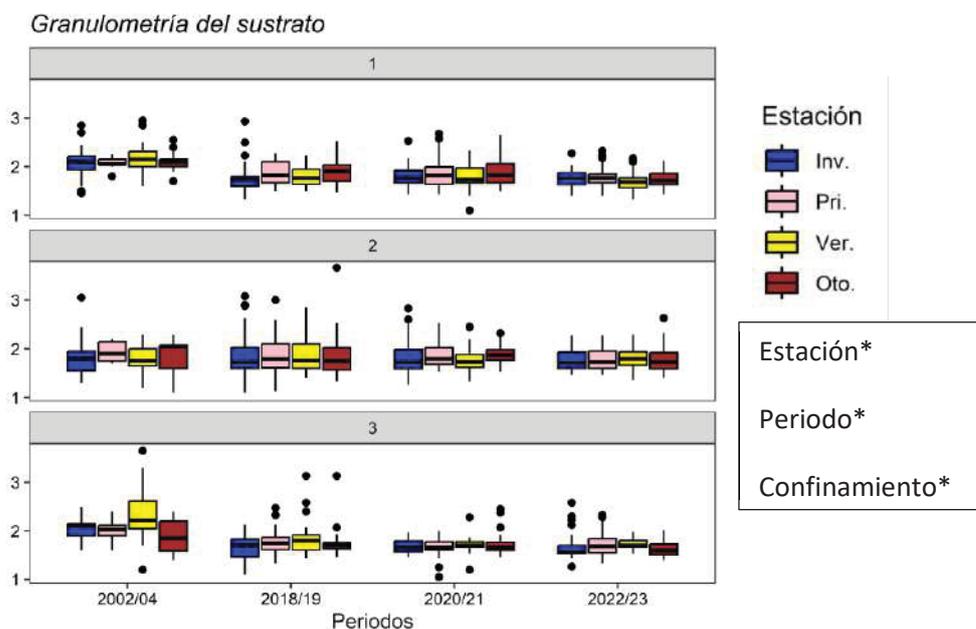


Figura 4.105. Evolución espaciotemporal de la granulometría del sustrato, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Período (Año) * Confinamiento (Sector).

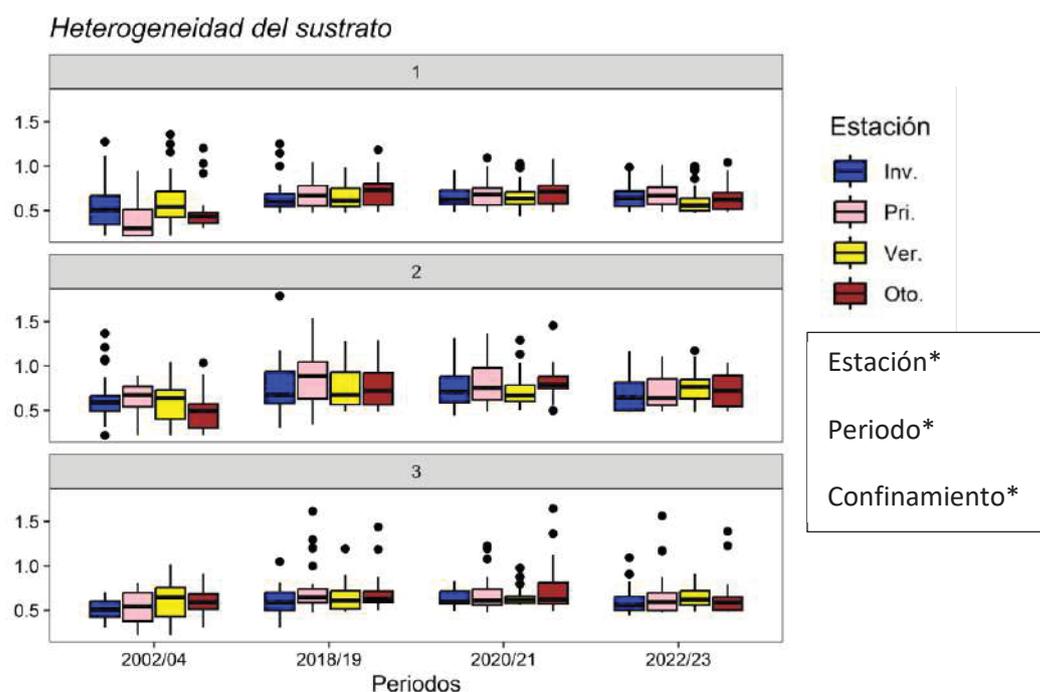


Figura 4.106. Evolución espaciotemporal de la heterogeneidad del sustrato, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua;

2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS

En relación a la salinidad, este parámetro muestra fluctuaciones notables relacionadas con los episodios de precipitación torrencial (Fig. 4.107) que hacen que decazca, especialmente, en las zonas de confinamiento 2 ya que acumulan las escorrentías de los principales cauces de agua dulce de la zona. De esta manera, en periodos de menor pluviometría, la salinidad vuelve a incrementar, como en el caso de 2022-2023. Cabe destacar la influencia mediterránea de las zonas menos confinadas, que mantienen la mayor estabilidad para esta métrica.

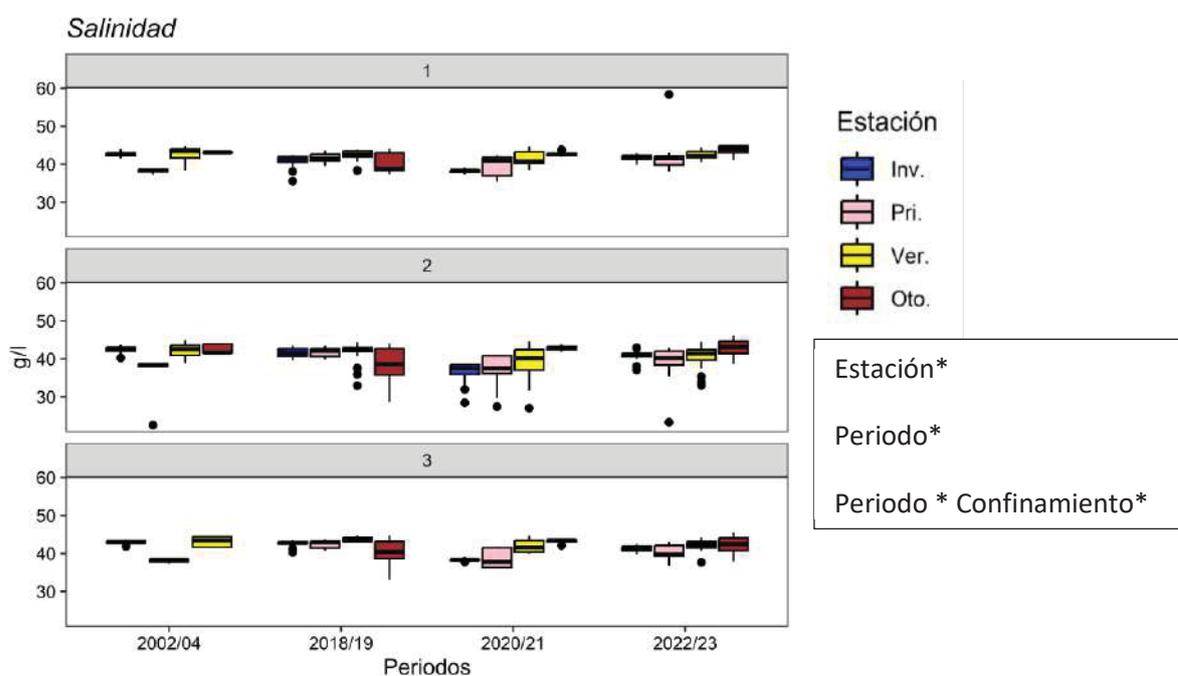


Figura 4.107. Evolución espaciotemporal de la salinidad, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

Por otro lado, como es de esperar, la temperatura muestra marcadas variaciones estacionales (Fig. 4.108), con máximos y mínimos (6-35 °C) que superan notablemente los valores descritos para el conjunto lagunar. Caben destacar las variaciones interanuales de otoño, con una subida muy patente de la temperatura a partir de 2018, que podría estar relacionada con el cambio climático, y las temperaturas estivales particularmente altas que ha experimentado el Mar Mediterráneo en los últimos 5 años. Además, este aspecto queda respaldado por

un incremento especialmente notable en las zonas con mayores tasas de intercambio con dicho mar (confinamiento 1).

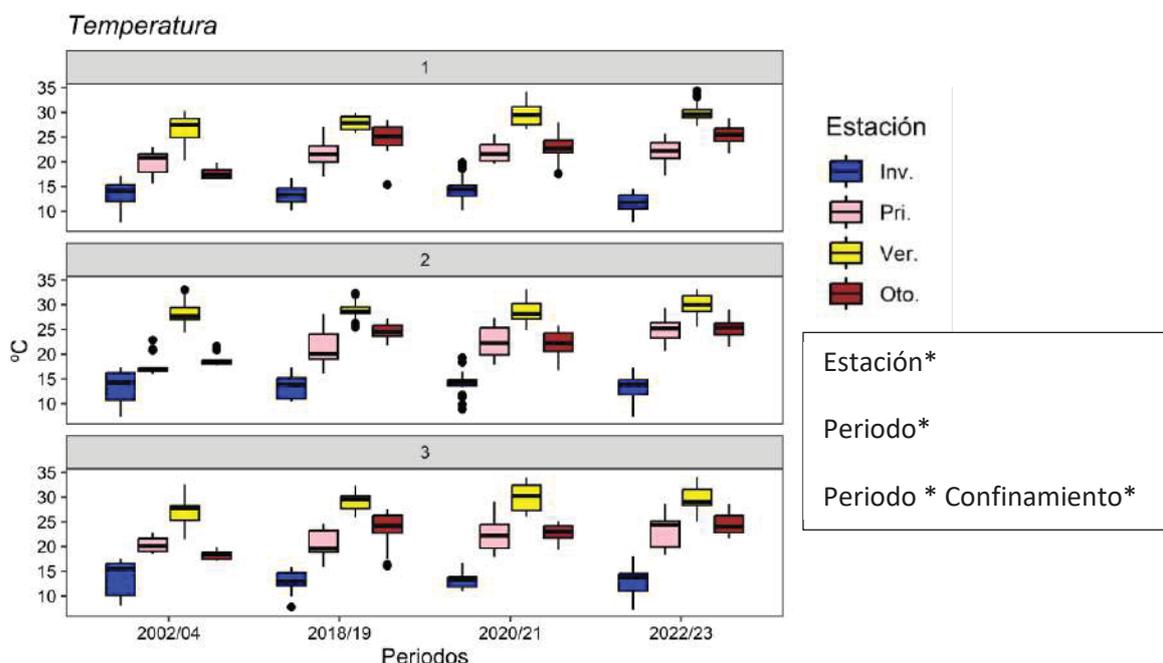


Figura 4.108. Evolución espaciotemporal de la temperatura, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

Si bien para el oxígeno existen solo dos periodos de estudio, se aprecia cierto decremento de este en 2022-2023, especialmente en las zonas de confinamiento 2 y 3 (Fig 4.109), no obstante estos valores se corresponden con promedios lejanos a la hipoxia.

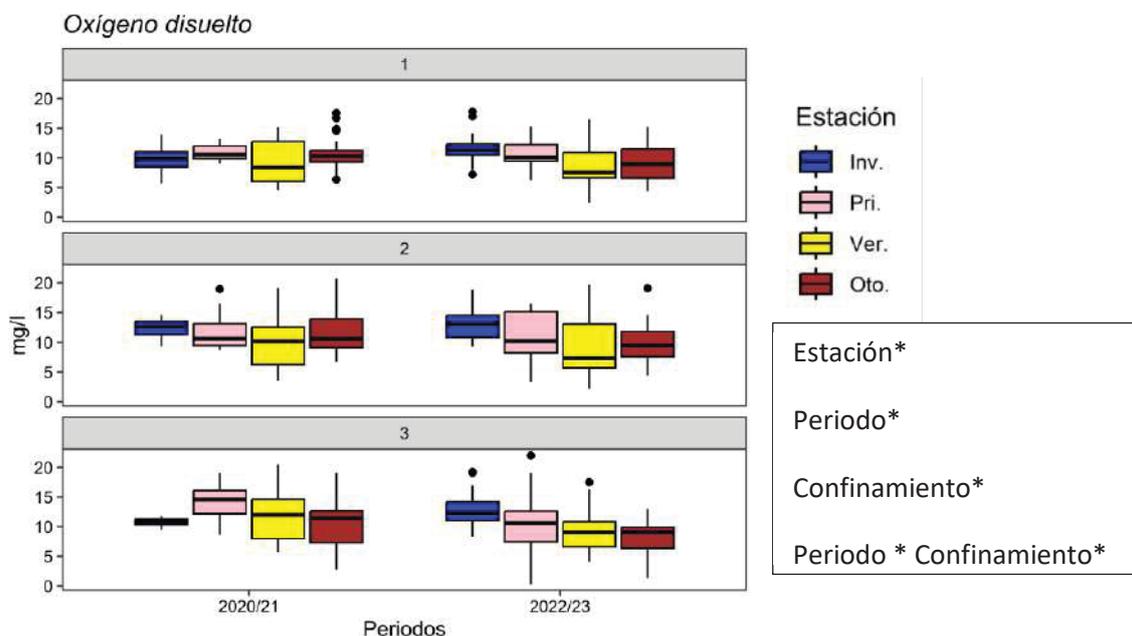


Figura 4.109. Evolución espaciotemporal del oxígeno disuelto, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

Estructura de orilla

Respecto a la estructura de la orilla, estudiada utilizando la profundidad y la pendiente existente en los tramos arrastrados en la toma de muestras, sólo se detectan fluctuaciones reseñables en el primer parámetro (Fig. 4.110 y Fig. 4.111). De esta manera, a partir de 2018 se detecta un decremento de profundidad, relacionado posiblemente con el aporte de materia orgánica y limo del proceso eutrófico y las escorrentías. Este hecho es más patente en las zonas semiconfinadas y confinadas, que se corresponden con las zonas que reciben más escorrentías. No obstante, a partir de 2020, este hecho se hace igual de patente en las zonas menos confinadas, posiblemente tras la redistribución de estos aportes realizada por las corrientes en el conjunto de la laguna.

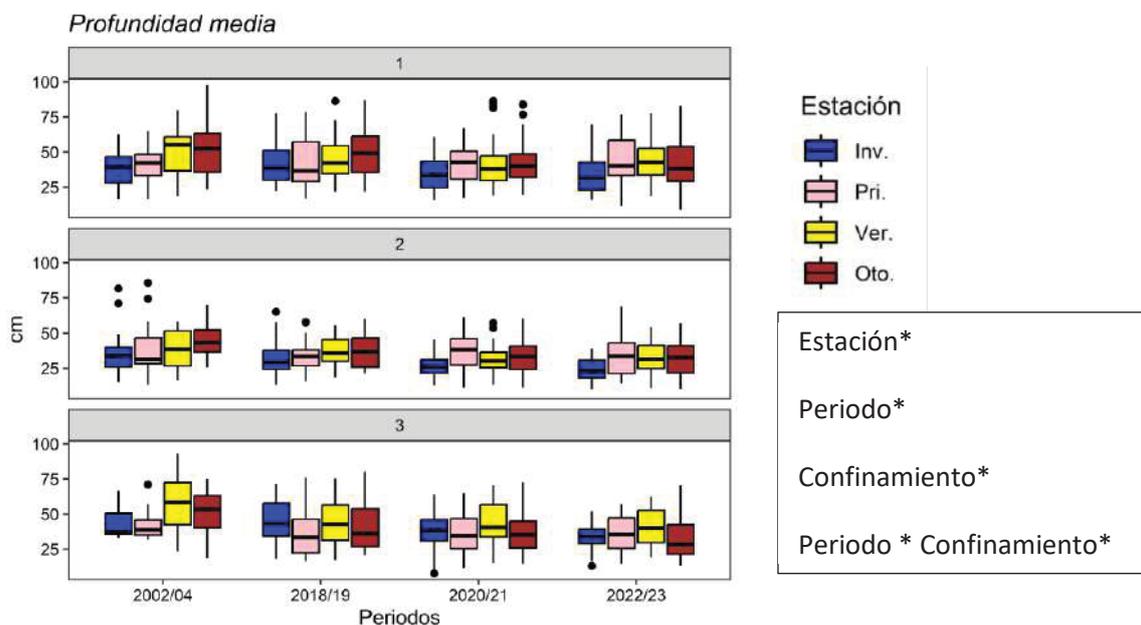


Figura 4.110. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de la profundidad, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

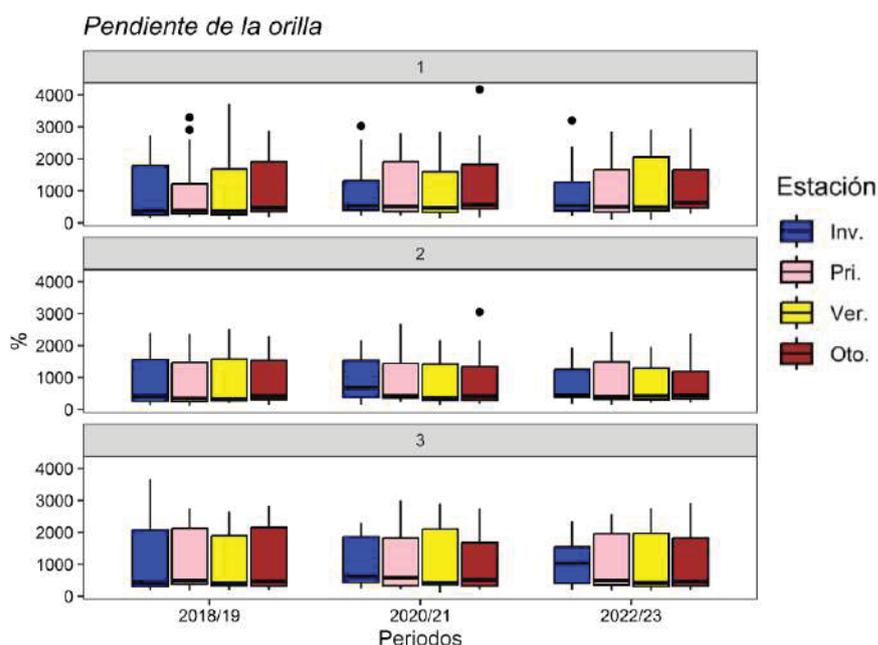


Figura 4.111. Evolución espaciotemporal de la pendiente de orilla, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).



4.7. Resultados de la evaluación poblacional de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas.

Los 12 muestreos bimensuales acometidos en el humedal de Las Encañizadas (Noviembre de 2021- Septiembre de 2023), se han resuelto con la captura de 546 ejemplares de *Callinectes sapidus* Rathbun (1896) (ver Figura 4.112). Las capturas fueron significativamente más abundantes en el sector de San Pedro del Pinatar que en el de La Manga, con solamente 130 ejemplares capturados y sin representatividad en las 5 campañas realizadas (Fig. 4.113). La marcada influencia lagunar del primer sector con respecto al segundo, definida por su proximidad al Mediterráneo, pone de manifiesto que el efecto lagunar es un factor determinante para la presencia y abundancia de la especie. Del total de las capturas, se registraron 411 machos y 135 hembras, exhibiendo un *sex-ratio* total de 3:1, a favor de los machos. A nivel de sectores, el *sex-ratio* exhibió diferencias significativas entre San Pedro del Pinatar y La Manga, con proporciones aproximadas de 4:1 y 1:1, respectivamente.

Firmado por TORRALVA FORERO MARIA DEL
MAR - ***5065** el día 30/11/2023 con
un certificado emitido por AC FNMT
Usuarios



Figura 4.112. Capturas y procesado de ejemplares de *Callinectes sapidus* capturados durante los muestreos desarrollados en el marco del presente proyecto en Las Encañizadas del Mar Menor.

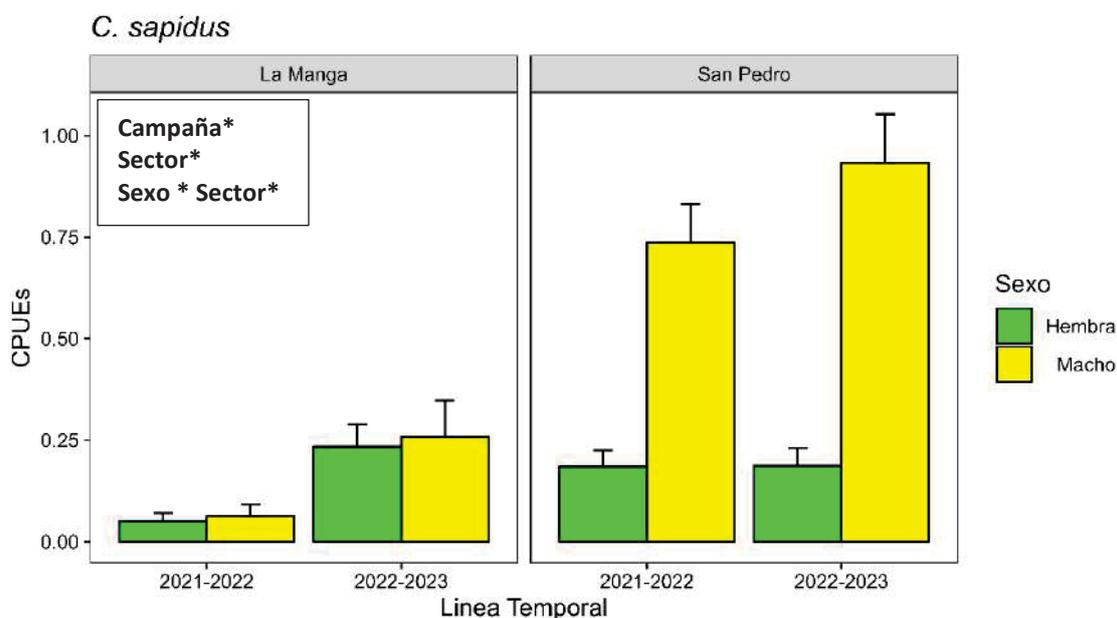


Figura 4.113. Evolución temporal del promedio de CPUES de *Callinectes sapidus*, error estándar agrupado a nivel de Sector y Sexo. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA (*): Campaña X Sector X Sexo.

La estructura de tallas refleja una variación temporal. Así los individuos adultos ($LT \geq 120$ mm) y subadultos ($60 \text{ mm} \leq LT < 120$ mm) se distribuyeron a lo largo de todas las campañas. Sin embargo, prácticamente no se capturaron individuos juveniles ($LT < 60$ mm) hasta las campañas de mayo, julio y septiembre de cada año (Fig. 4.114). Es de destacar que 101 ejemplares fueron marcados (80 machos y 21 hembras), sin haberse obtenido ninguna recaptura en ninguna de las 12 campañas, lo que nos da una visión de la gran densidad de esta especie, particularmente en el sector de San Pedro del Pinatar. La ausencia de recapturas podría también estar asociada al dinamismo de la población y a una alta actividad de movimiento de los ejemplares, desplazándose a otras zonas próximas. Los análisis y resultados que se muestran más adelante hacen alusión al sector de San Pedro del Pinatar, ya que ofrece un tamaño muestral suficiente para el estudio de aspectos importantes de la ecología de esta especie en este ambiente.

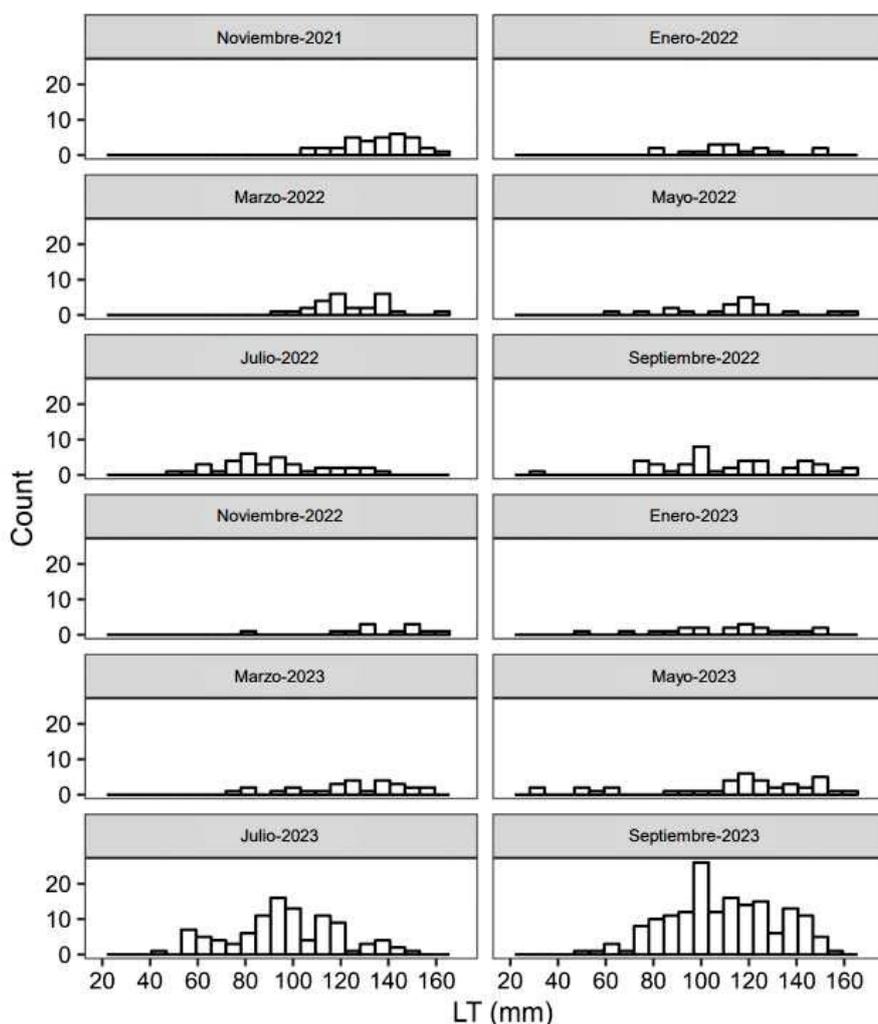


Figura 4.114. Estructura de tallas de los ejemplares capturados de *Callinectes sapidus* en el humedal de Las Encañizadas.

El tratamiento estadístico realizado confirma que existe un vínculo significativo que relaciona la abundancia de la especie y las distintas localidades muestreadas (hábitats) (Fig. 4.115). De esta manera, las zonas desvegetadas mostraron la mayor abundancia, seguidas de los ambientes dominados por praderas marinas de *C. nodosa*, y, por último, las dominadas por *C. prolifera*. Asimismo, hay diferencias significativas en la abundancia de cangrejo a nivel intermensual y anual (periodos: Nov. 2021 - Sep. 2022 vs Nov. 2022 – Sep. 2023), así como en la interacción periodo-mes (Fig. 4.116). Esto se tradujo en un incremento de capturas en el segundo periodo de muestreo, comprendido entre noviembre de 2022 y septiembre de 2023 (Fig. 4.116). Además, en los meses más cálidos, (julio y septiembre), se registraron los mayores números de capturas. Por otro lado, también se detectó significancia en la interacción mes*localidad. Así, durante estos meses cálidos, el incremento de capturas fue

especialmente patente en las zonas desvegetadas, posiblemente fruto del mayor número de juveniles asentados en estas fechas (Fig. 4.116).

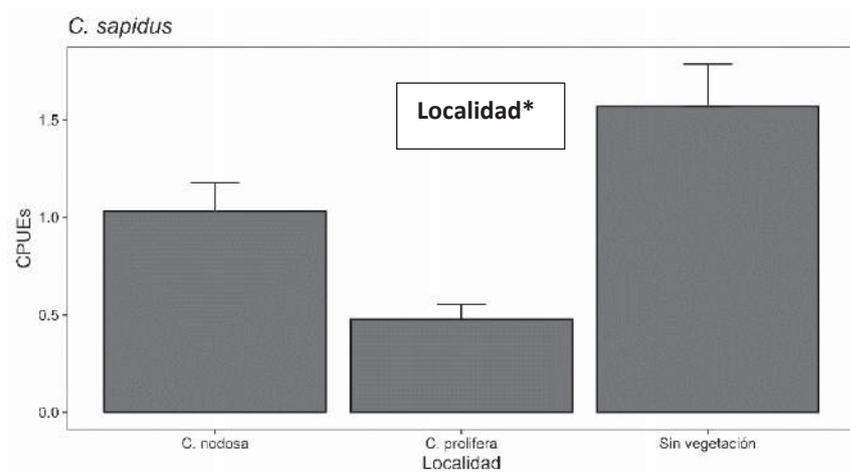


Figura 4.115. Promedio de CPUES de *Callinectes sapidus* junto al error estándar agrupado a nivel de Localidad. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA (*): Localidad.

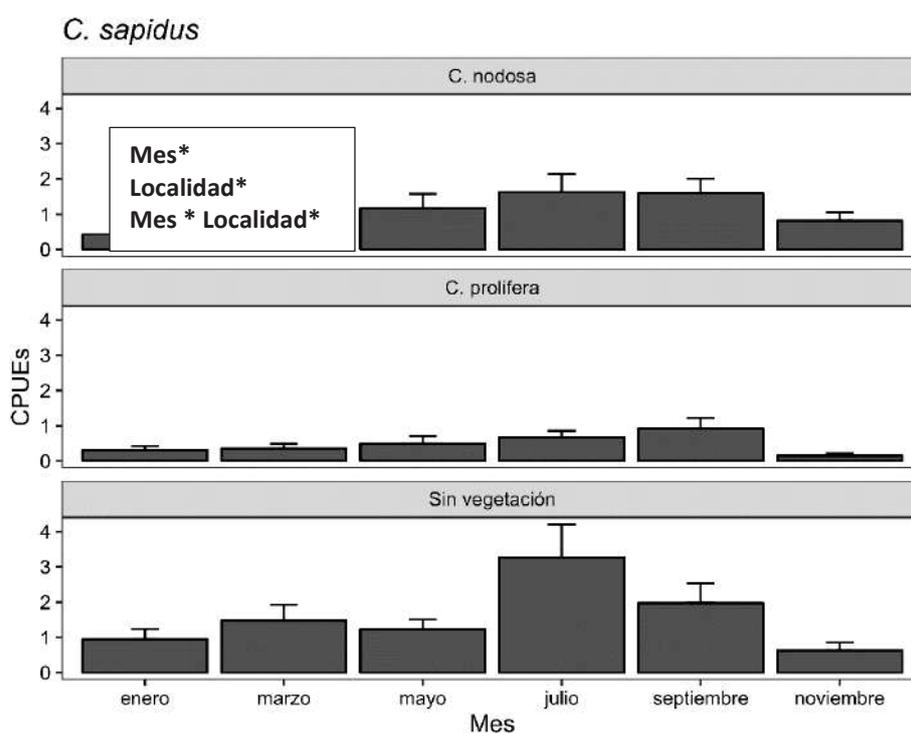


Figura 4.116. Evolución temporal del sumatorio de CPUES de *Callinectes sapidus* agrupado a nivel de mes y localidad. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA (*): Mes X Localidad.

También se obtuvo una diferencia significativa en la abundancia de cangrejos según el tipo de trampa utilizada, siendo las nasas anguileras y las nasas simples las más efectivas. De igual forma existe una relación significativa entre el tipo de trampa y la localidad (Fig. 4.117). Esta interconexión reside en el propio comportamiento de la especie, y la estructura y funcionamiento de cada tipo de trampa. A nivel estructural, las nasas anguileras cuentan con la presencia de un paño que guía a los especímenes hacia la entrada de la trampa. Un comportamiento activo de la especie, sumado a una selección de microhábitat podría explicar estos resultados. Las zonas desprovistas de vegetación y las praderas de *C. nodosa* reflejan una mayor abundancia de ejemplares y, por lo tanto, un mayor número de capturas con esta trampa más efectiva. Las bajas densidades en las praderas de *C. prolifera* reflejan que no se trata de un microhábitat preferente para la especie, al no ser, probablemente, zonas tan propicias para el cangrejo azul. La baja eficiencia de las trampas tipo Minnow-trap reside en que están limitadas a la captura de tallas pequeñas, por lo que su efectividad en la captura de ejemplares va a estar marcada por la presencia de juveniles, siendo estos muy poco abundantes en las tres localidades de estudio. La limitación de estas trampas reside en su estructura, ya que cuenta con dos aberturas estrechas (“muertes”) que limitan las tallas de las capturas.

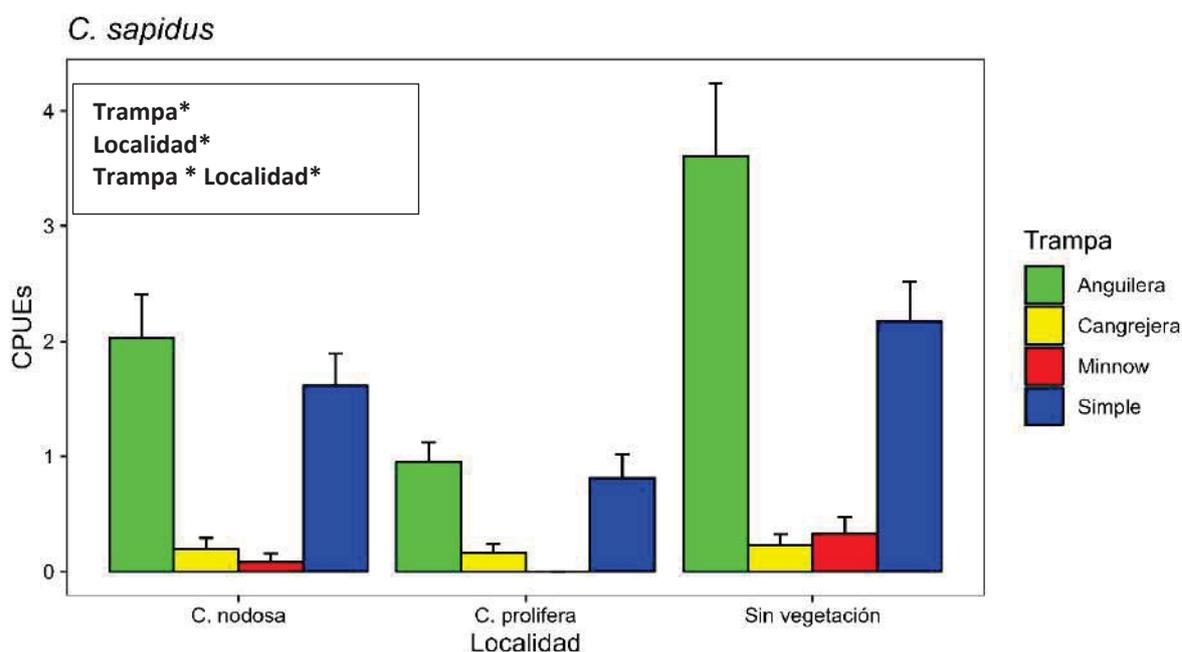


Figura 4.117. Evolución temporal del promedio de abundancia (CPUEs en 24 h) junto al error estándar de *Callinectes sapidus*, por localidad y trampa. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: Trampa X Localidad.

Se realizó un análisis de *Escalamiento Multidimensional No Métrico* (NMDS) en base a las variables ambientales (microhábitat), teniendo en cuenta el porcentaje

de vegetación muerta, porcentaje de limos, porcentaje de arenas, porcentaje de gravas y recubrimiento de *C. prolifera*, *C. nodosa* y *Batophora* sp (incluyendo su densidad y altura). Los resultados confirmaron que las localidades seleccionadas constituyen tres microhábitats bien definidos, influenciados de forma significativa por el mes y el periodo. Esta circunstancia se fundamenta en las variaciones producto del ciclo de vida de las praderas marinas que conforman dichas localidades, con incrementos estivales en recubrimiento y densidad, así como con la propia hidrodinámica lagunar, influenciada por las denominadas “secas” invernales que reducen notablemente la profundidad del humedal. Por último, el microhábitat no varió significativamente a nivel de tipo de trampa, confirmando que las variaciones detectadas en función de este factor solo pueden atribuirse a diferencias en la capturabilidad de cada uno de los artes empleados (Fig. 4.118).

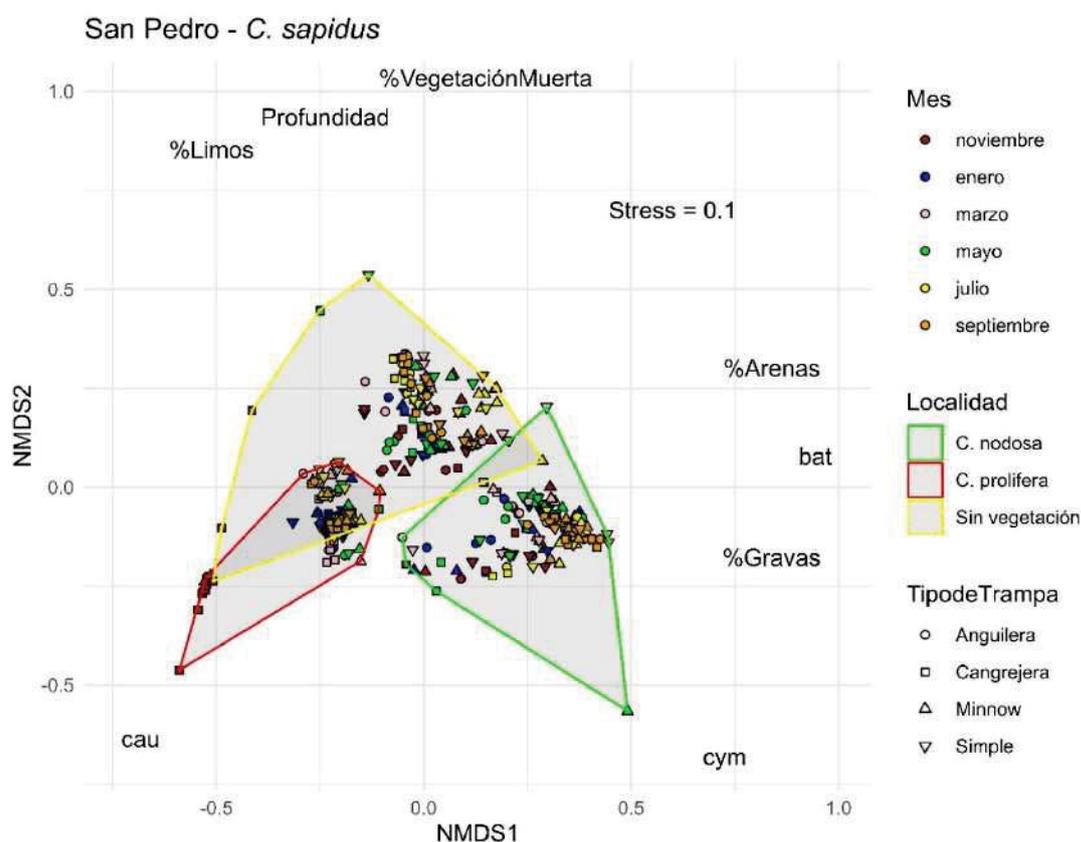


Figura 4.118. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las trampas puestas durante el periodo de estudio basado en la matriz de distancias euclídeas de las variables de estructura de hábitat (Cym: Volumen de *Cimodocea nodosa*; Cau: volumen de *Caulerpa prolifera*; bat: volumen de *Batophora* sp.). Se muestran los resultados significativos del PERMANOVA: Periodo + Mes + Localidad + Tipo de Trampa.

En relación a la distribución de las longitudes descritas por los diagramas de cajas (Fig. 4.119), se confirmó una fluctuación notable en los tamaños de las

capturas a nivel de campaña de muestreo. Los muestreos estivales (julios y septiembre de 2022 y 2023) reflejaron las tallas medias más bajas, así como la mayor variación del parámetro. Este aspecto estuvo relacionado con el asentamiento de juveniles en los ambientes estudiados, fruto de la subida estival de la temperatura. Posteriormente, en las dos campañas de noviembre, se aprecia un incremento de la talla media hasta los valores máximos de la serie temporal. Este aspecto está relacionado con el crecimiento de estos ejemplares juveniles y subadultos asentados los meses anteriores. En los meses siguientes (enero-mayo), se vuelve a detectar una reducción de las longitudes medias, posiblemente motivada por un movimiento realizado por los ejemplares de mayor tamaño a otros ambientes, o por una reducción de la actividad de los mismos, que acaba disminuyendo la capturabilidad de estas fases. Por último, en términos interanuales, el periodo 2022-23 muestra cajas más amplias, que se traducen en una mayor dispersión de tallas. Este hecho se relaciona con el incremento de ejemplares de menor tamaño, como muestra el aumento del rango de los cuartiles inferiores a la mediana. Esto pone de manifiesto un mayor éxito en el asentamiento de juveniles para el periodo de 2022-2023 frente a 2021-2022, seguramente motivado por una recuperación posterior al impacto de la situación crítica lagunar de verano de 2021, que pudo ser muy patente sobre la fracción juvenil y subadulto.

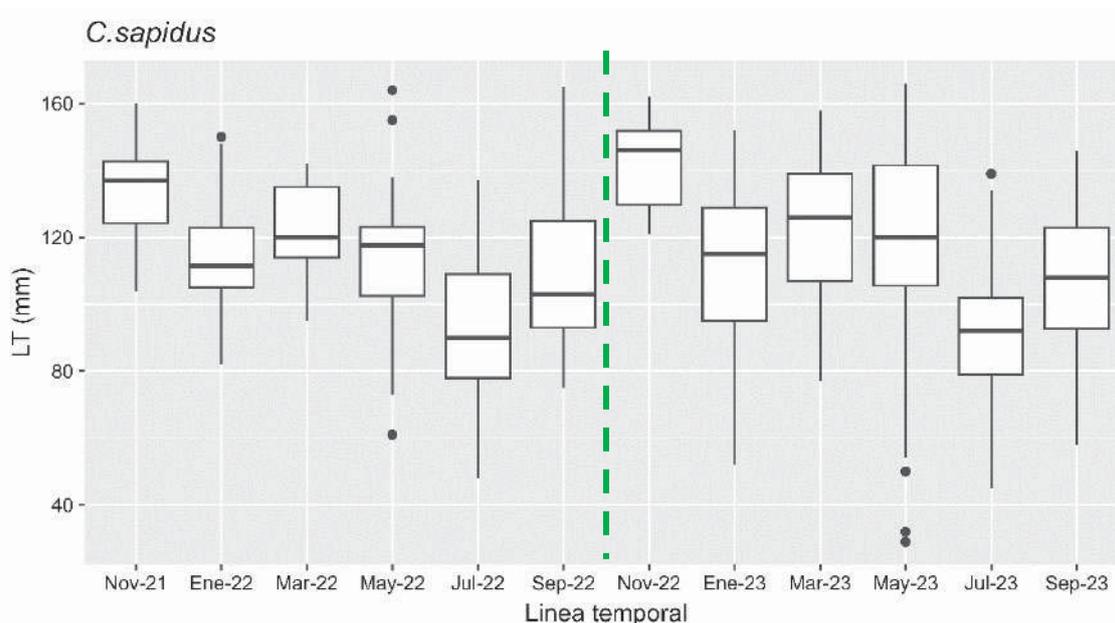


Figura 4.119. Diagramas de cajas y bigotes de las tallas capturadas en función de las campañas muestreadas (línea temporal). La línea de puntos separa los dos periodos de estudio (2021-2022 y 2022-2023). Las campañas comprendidas entre Nov-2021 y Sep-2022 se corresponden con el

1º periodo de estudio (2021-2022); y las comprendidas entre Nov-2022 y Sep-2023 con el 2º (2022-2023).

Tal y como se observa en la figura 4.120, el valor de la mediana obtenido para las nasas simples se corresponde con tallas grandes, en torno a 120 mm. Esto pone de manifiesto que este arte tiende a capturar las tallas de mayor tamaño, si bien la caja refleja una elevada desviación estándar y valores atípicos en la parte inferior, no pudiendo ser considerado un método de gran especificidad. Por otro lado, las nasas cangrejas mostraron unas tasas de captura muy bajas (Fig. 4.117), por lo que pese a mostrar un abanico amplio de tallas capturadas no se consideraron un buen método de captura. En cuanto a las nasas anguileras, aparte de ser eficaces capturando un elevado número de ejemplares, también reflejaron un rango intercuartílico más amplio que las nasas simples, exhibiendo una mayor dispersión de los datos, y, por lo tanto, la captura de un mayor abanico de tallas, siendo recomendables para la captura del conjunto de fases detectadas de *C. sapidus* (juveniles, subadultos y adultos). Por otro lado, como era de esperar, el diagrama de las *Minnow traps* ilustra que estas trampas están limitadas exclusivamente a ejemplares juveniles, ya que ejemplares de mayor tamaño no pueden entrar por la “muerte” de la trampa.

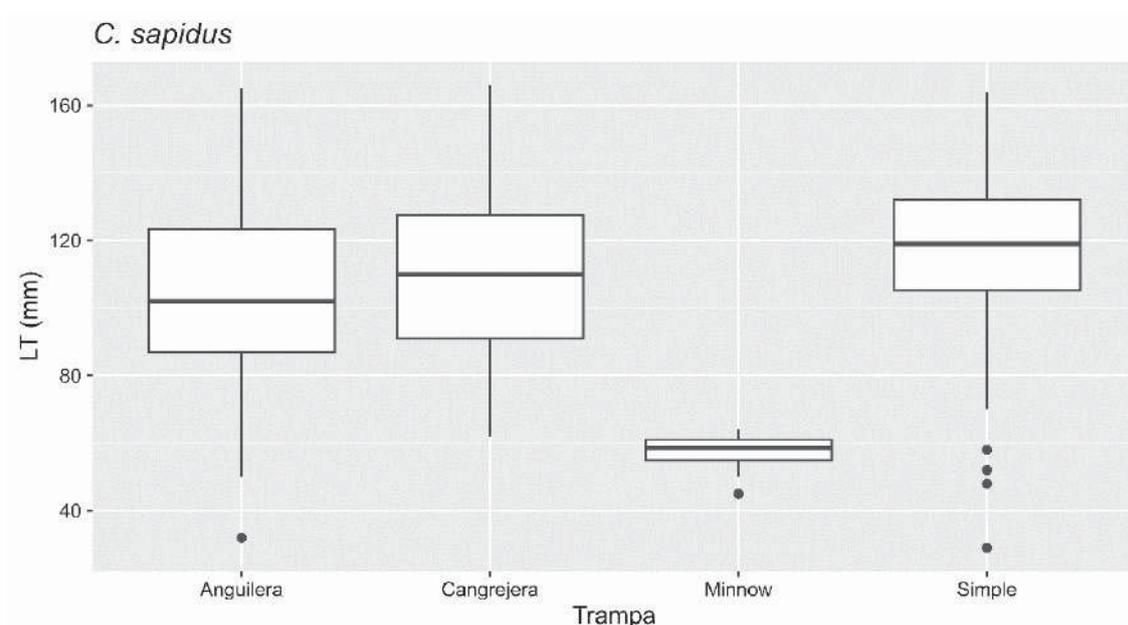


Figura 4.120. Diagramas de cajas y bigotes de las tallas capturadas en función de las campañas muestreadas (línea temporal).

En la Figura 4.121 se observa que en la zona sin vegetación la mediana de las tallas registradas es ligeramente menor que en el resto, mostrando además un rango entre cuartiles amplio, lo que refleja una presencia proporcional de todas las tallas. Por el contrario, en las zonas dominadas por *C. nodosa*, se observó

un rango menor y una mediana cercana a los 120 mm, lo que se traduce en una mayor dominancia de ejemplares de mayor tamaño. Por último, en los ambientes dominados por *C. prolifera*, se aprecia un rango de tallas amplio, balanceado principalmente hacia tallas grandes, esto, junto al reducido número de CPUEs visto previamente confirma que las praderas de *C. prolifera* son utilizadas como zonas de paso, y por lo tanto, no seleccionadas por las fases estudiadas de la especie.

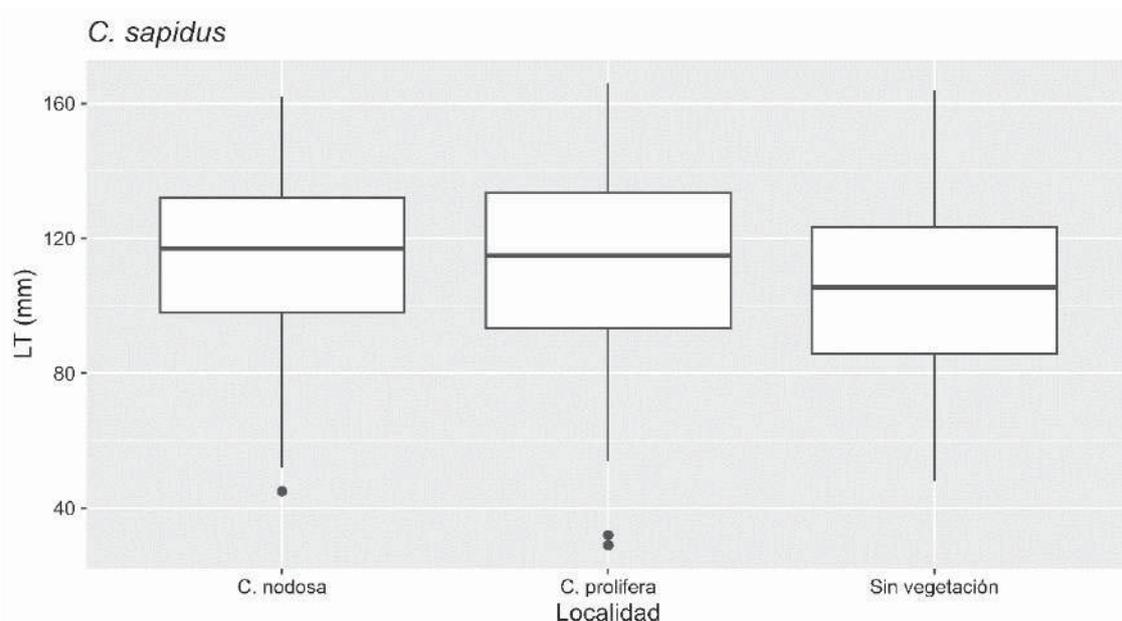


Figura 4.121. Diagramas de cajas y bigotes de las tallas capturadas en función de las localidades muestreadas.

El análisis estadístico de la evolución temporal de las diferentes fases vitales de *C. sapidus* (juvenil, subadulto y adulto) reveló que las CPUEs incrementaron significativamente en juveniles y subadultos durante el segundo periodo (2022-2023) (Fig. 4.122), confirmando lo expuesto en la aproximación realizada con los datos de tallas (Fig. 4.119). Sin embargo, en relación a los adultos, estos mostraron valores constantes de abundancia en ambos periodos, aspecto relacionado posiblemente con un menor impacto de la crisis eutrófica de verano de 2021 sobre estas edades, con mayor capacidad de desplazamiento.

Por otro lado, también se halló una relación significativa con el mes de muestreo para las tres clases, siendo significativa la interacción Periodo * Mes solo para los subadultos y adultos (Fig. 4.122). Estos resultados indican que, durante el primer periodo, sólo hubo capturas de juveniles durante el mes de julio. Sin embargo, a lo largo 2022-2023, se capturó un mayor número de ejemplares juveniles, no solo en este mes, sino también en mayo y septiembre. En el caso de los subadultos, el patrón fue similar, apareciendo la mayor abundancia



durante los meses más cálidos, posiblemente fruto de su mayor actividad, e incrementando en 2022-2023 en los meses de julio y septiembre. Esto continúa avalando el mayor éxito de las primeras fases vitales de cangrejo azul en el segundo periodo, tras una recuperación posterior a la crisis eutrófica del 2021.

Por otro lado, durante los meses fríos, los cangrejos azules se retiran a zonas más profundas, ya que su metabolismo se ralentiza y serían una presa fácil. La disminución de capturas en los meses de noviembre y enero en el caso de los subadultos, y en el mes de enero en el caso de los adultos, estaría relacionado con esta temperatura. En el caso de los adultos, se observaron grandes abundancias en noviembre, posiblemente fruto del reclutamiento en esta fase de los ejemplares menos desarrollados de las campañas anteriores. No obstante, en julio se aprecia un decremento de las CPUEs, probablemente vinculado al evento reproductor, ya que, tras la cópula, realizada en los meses cálidos, las hembras migran a mar abierto.

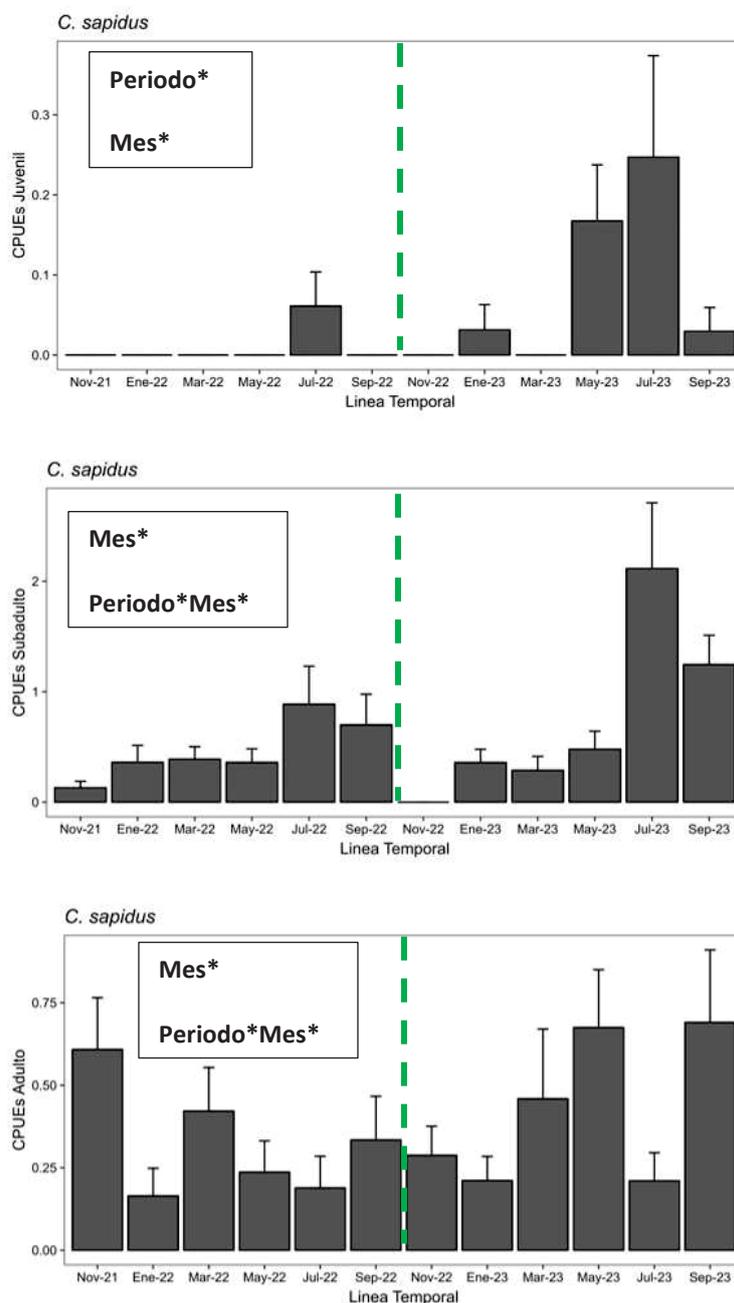


Figura 4.122. Evolución temporal del promedio y error estándar de las CPUEs de las distintas fases vitales de *Callinectes sapidus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA Periodo * Mes. La línea de puntos separa los dos periodos de estudio (2021-2022 y 2022-2023). Las campañas comprendidas entre Nov-2021 y Sep-2022 se corresponden con el 1º periodo de estudio (2021-2022); y las comprendidas entre Nov-2022 y Sep-2023 con el 2º (2022-2023).

Respecto al efecto del arte de pesca sobre las capturas de las distintas fases de *C. sapidus*, las Minnow-traps mostraron ser las más efectivas para juveniles, si bien sin significancia estadística, ya que estos son escasos en Las Encañizadas, y solo fueron capturados en *C. nodosa* y en los ambientes desvegetados (Fig.



4.123). Además, esta escasa representatividad de juveniles también provocó una ausencia de significancia estadística en la selección de hábitat (localidades). Por el contrario, los adultos y subadultos si mostraron una selección de hábitat significativa, así como una diferenciación de capturabilidad a nivel de tipo de trampa, y una interacción entre ambos factores. De esta manera, los ejemplares subadultos de *C. sapidus*, se capturaron principalmente en zonas desvegetadas, seguidas de las zonas de *C. nodosa*, siendo mayores las capturas con las nasas anguileras, seguidas de las simples. Sin embargo, para los ejemplares adultos, las capturas fueron iguales con las nasas simples y las anguileras, siendo además igual de abundantes en praderas de *C. nodosa* que en las zonas desvegetadas. De esta manera, se confirma la diferenciación de las tallas de captura entre trampas, así como las diferencias de selección de hábitat por parte de los diferentes estadios vitales de *C. sapidus*, mostrando un comportamiento claramente más generalista los escasos juveniles que utilizan el humedal de Las Encañizadas.

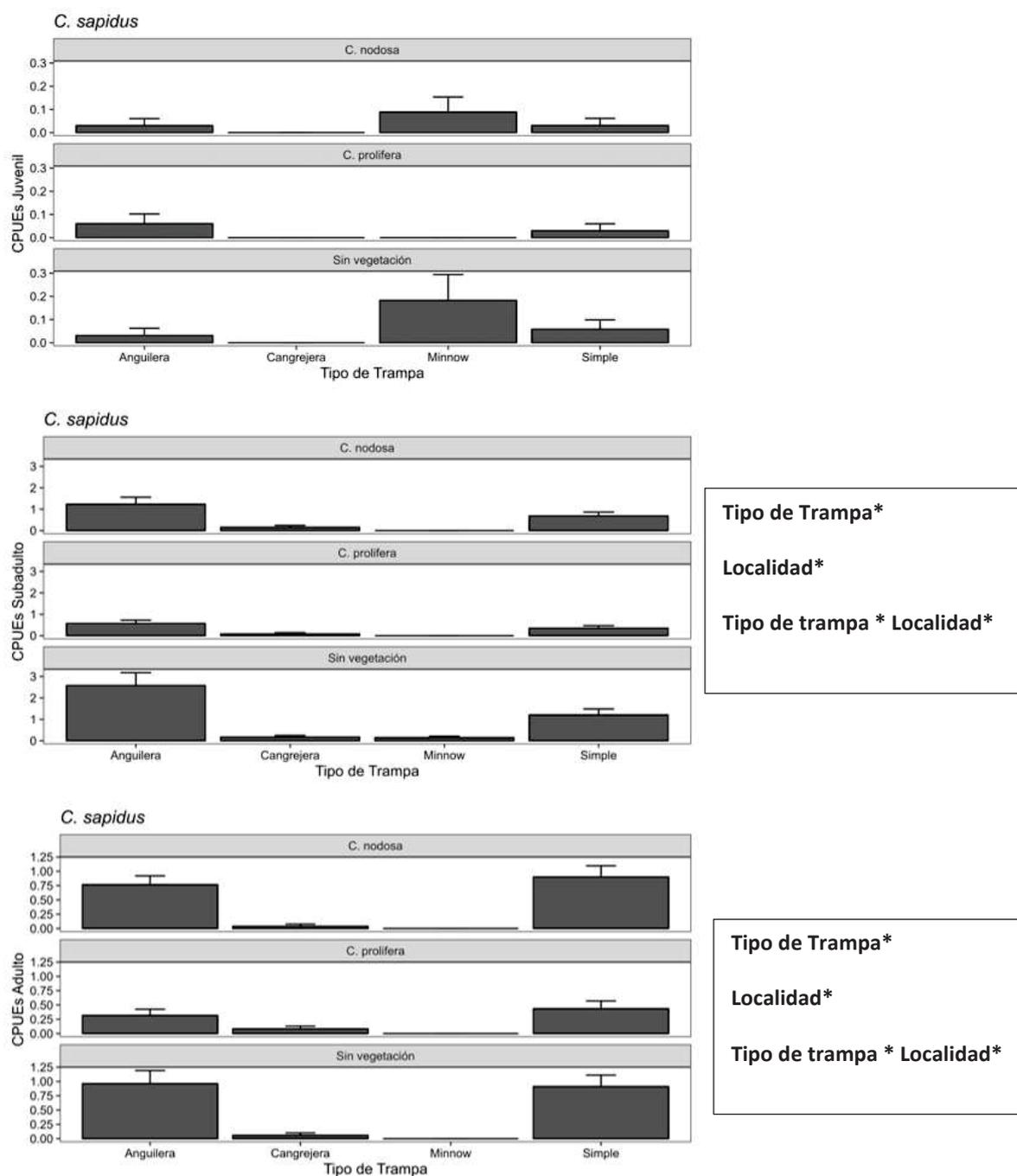


Figura 4.123. Promedio y error estándar de las CPUEs de las distintas fases vitales de *Callinectes sapidus* por localidad y tipo de trampa. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA Tipo de trampa * Localidad.

Por otro lado, también se detectó una selección de hábitat modulada por los meses del año (estacionalidad) en las fases vitales más desarrolladas de cangrejo azul (subadultos y adultos), y no en los juveniles (Fig. 4.124). En relación a los subadultos, estos seleccionaron las zonas desvegetadas, principalmente en julio y septiembre, aspecto que podría estar vinculado a un



incremento de presas, principalmente crustáceos filtradores (*Palaemon* sp y *Penaeus kerathurus*), que muestran sus mayores abundancias en sustratos fangosos durante estas fechas. Además, la selección de zonas con *C. nodosa* por parte de adultos durante estos meses, podría suponer una elevada competencia para estos ejemplares de menor tamaño, forzándolos a utilizar un hábitat menos complejo, como son estas áreas desvegetadas. No obstante, estos ejemplares adultos mostraron una selección de las zonas desvegetadas en marzo y mayo. Posiblemente, tras migrar en enero a zonas más profundas y con mayor estabilidad térmica, cuando las temperaturas comienzan a incrementar, pero aún son relativamente bajas, vuelven al humedal de Las Encañizadas, seleccionando lugares donde pueden enterrarse fácilmente y mantener el metabolismo reducido, como sería el caso de los ambientes desvegetados. Sin embargo, cuando las temperaturas suben en julio y septiembre, estos acuden a las praderas de *C. nodosa*, que muestran una alta complejidad estructural con abundantes presas.

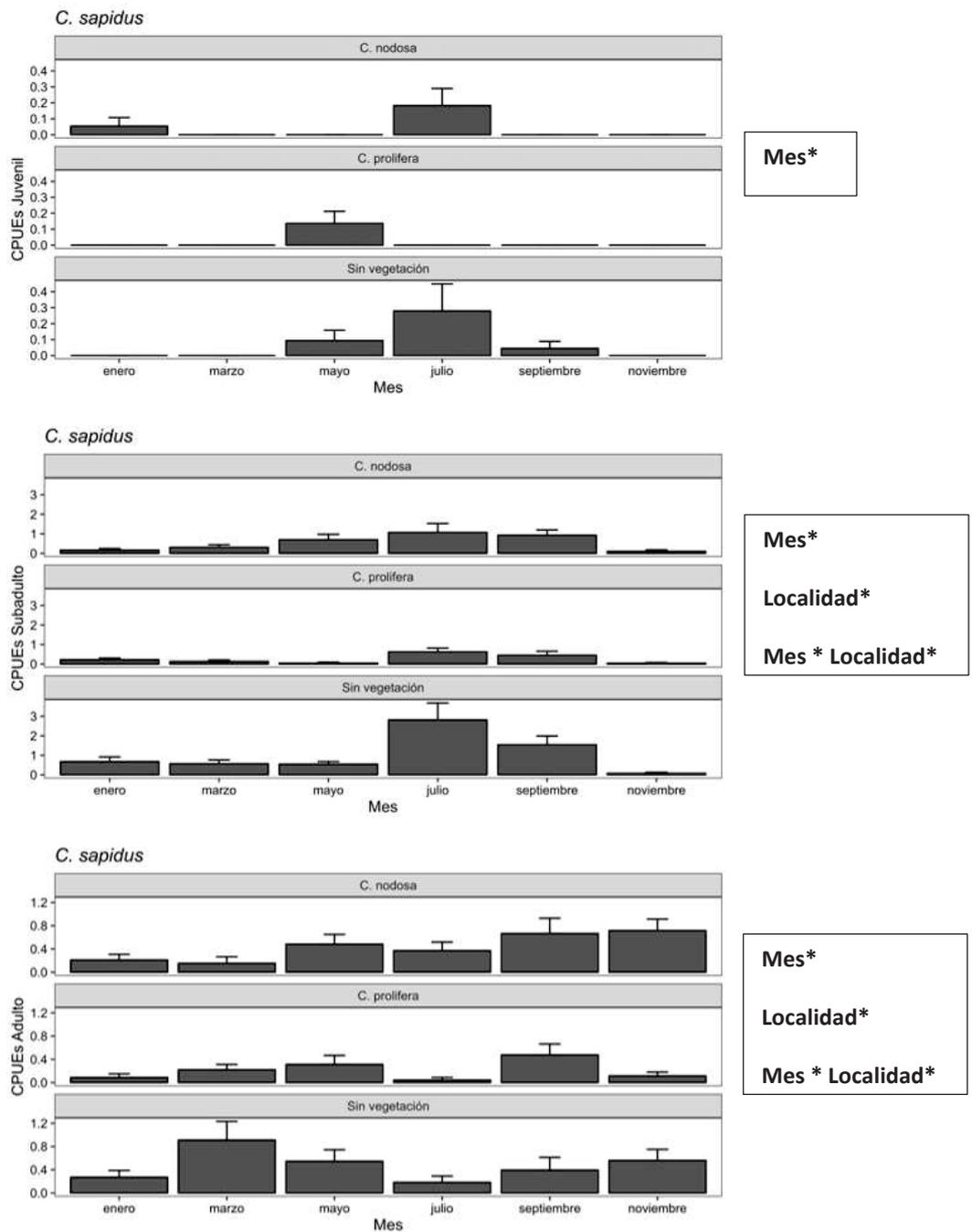


Figura 4.124. Promedio y error estándar de las CPUEs de las distintas fases vitales de *Callinectes sapidus* por localidad y mes. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA Mes * Localidad.

Finalmente, se analizó la relación de las capturas con las variables ambientales descriptoras del hábitat mediante modelos aditivos generalizados (GAM). La figura 4.125 ilustra que las CPUEs de *C. sapidus* se ven relacionadas positivamente con la densidad del recubrimiento de *C. nodosa* de forma robusta, así como con el aumento de temperatura y salinidad de forma leve. En su lugar,

la profundidad y la densidad de *C. prolifera* tienen una relación negativa. Esto pone de manifiesto su selección de hábitats con fanerógamas marinas frente a macroalgas, como también han apuntado los análisis anteriores.

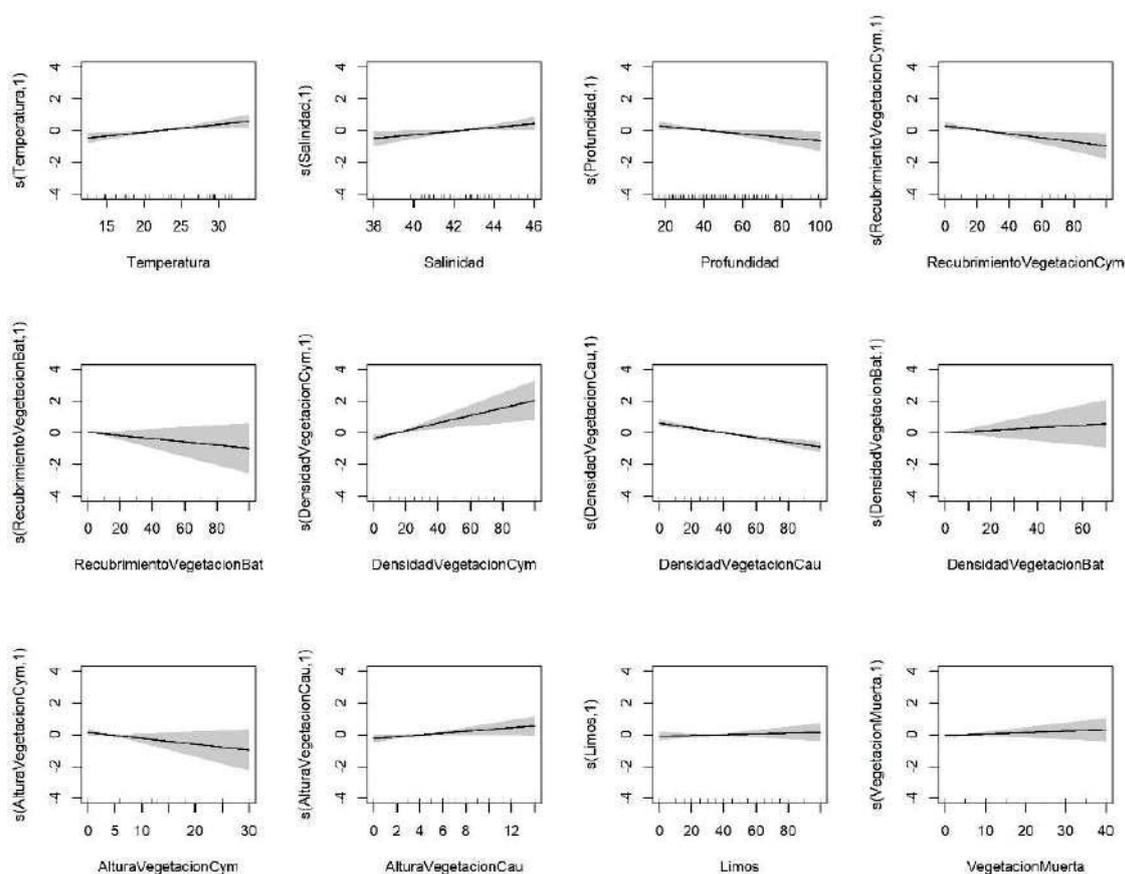


Figura 4.125. Mejor modelo aditivo generalizado descriptor del hábitat de las capturas totales de *Callinectes sapidus*. Cau: *Caulerpa prolifera*; Bat: *Batophora*; Cym: *Cymodocea nodosa*.

El análisis GAM de las variables de hábitat y las tallas medias postuló la presencia de un óptimo de salinidad en torno a los 42 g/l para la captura de ejemplares principalmente de gran tamaño (Fig. 4.126). Por otro lado, aunque la relación con el resto de variables arrojó predicciones con un gran intervalo de confianza, se detectó una relación lineal positiva con la profundidad, el recubrimiento de *C. prolifera*, la altura de *C. nodosa* y negativo con la densidad de *C. prolifera*, el limo y la temperatura. De esta manera, las relaciones existentes entre las variables de hábitat y la talla media predijeron, en términos generales, las circunstancias en las que no aparecen los ejemplares juveniles, de menor talla (temperaturas frescas, densas praderas de *C. prolifera*, etc.).

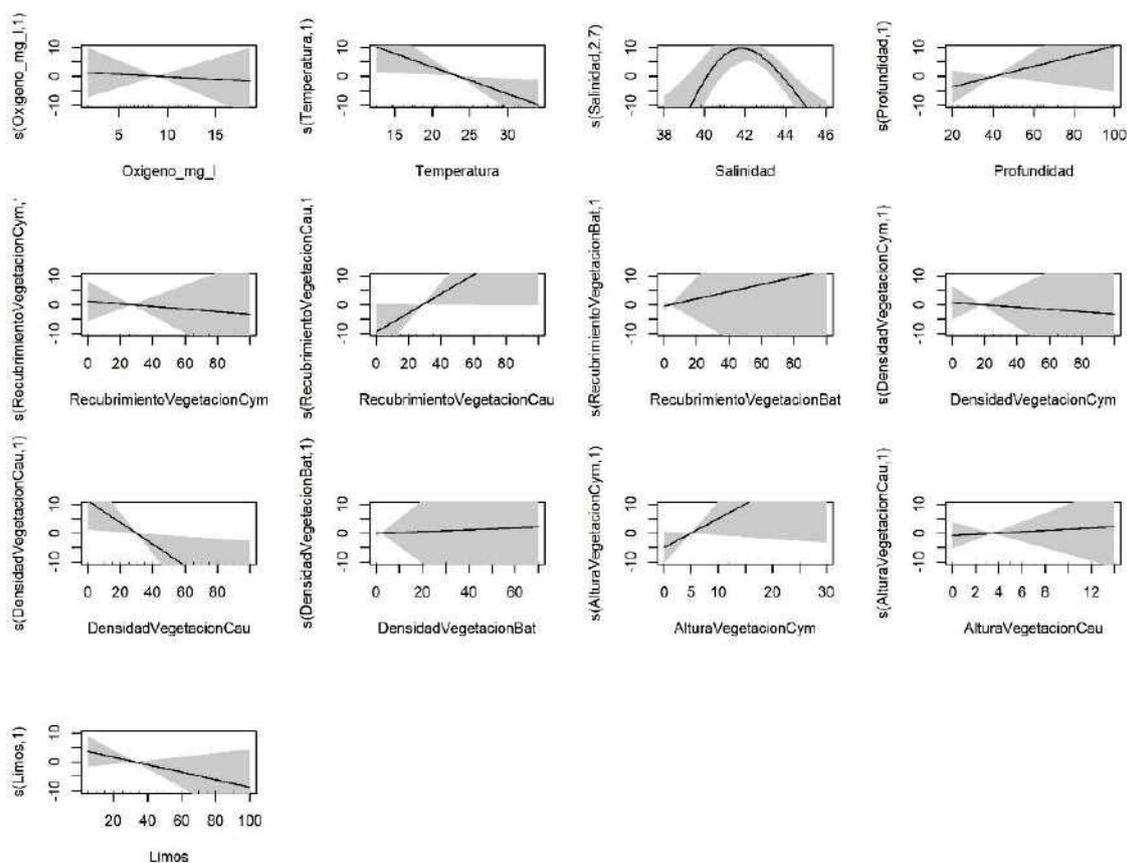


Figura 4.126. Mejor modelo aditivo generalizado descriptor del hábitat frente la longitud media de capturas de *Callinectes sapidus*. Cau: *Caulerpa prolifera*; Bat: *Batophora*; Cym: *Cymodocea nodosa*.

En relación a la desviación estándar de las tallas capturadas, utilizada como indicador de diversidad de tamaños, los análisis mostraron una relación positiva con respecto a la salinidad y el recubrimiento de *Batophora* sp, mientras que el porcentaje de recubrimiento de *C. nodosa*, de *C. prolifera* y la densidad de *Batophora* le afectó negativamente (Fig. 4.127). De esta manera, en praderas tienden a capturarse tallas más homogéneas, mientras que en los fondos desvegetados, donde también aparece acúmulos poco densos de *Batophora* sp, la variación de las tallas de captura es mayor.

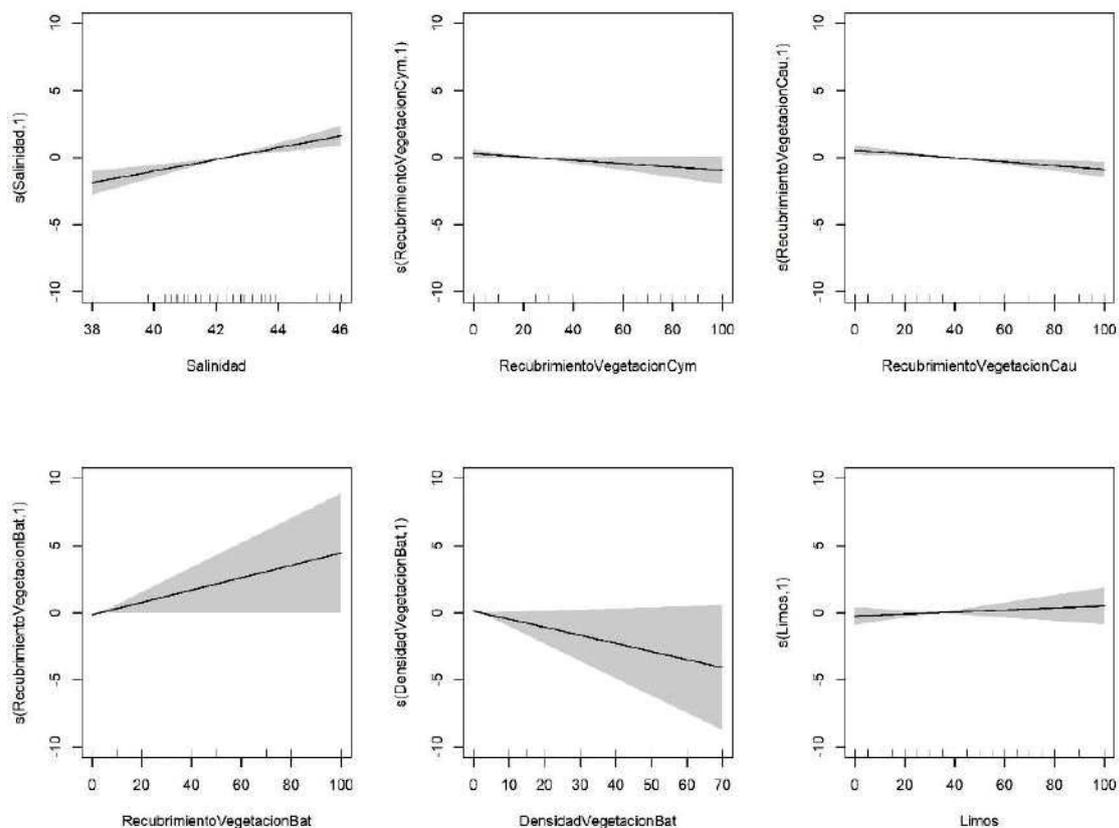


Figura 4.127. Mejor modelo aditivo generalizado descriptor del hábitat frente a la desviación estándar de capturas de *Callinectes sapidus*. Cau: *Caulerpa prolifera*; Bat: *Batophora*; Cym: *Cymodocea nodosa*.

La relación entre las CPUEs de ejemplares juveniles y las variables descriptoras del hábitat mostró una relación positiva con la salinidad y negativa con la profundidad. Por otro lado, la densidad de *C. nodosa* y la cobertura de *Batophora* se relacionó positivamente con estas tallas (Fig. 4.128). Por el contrario, la altura de *C. nodosa*, y la densidad de *Batophora* sp se relacionó negativamente. Este hecho responde a la etología de la especie, donde praderas densas de *C. nodosa* le servirían de refugio a estos individuos, aunque con una limitación por la altura, quizás relacionada por la facilidad de movimiento.

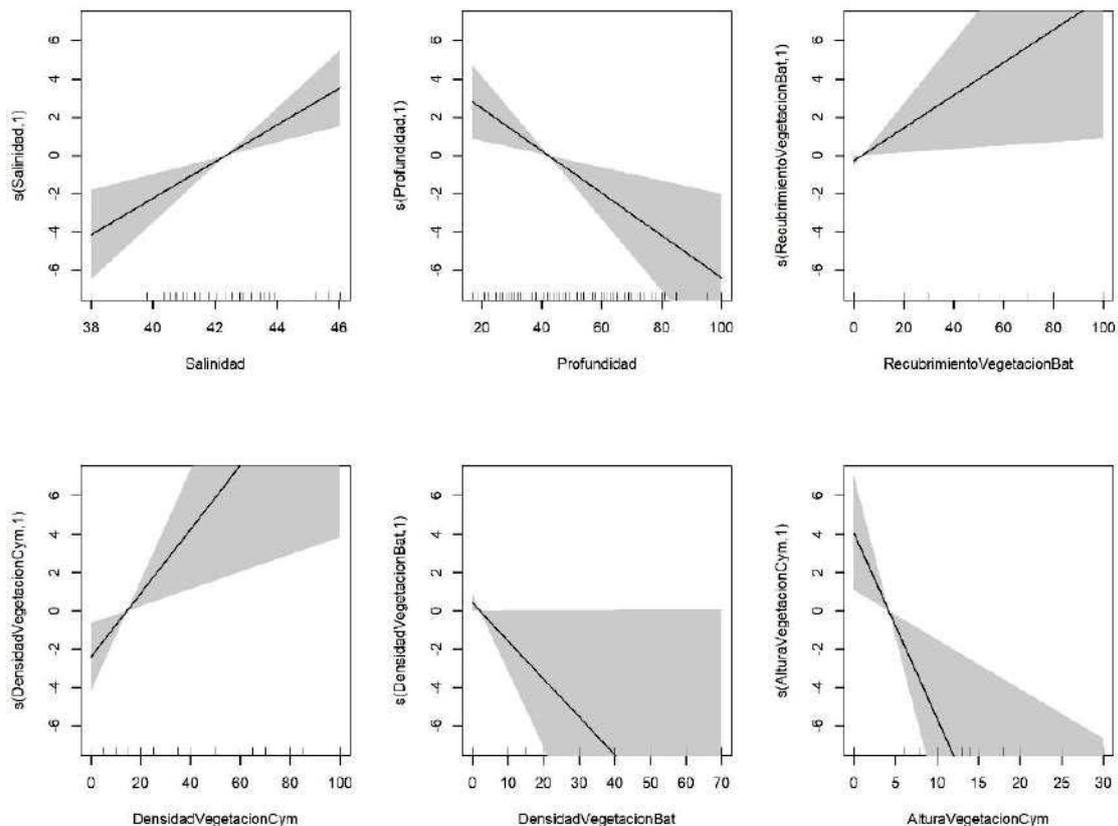


Figura 4.128. Mejor modelo aditivo generalizado descriptor del hábitat frente a las CPUEs de *Callinectes sapidus*. Cau: *Caulerpa prolifera*; Bat: *Batophora*; Cym: *Cymodocea nodosa*.

El modelo GAM con las CPUEs de individuos subadultos muestra una ligera relación positiva con la temperatura, la salinidad y la densidad de vegetación de *C. nodosa*. Sin embargo, estos se verían afectados de forma negativa por la profundidad y la densidad de vegetación de *C. prolifera* y *Batophora sp*, la altura de vegetación de *C. nodosa* y el recubrimiento de *Batophora* (Fig. 4.129). Esto pone de manifiesto una selección de hábitats desvegetados, o, en cualquier caso, vegetados por *C. nodosa*, como sugieren los análisis previos.

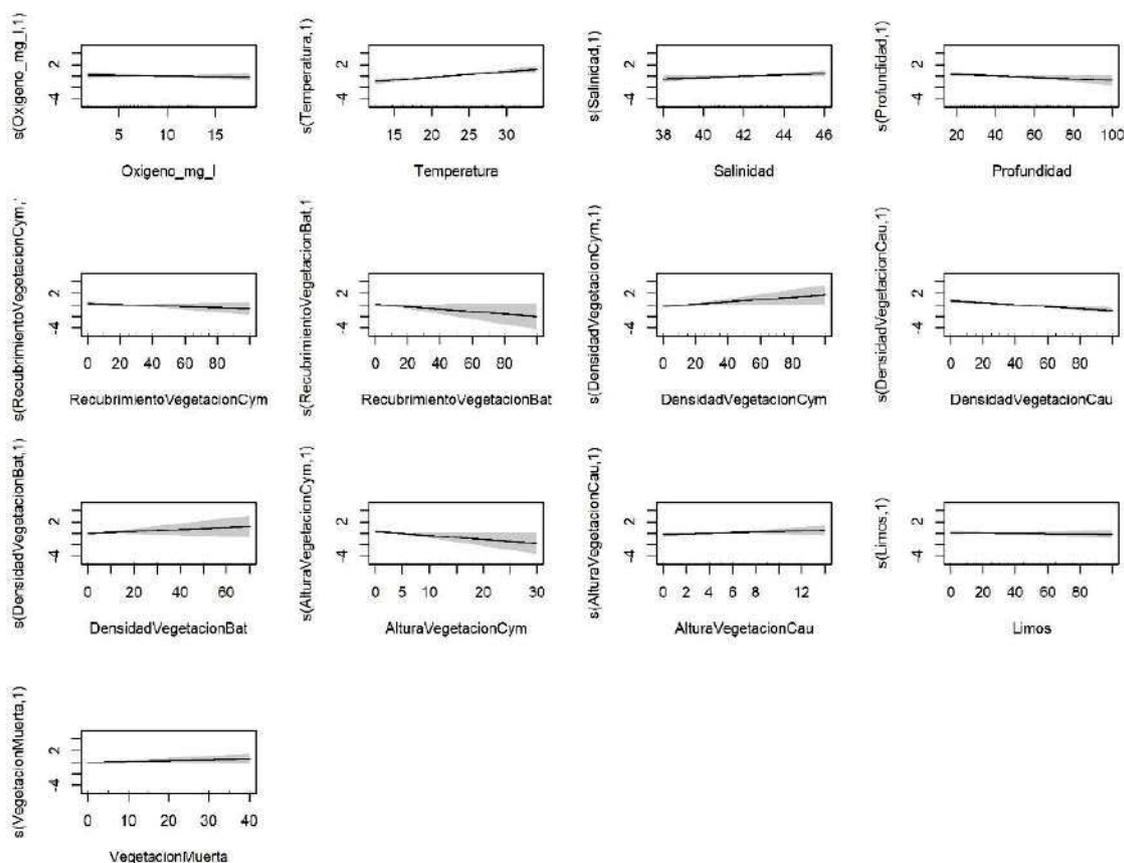


Figura 4.129. Mejor modelo aditivo generalizado descriptor del hábitat frente a las CPUEs de *Callinectes sapidus*. Cau: *Caulerpa prolifera*; Bat: *Batophora*; Cym: *Cymodocea nodosa*.

El modelo GAM para la abundancia (CPUEs) de ejemplares adultos muestra una relación positiva con la densidad de vegetación de *C. nodosa*, posiblemente relacionado con la abundancia de presas potenciales. No obstante, el recubrimiento de *C. nodosa* y la densidad *C. prolifera* estarían relacionados negativamente con la abundancia de la especie (Fig. 4.130). Esto podría sugerir la selección de ambientes de transición, donde puedan existir parches de *C. nodosa* densos, con las presas potenciales, pero también áreas desprovistas de vegetación en las que enterrarse.

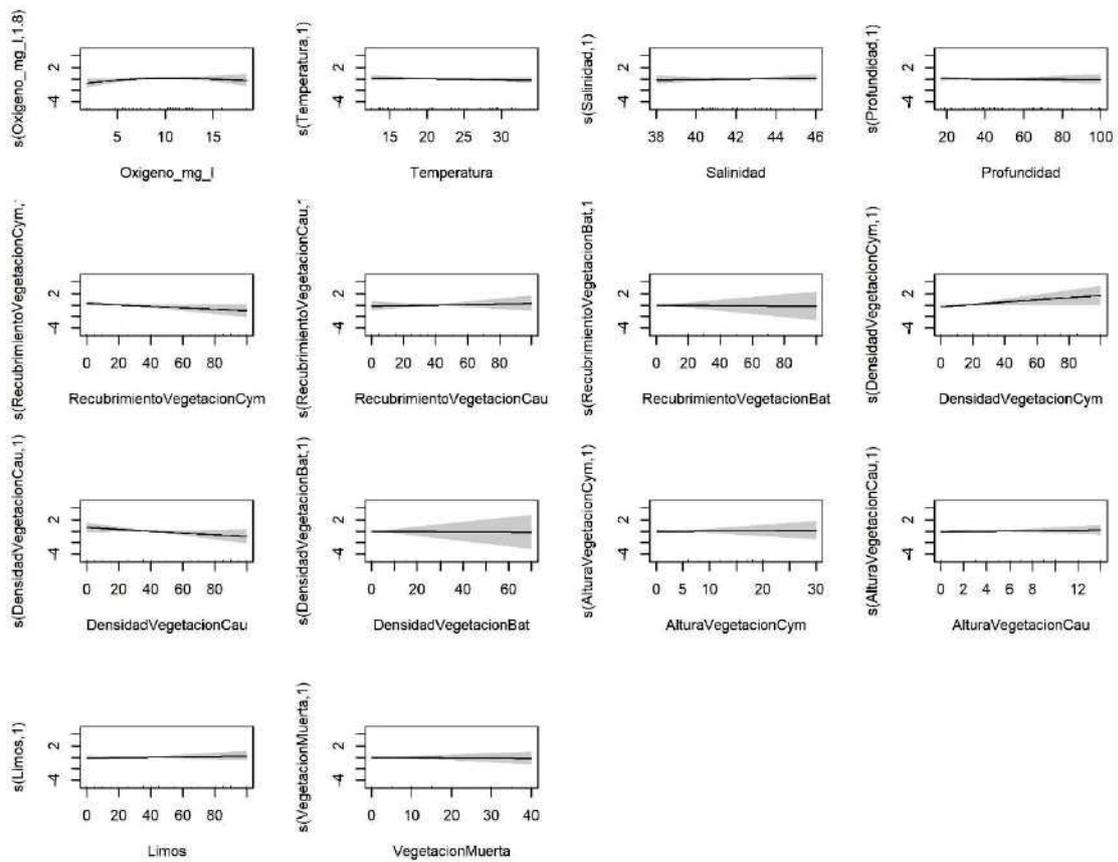


Figura 4.130. Mejor modelo aditivo generalizado descriptor del hábitat frente a las CPUEs de *Callinectes sapidus*. Cau: *Caulerpa prolifera*; Bat: *Batophora*; Cym: *Cymodocea nodosa*.



5. Conclusiones.

- En **indicador de calidad ecológica EMFI** ha disminuido de manera significativa en los periodos 2020-2021 y 2022-2023, siendo este hecho más notable en las zonas más confinadas. Además, durante el último periodo de estudio se han detectado mayores fluctuaciones entre las diversas localidades. Estos resultados ponen de manifiesto que pese a la elevada resiliencia mostrada en términos de calidad ecológica por las áreas someras hasta el año 2019, no se aprecian signos de recuperación en la actualidad.
- Con relación a la **estructura y composición taxonómica de la comunidad**, los cambios detectados en el periodo 2020-2021 se mantienen en 2022-2023, existiendo una situación anómala, que evidencia un refugio de especies procedentes de zonas más profundas de la laguna (p. ej.: *Gobius cobitis* y *Symphodus cinereus*), disminuyendo por el contrario las especies residentes típicas de las zonas de orilla (p. ej.: *Pomatoschistus mamoratus* y *Syngnathus abaster*).
- La **abundancia y frecuencia de aparición de signátidos**, principalmente de *Syngnathus abaster* e *Hippocampus guttulatus*, disminuye notablemente tras los eventos en los que ha habido mortandades (periodos 2020-2021 y 2022-2023), a pesar del paulatino incremento en los últimos años de sus hábitats potenciales (praderas marinas de macrófitos) en las áreas someras.
- El **fartet, *Apricaphanius iberus***, especie en peligro de extinción, ha experimentado una disminución de su representatividad en las áreas someras del Mar Menor, como así refleja el notorio descenso de su presencia y abundancia en diversas localidades donde anteriormente (2002-2004 y 2018-2019) era considerada una especie habitual. Hemos de tener en cuenta que este ciprinodóntido es altamente sensible a fenómenos de competencia y este tipo de presión ha incrementado en las áreas someras como consecuencia de la llegada y refugio de otras especies más competitivas y de mayor tamaño. De esta manera, se recomienda la preservación y mejora de los criptohumedales presentes en las áreas someras naturales, donde la especie encuentra hábitats propicios, con mucha menor competencia, y que pueden representar un papel de poblaciones fuente para zonas de la laguna.



- La diferencia observada entre la **selección de hábitat de las diferentes especies representativas** pone de manifiesto la importancia de la heterogeneidad ambiental de las áreas someras en el mantenimiento de la comunidad de peces, siendo indudable la necesidad de preservación de estos hábitats críticos. Asimismo, se ponen en valor las zonas con bajo hidrodinamismo para el asentamiento y desarrollo del alevinaje de especies migradoras, así como de la especie en peligro de extinción *Apricaphanius iberus*. Además, las praderas de macrófitos (especialmente de la fanerógama *Cymodocea nodosa*) conforman hábitats exclusivos e indispensables para aquellos taxones especialistas de zonas vegetadas, como las especies de la Familia Syngnathidae.
- El estudio de la **estructura de hábitat de las áreas someras** del Mar Menor refleja un incremento de la cobertura vegetal de los fondos, motivado por la extensión tanto de praderas de *Cymodocea nodosa* como de *Caulerpa prolifera*, sugiriendo que el exceso de nutrientes puede beneficiar a estas especies cuando la llegada de la luz solar no es un limitante. Asimismo, tras el proceso eutrófico, con las consecuentes mortandades de praderas en profundidad, así como los aportes de materia orgánica, la naturaleza del sustrato de las áreas someras se ha visto alterada, incrementando notablemente la fracción de fango en los fondos, que ha repercutido también en un incremento de la heterogeneidad de dicho sustrato.
- Los **cambios detectados en la estructura de hábitat**, así como los marcados **cambios taxonómicos** a los que se enfrenta la **comunidad de peces de las áreas someras** hacen indispensable el mantenimiento de programas de seguimiento a largo plazo, que permitan entender, cada vez de una manera más precisa, la respuesta de las comunidades ictiológicas en estos ambientes críticos. Además, sería conveniente que estos seguimientos incorporasen **prospecciones de áreas más profundas**, permitiendo comprender con una visión holística el estado de la ictiofauna marminorense.
- El estudio del **estatus poblacional de la especie invasora *Callinectes sapidus*** en las aguas intermareales del Mar Menor refleja un incremento significativo de la abundancia de ejemplares, principalmente juveniles y subadultos, durante el periodo de ejecución del presente proyecto (noviembre 2022- septiembre 2023). Este incremento podría ser atribuible a una actual recuperación de la especie exótica invasora, tras un notable impacto de la mortandad de agosto de 2021 sobre sus poblaciones,



aspecto reforzado por la escasa tolerancia a los fenómenos de hipoxia descrita por otros autores para esta especie.

- La **proporción de sexos de *Callinectes sapidus*** entre los sectores de estudio: sector Norte (Las Encañizadas-San Pedro del Pinatar) y Sur (Las Encañizadas-La Manga), definidos por la influencia lagunar y mediterránea respectivamente, reflejó notables diferencias, siendo los machos cuatro veces superior a las hembras en el sector Norte (4:1) y, por el contrario, siendo equitativos (1:1) en el sector Sur. Este hecho hace pensar que la influencia mediterránea en el sector Sur genera patrones de movimiento hacia el litoral mediterráneo, asociados al evento reproductor y al desove de las hembras. Además, este hecho también quedaría respaldado por el incremento puntual de las capturas totales en este sector durante los meses de aguas más cálidas.
- El **estudio fenológico y de distribución de tallas de las poblaciones de cangrejo azul** en el área de estudio muestra cierta estabilidad en la densidad de ejemplares adultos a lo largo del ciclo anual, independientemente de la temperatura del agua. Sin embargo, el asentamiento de individuos juveniles queda bien definido y enmarcado en los meses de mayo y julio, momento en el que aparecen las densidades más altas de esta fase vital de la serie temporal.
- El estudio de **selección de hábitat** de la especie en Las Encañizadas del Mar Menor refleja una fuerte atracción por las zonas con elevada influencia lagunar. Complementariamente, la especie selecciona preferentemente fondos areno-fangosos desprovistos de vegetación, seguidos de aquellos ocupados por praderas de *Cymodocea nodosa*. Por el contrario, la especie mostró una menor densidad en los hábitats conformados por praderas monoespecíficas de *Caulerpa prolifera*. La selección de hábitat descrita fue menos patente en individuos juveniles durante su etapa de asentamiento.



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.



- Curtis, J. M. R.** 2004. Life history, ecology and conservation of European seahorses (PhD thesis). McGill University.
- 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., Biurrún 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 Apricaphanius 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](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 – Apricaphanius 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). ISBN, Bruselas, MRAC; tervuren; y ORSTOM, Paris. 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.

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, sardinas, sardinas, 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.

Wood, S.N. 2017. Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.



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.



ANEXO I. Estuarine Multimetric Fish Index.

Consideraciones para la adaptación y aplicación del índice Estuarine Multimetric Fish-Index (EMFI) a las áreas someras del Mar Menor.

En este anexo se detallan las principales características y modificaciones metodológicas necesarias para la integración de los datos relativos a las comunidades de peces de las áreas someras del Mar Menor en el “**Estuarine Multi-metric Fish Index**” (EMFI) (Harrison & Kelly 2013). En primer lugar, destacar la robustez de este bioindicador, ya que integra 14 métricas (ANEXO 1; Tabla 1) que han sido seleccionadas de una amplia bibliografía referente al desarrollo y aplicación de índices para las comunidades de peces de 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).

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 (ANEXO 1; Tabla 2) (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 1. 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.

Tabla 2. 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>Apricaphanius 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
<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



Especies	Categorización de abundancias teóricas			
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
<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 (ANEXO 1; Tabla 3). 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 (ANEXO 1; Tabla 4).

Tabla 3. 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 4. 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>Apricaphanius 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 (ANEXO I; Figs. 1 - 5). 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.

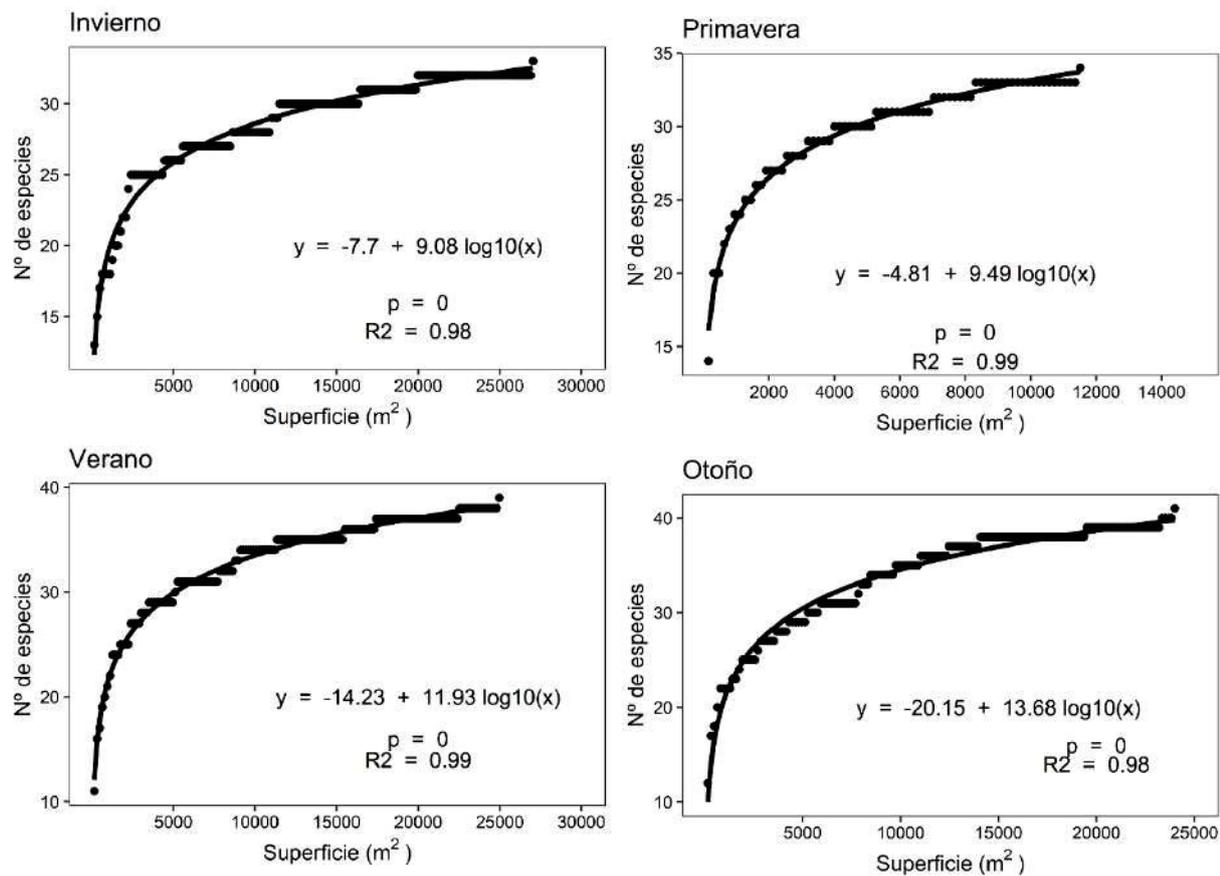


Figura 1. Regresiones establecidas entre la riqueza total de especies y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

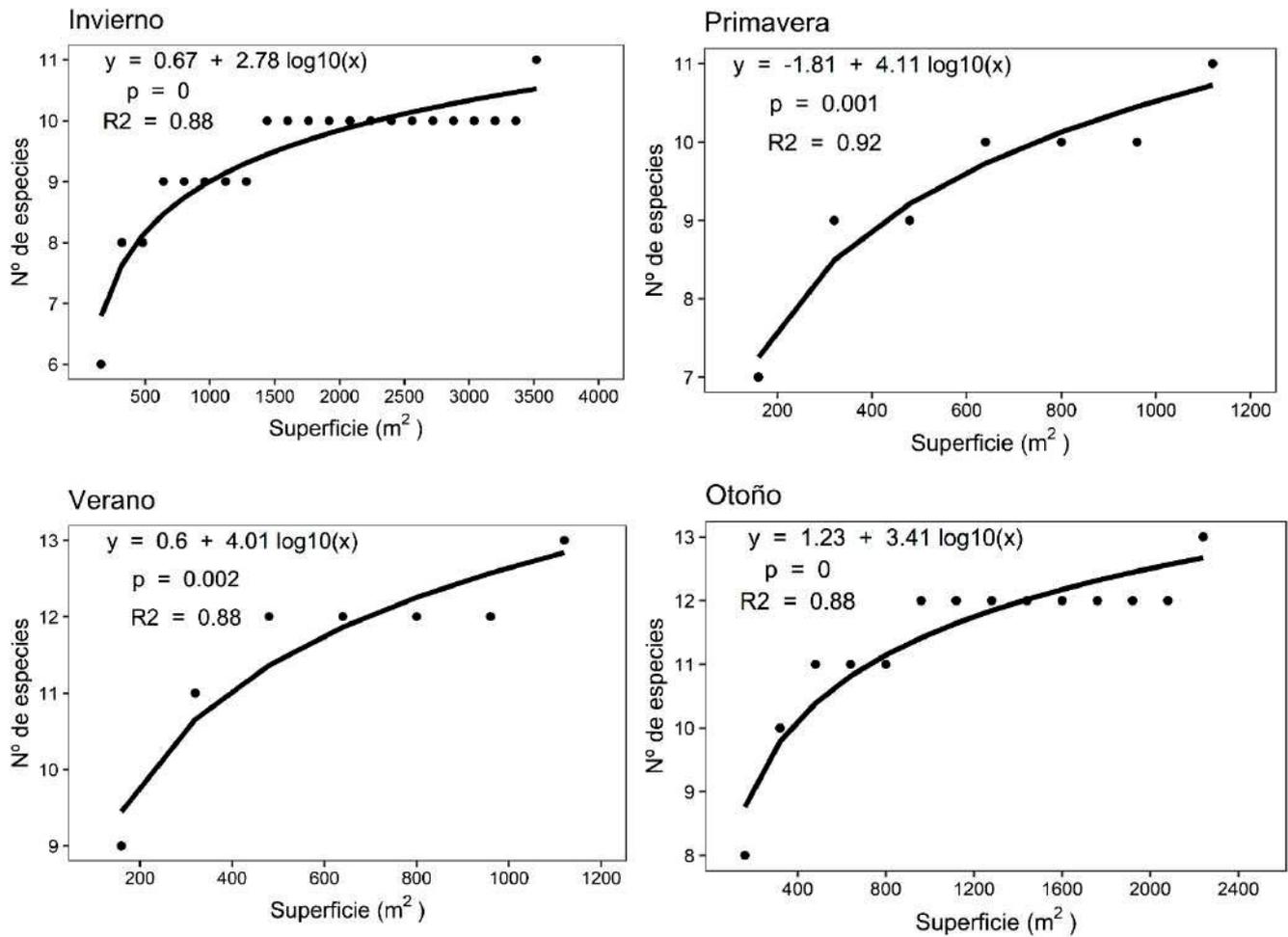


Figura 2. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies residentes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

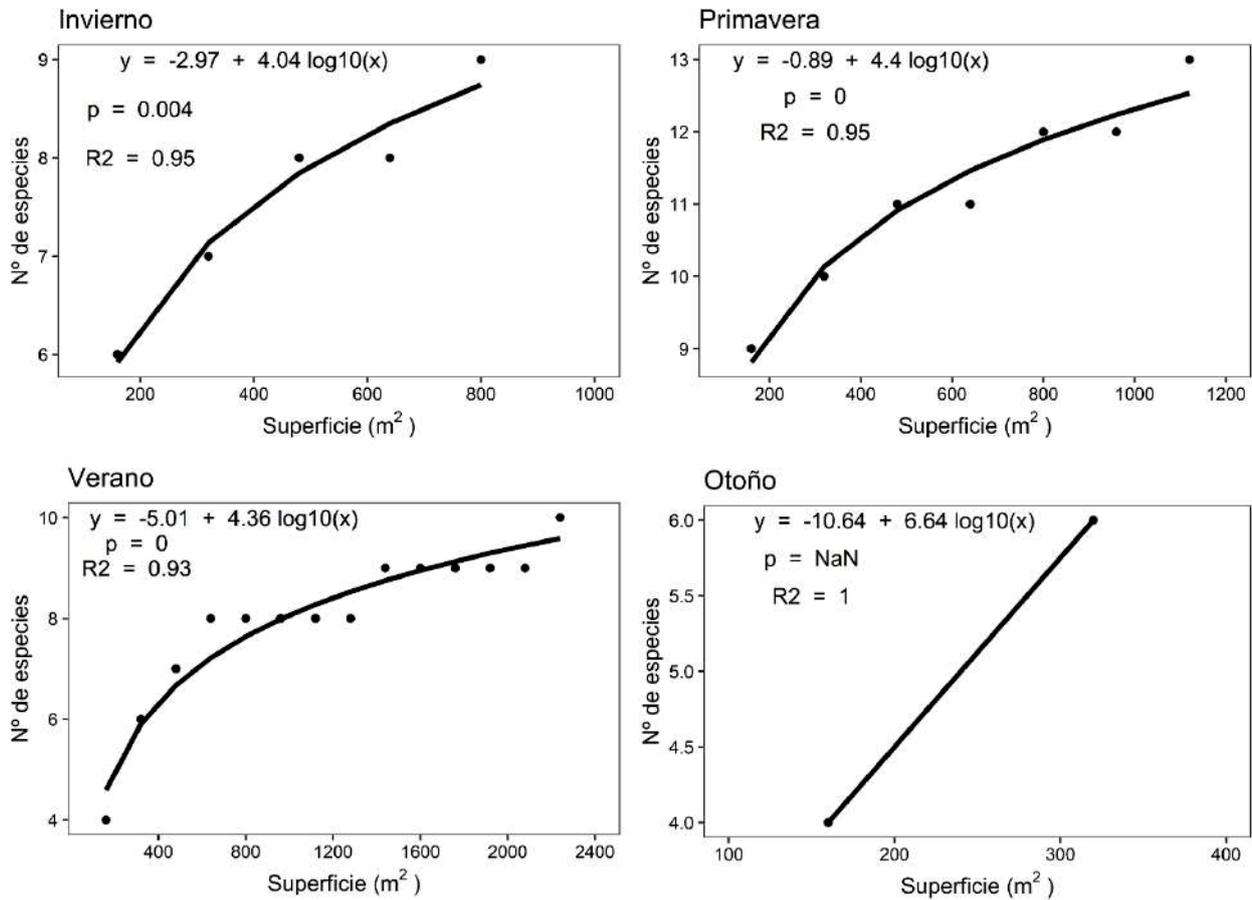


Figura 3. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies migrantes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

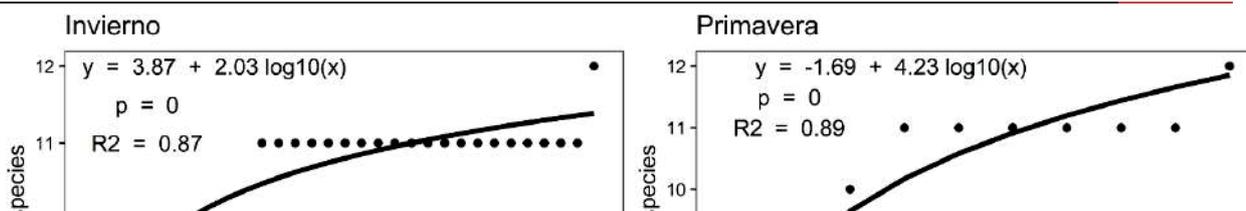




Figura 4. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies zoobentívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

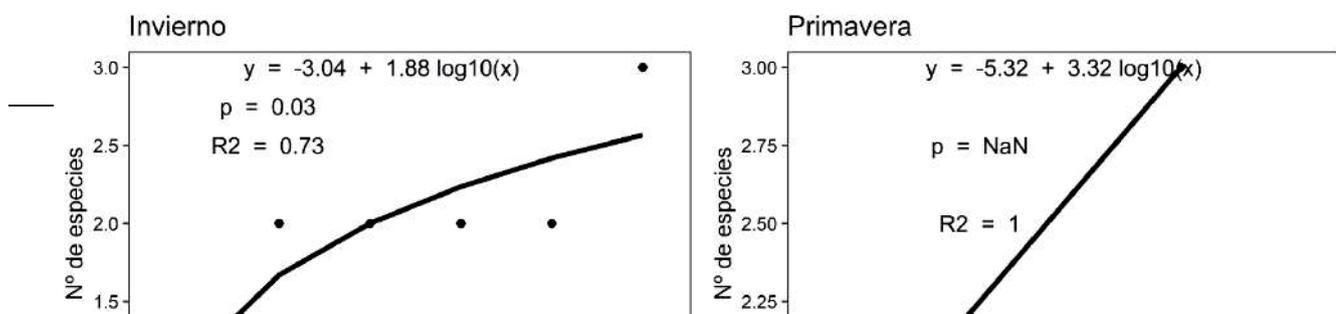




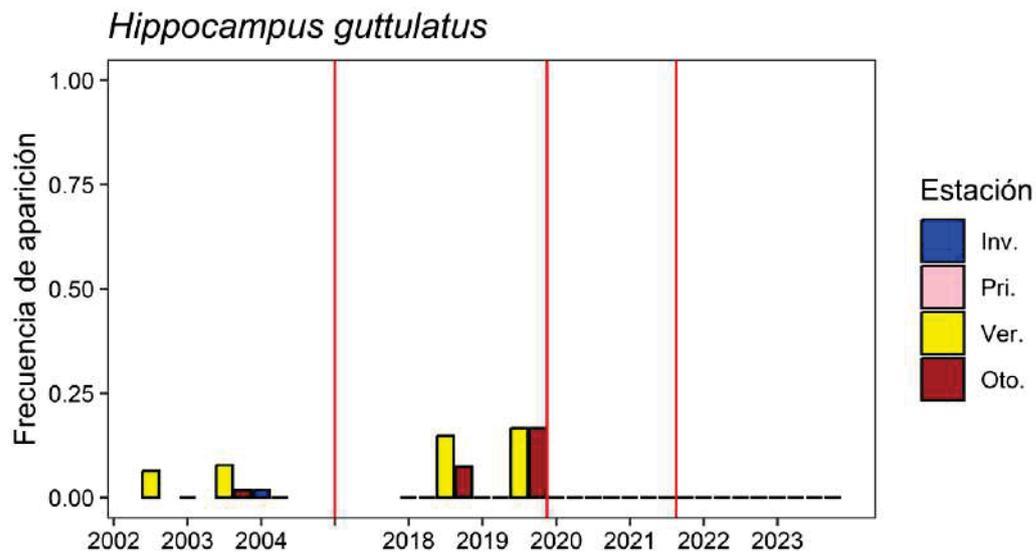
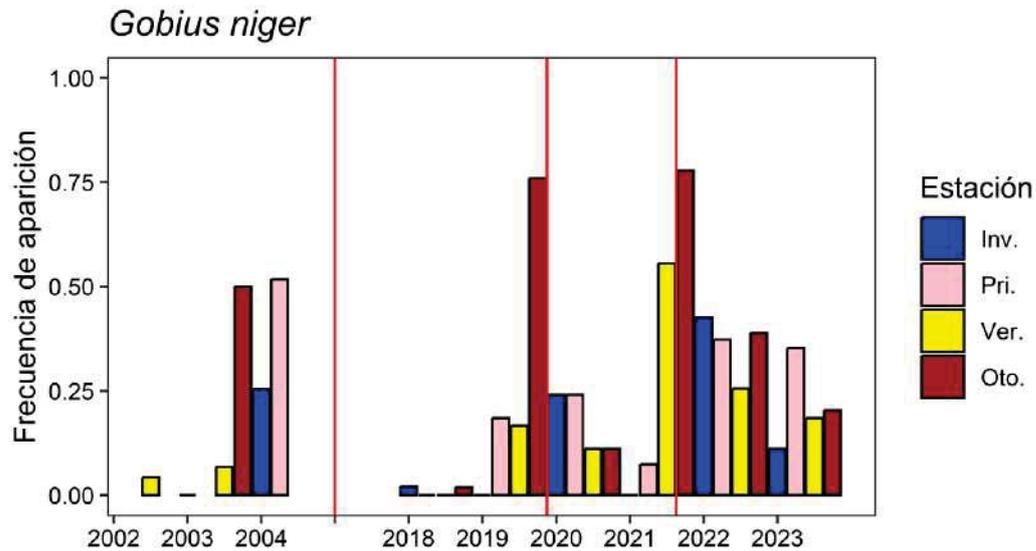
Figura 5. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies piscívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

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 (ANEXO 1; Tabla 5).

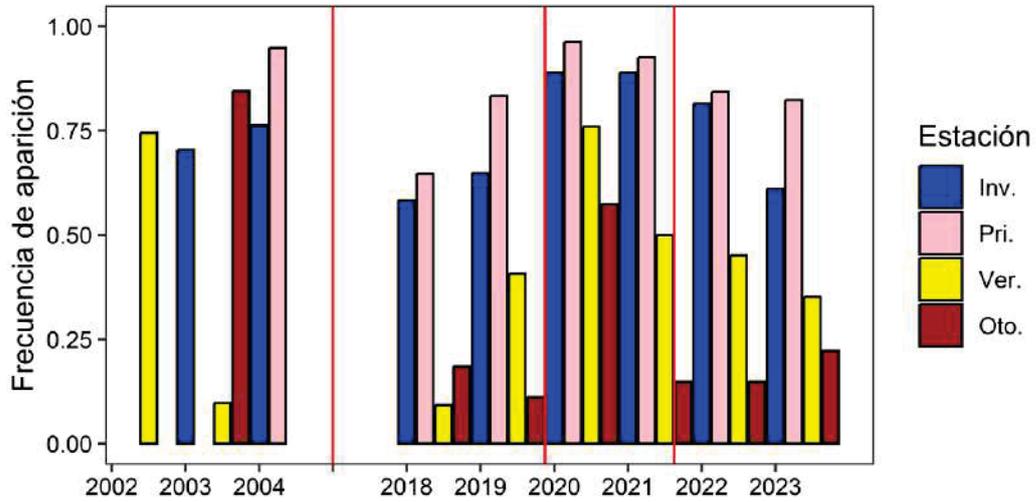
Tabla 5. Adaptación del índice EMFI. Rangos de valores de las métricas y criterios de puntuación.

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%

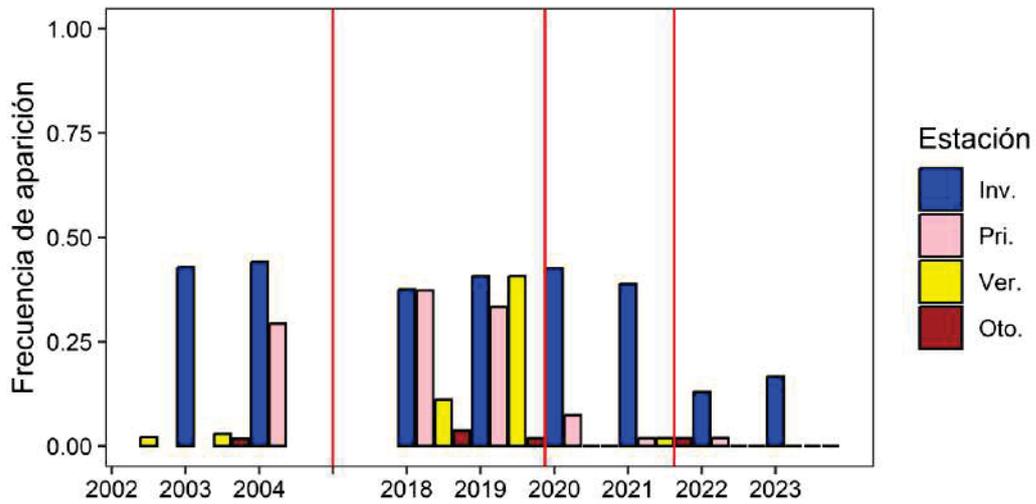
ANEXO II. Evolución temporal de la frecuencia de aparición de taxones prioritarios



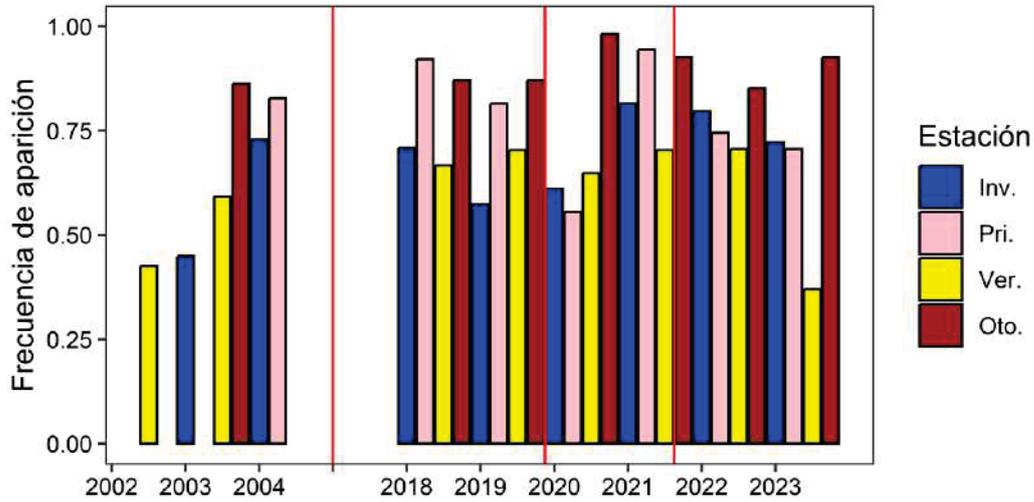
Chelon auratus



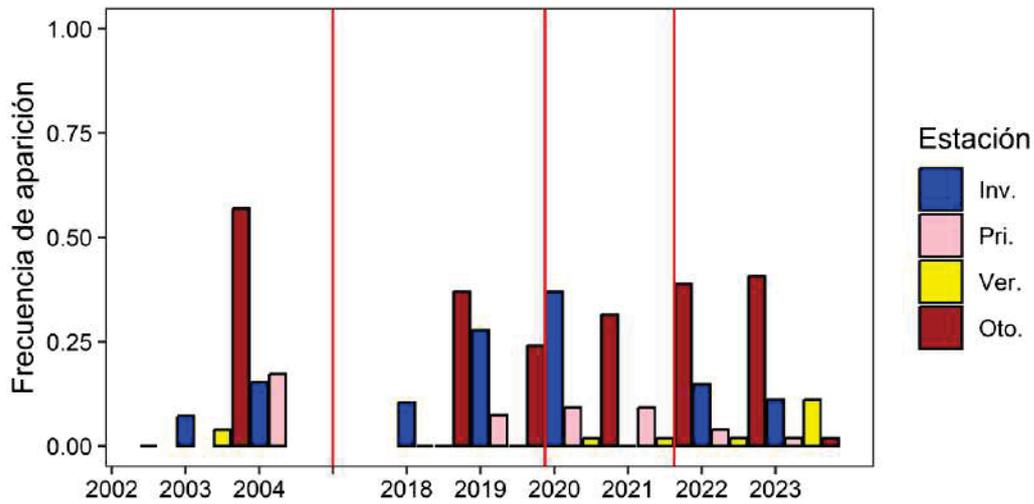
Chelon ramada



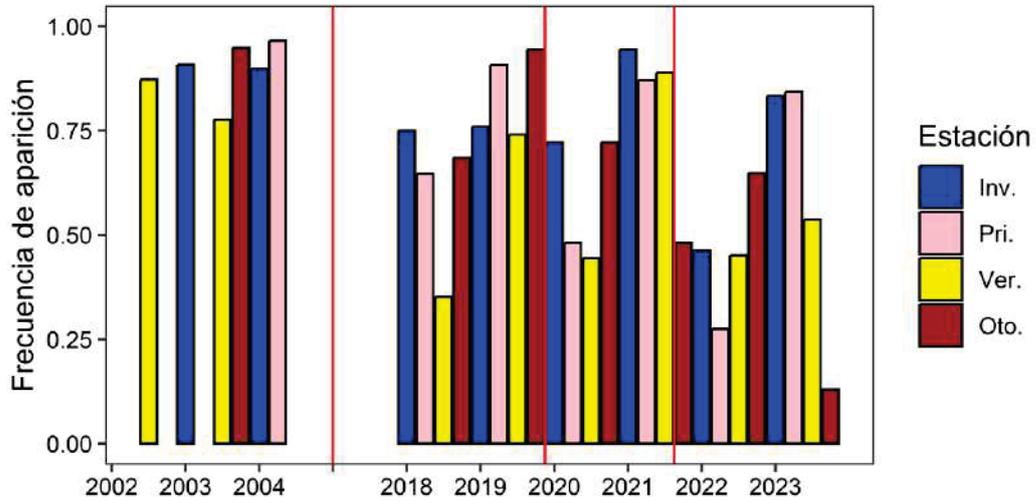
Chelon siliens



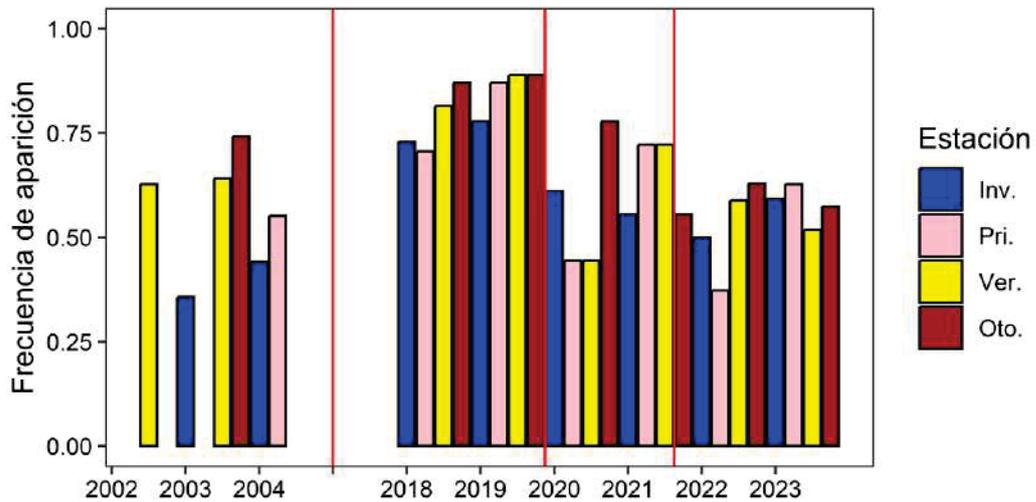
Mugil cephalus



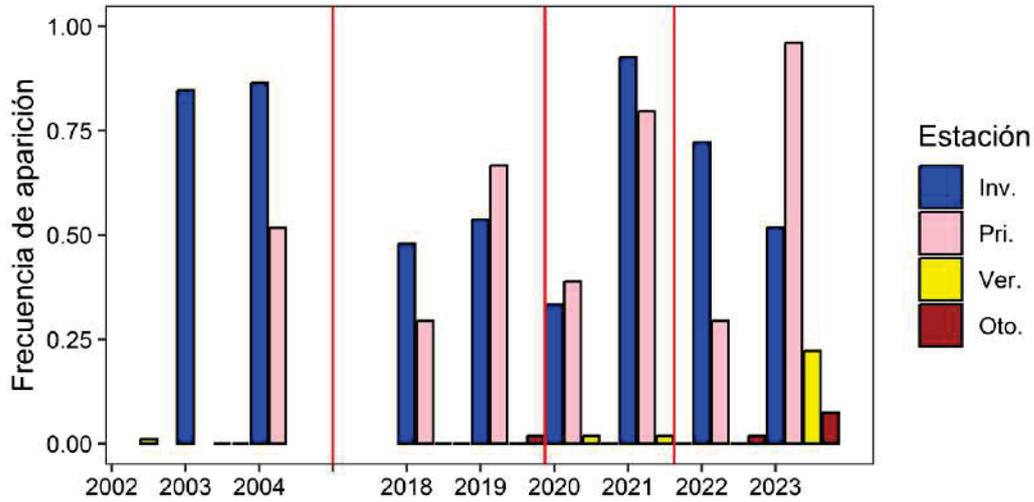
Pomatoschistus marmoratus



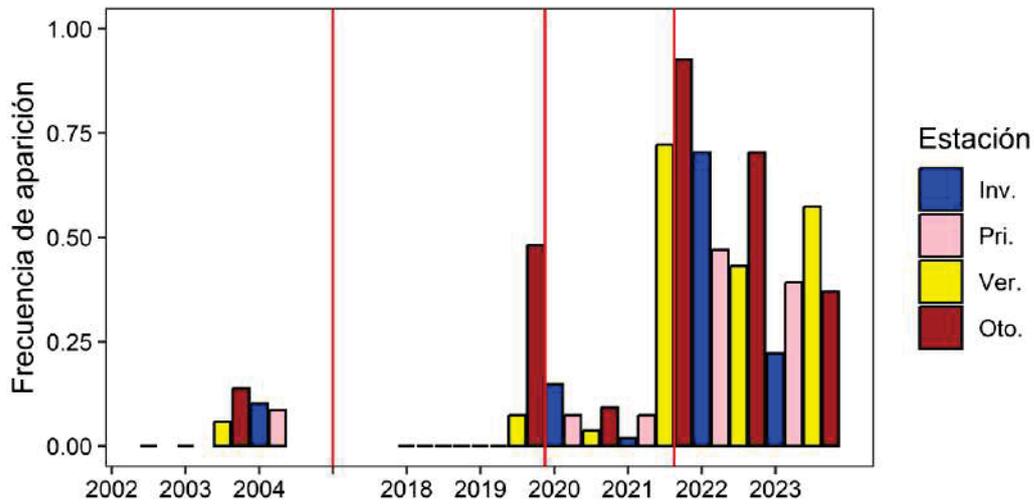
Syngnathus abaster



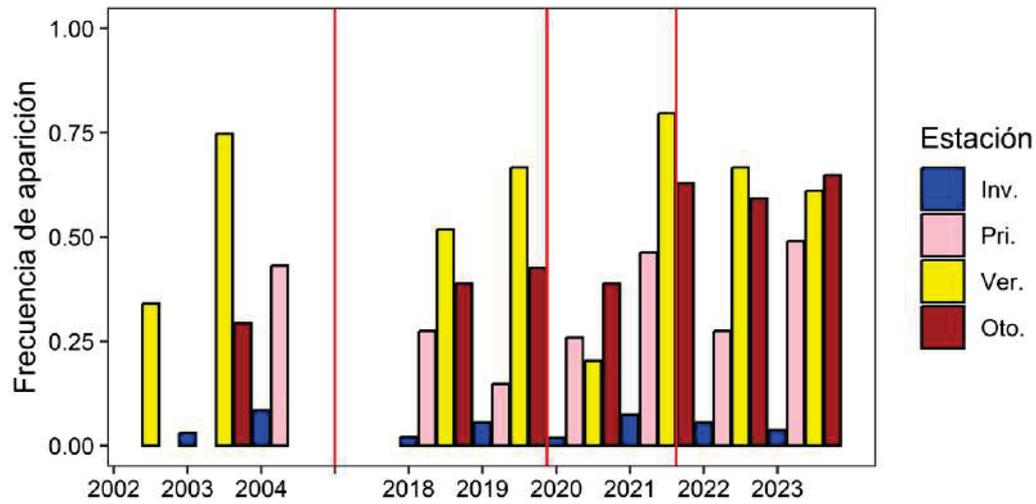
Sparus aurata



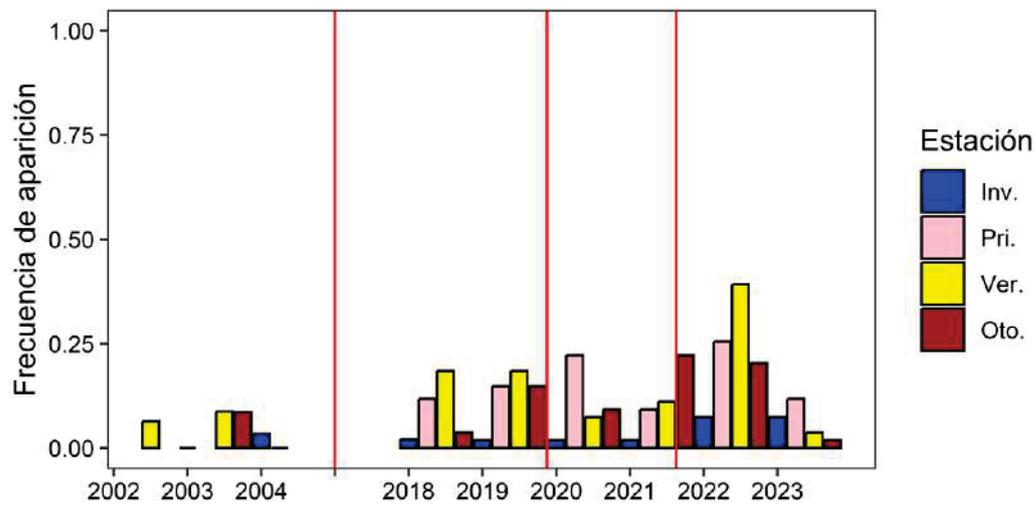
Symphodus cinereus



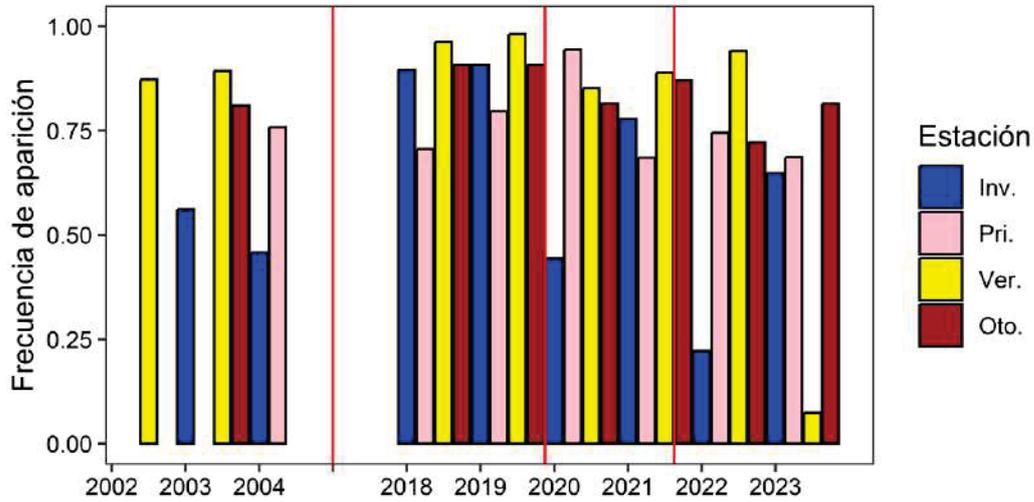
Salaria pavo



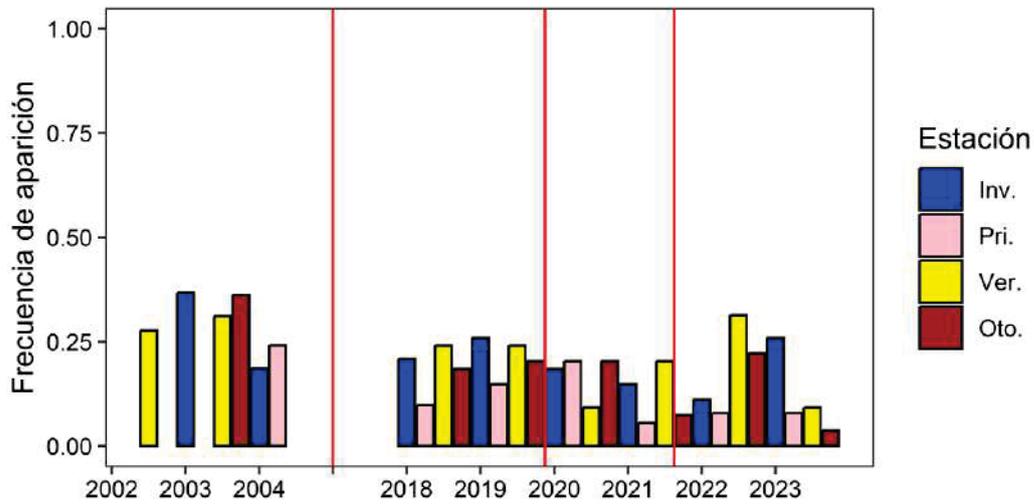
Syngnathus typhle



Atherina boyeri

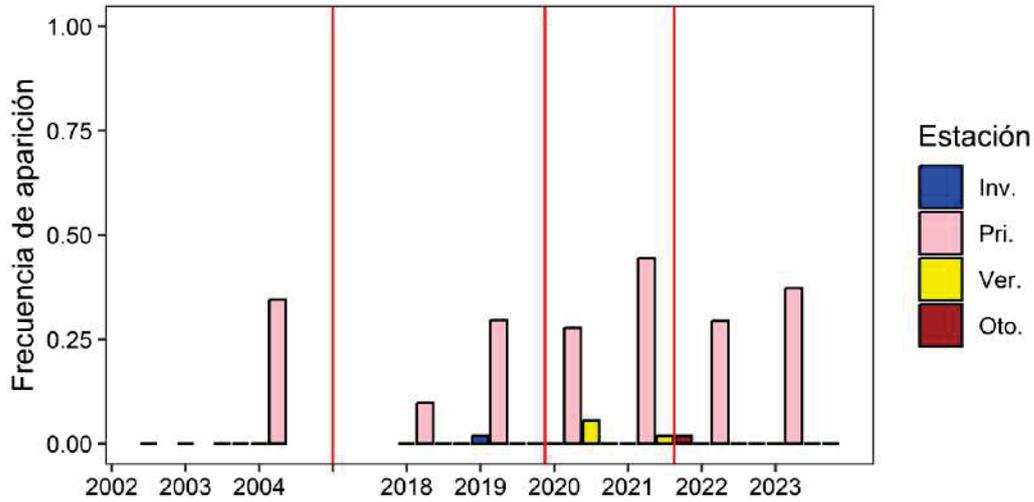


Aphanius iberus

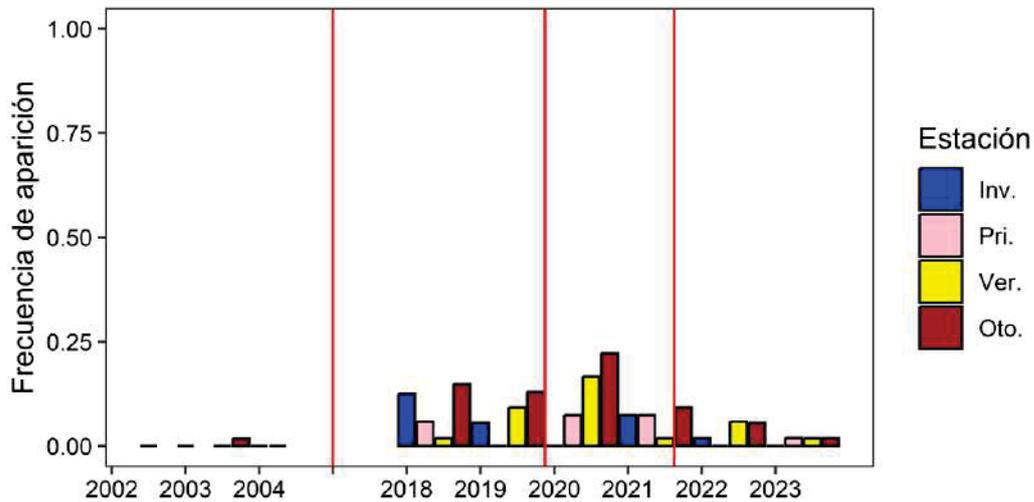


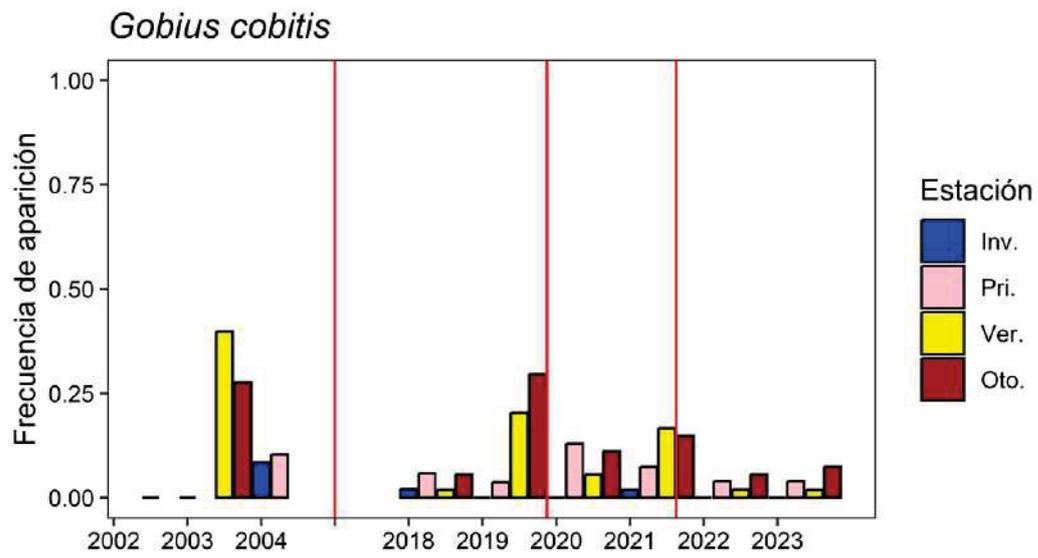


Dicentrarchus labrax



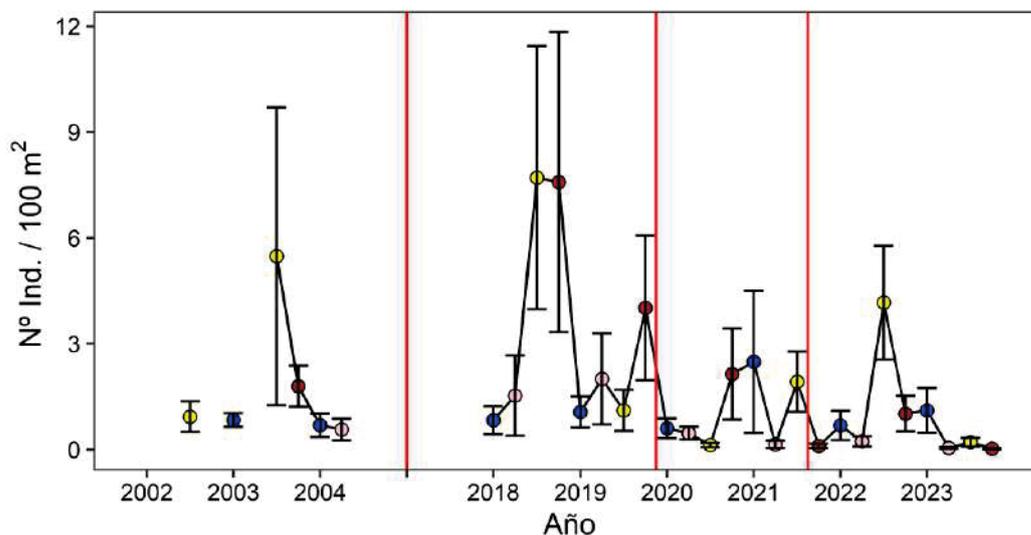
Engraulis encrasicolus



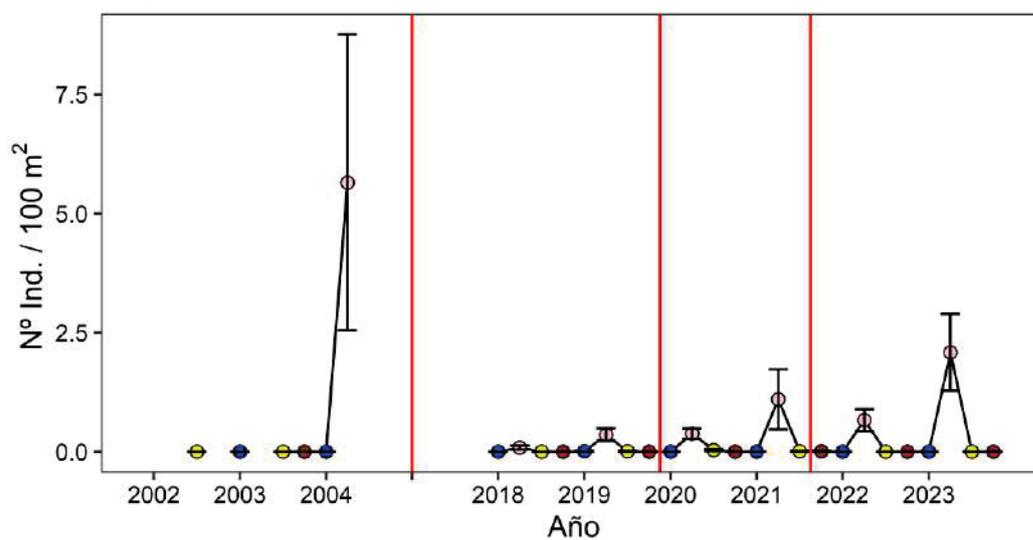


ANEXO III. Evolución temporal de la abundancia de taxones prioritarios

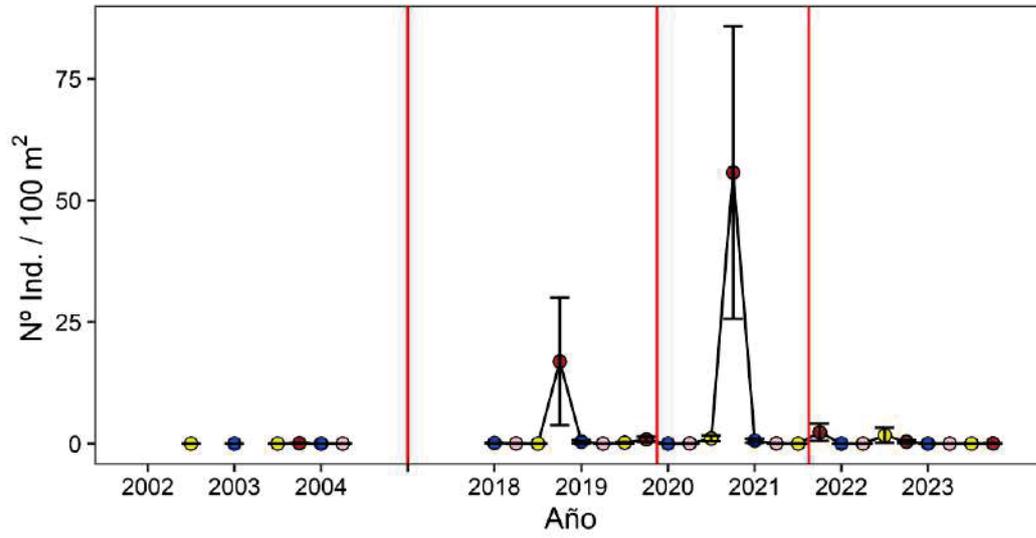
Aphanius iberus



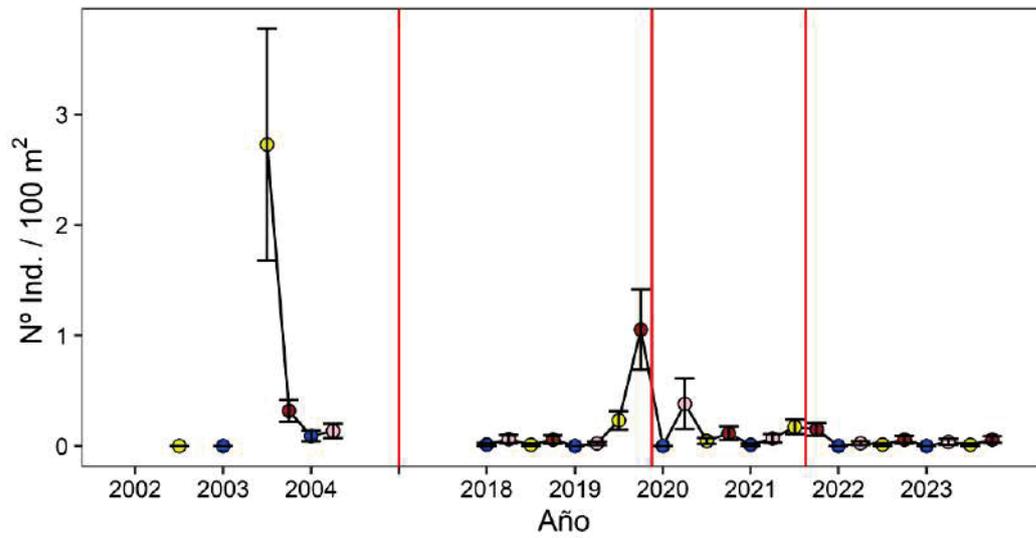
Dicentrarchus labrax

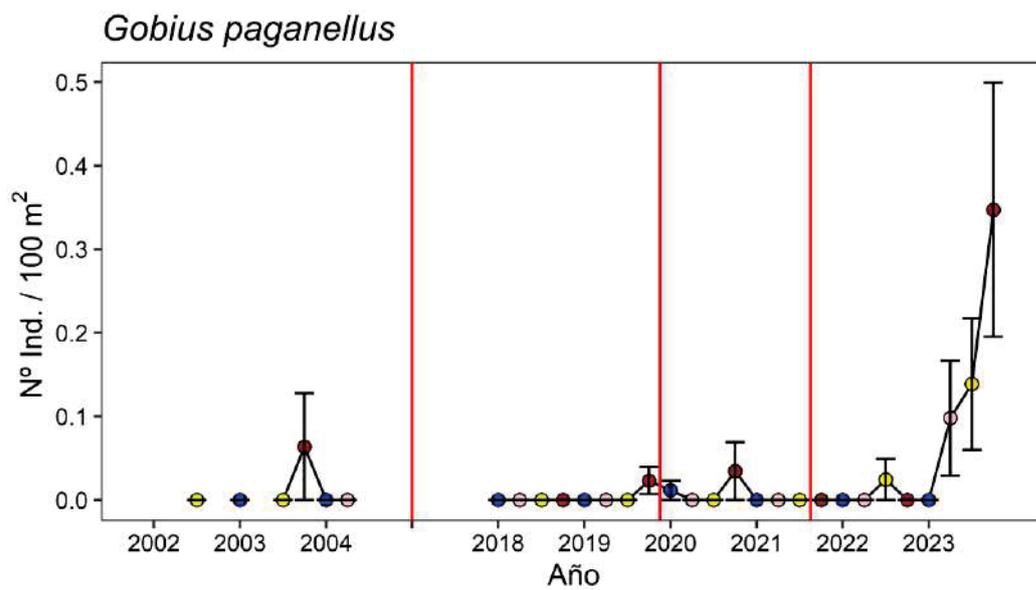
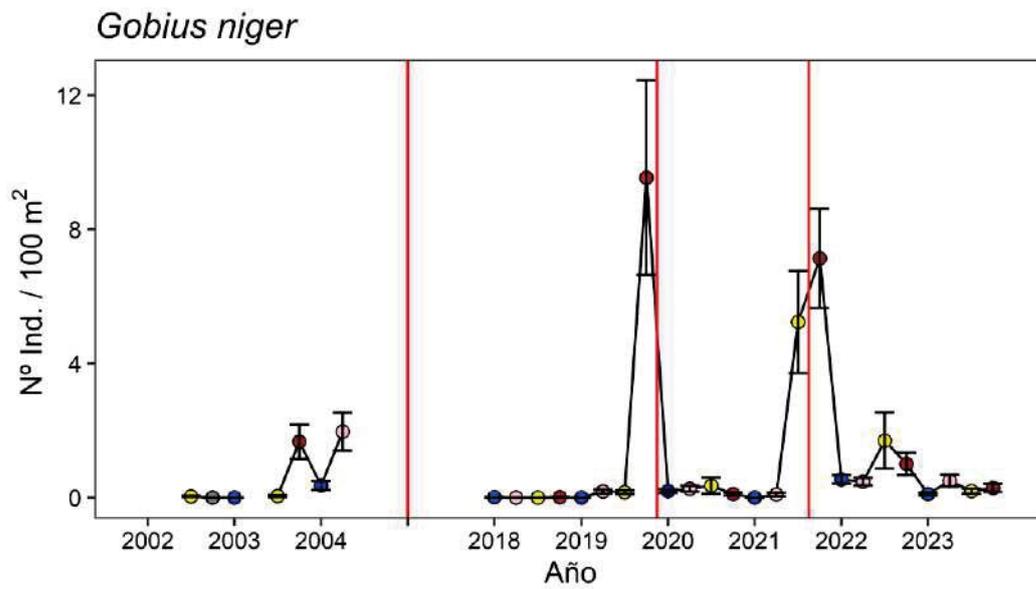


Engraulis encrasicolus

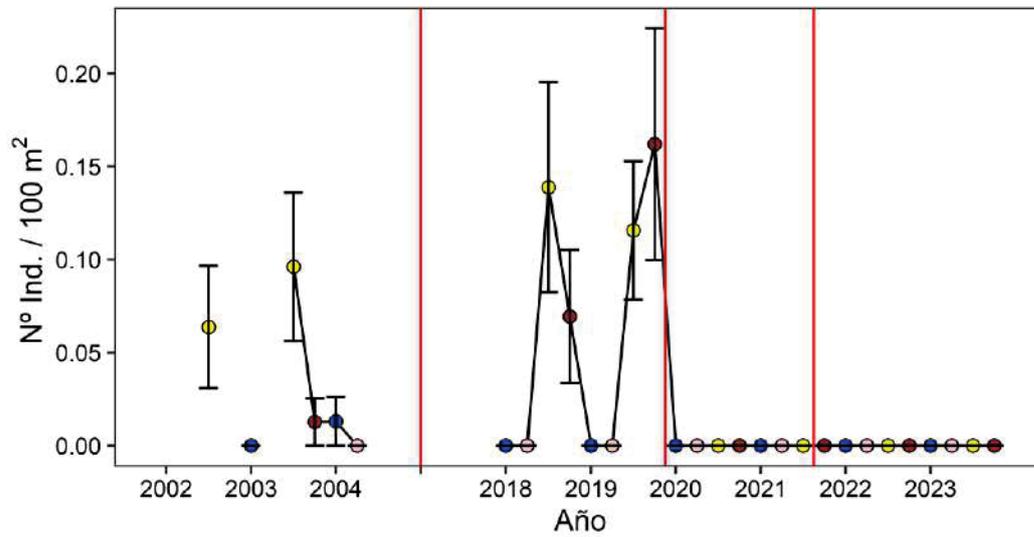


Gobius cobitis

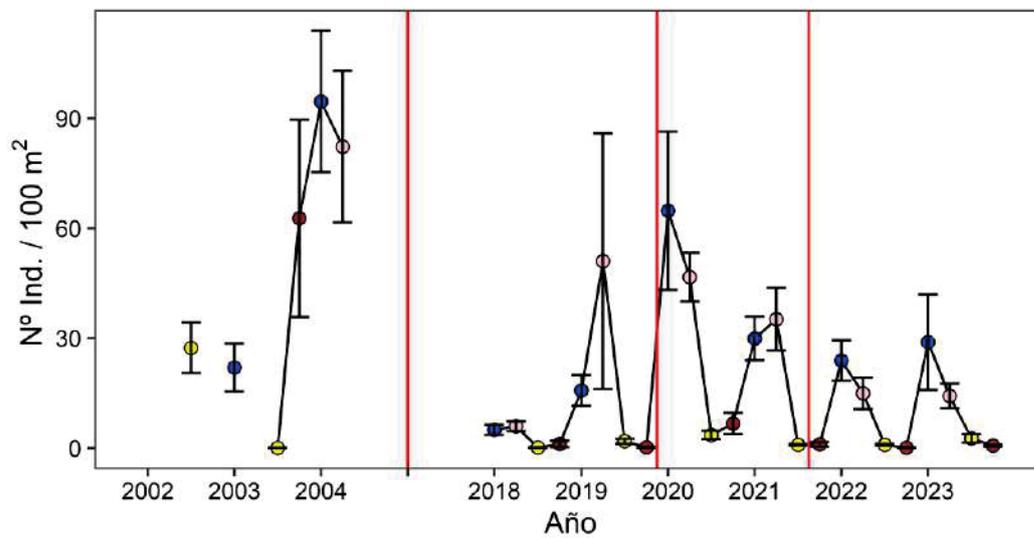




Hippocampus guttulatus

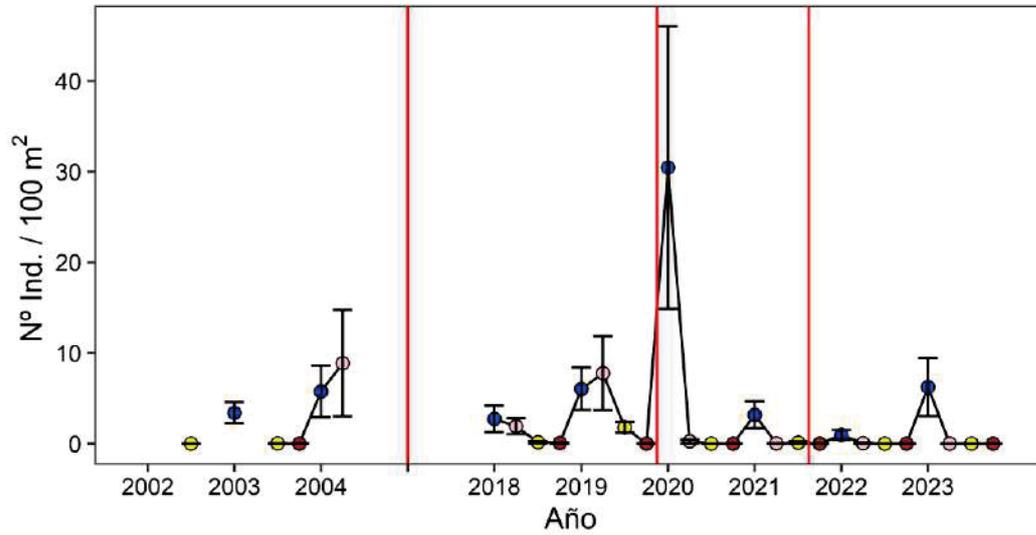


Chelon auratus

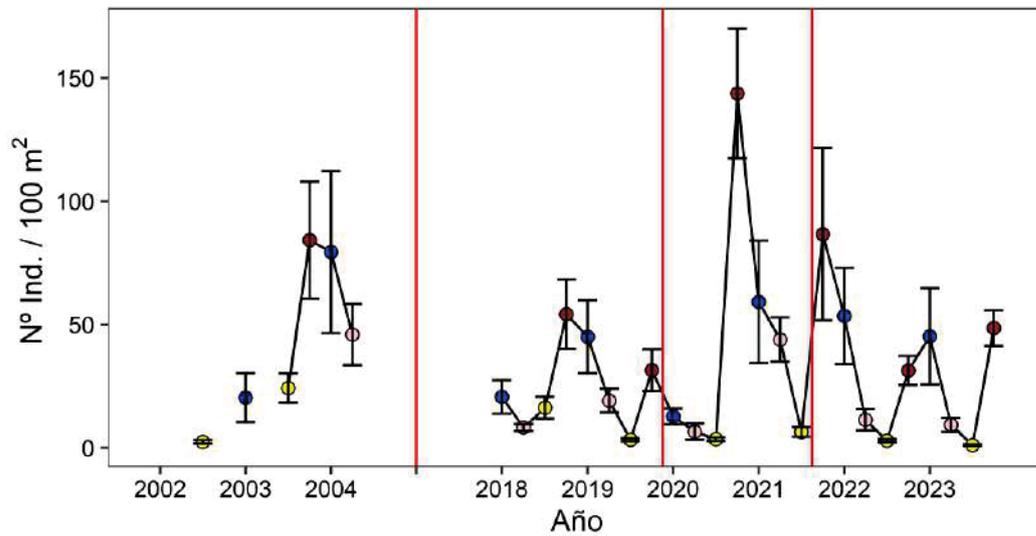




Chelon ramada

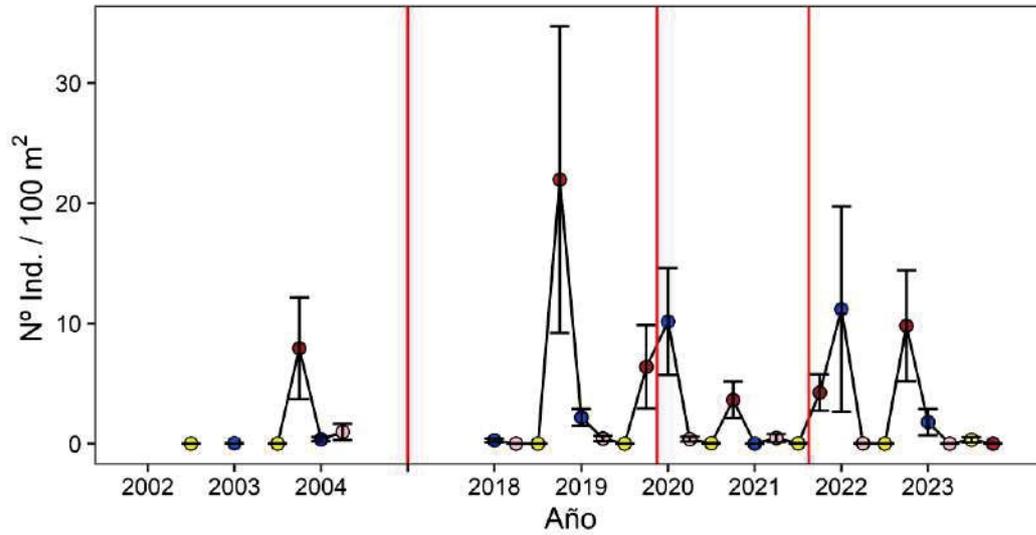


Chelon saliens

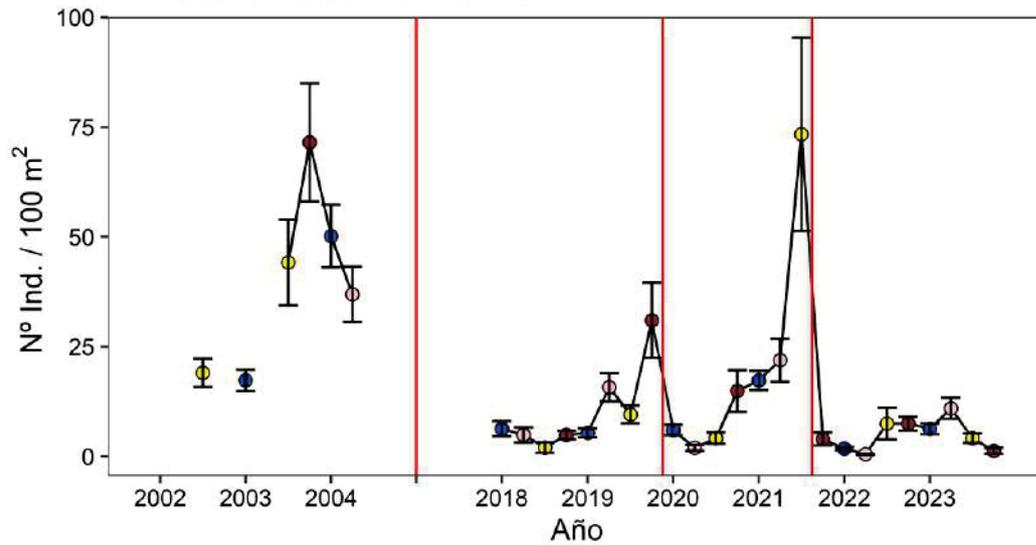




Mugil cephalus

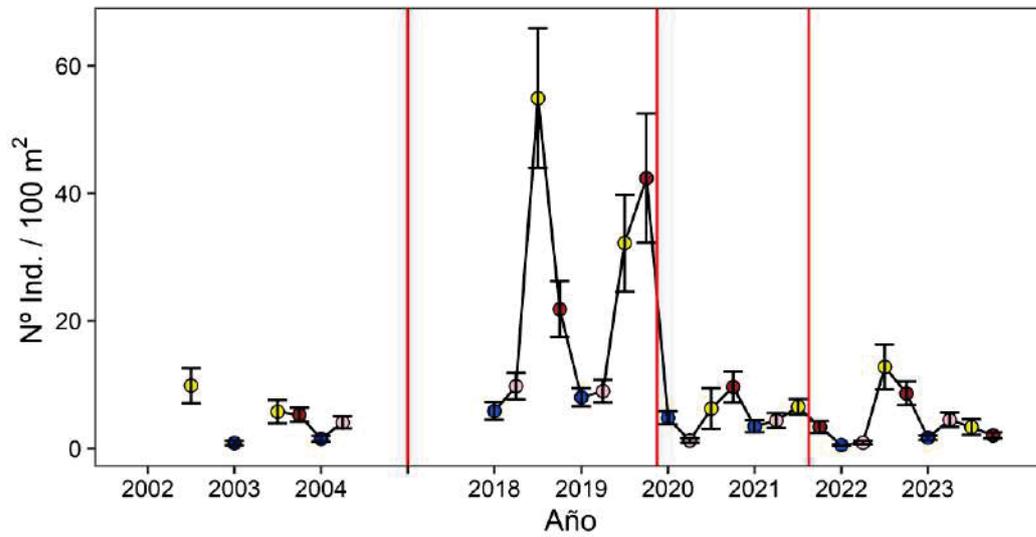


Pomatoschistus marmoratus

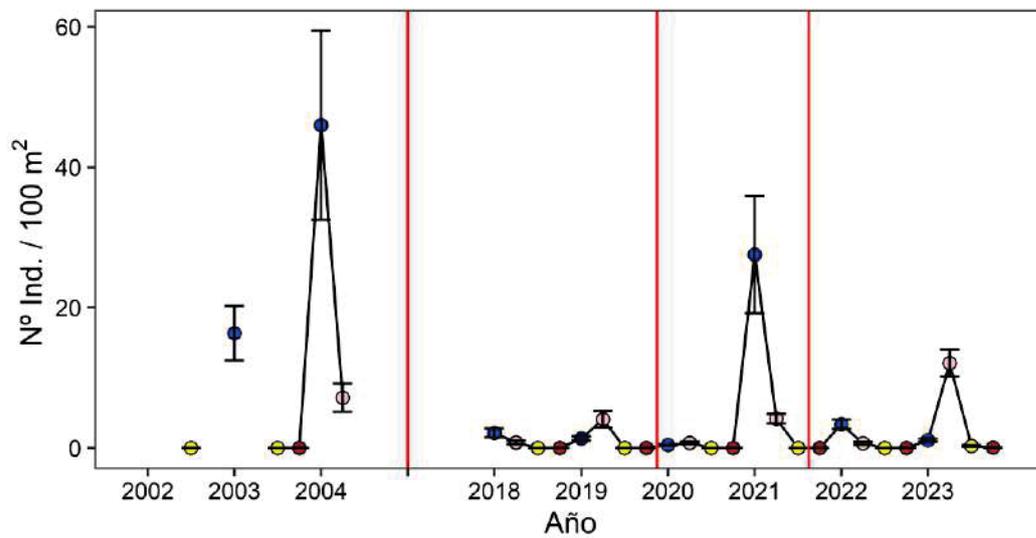




Syngnathus abaster

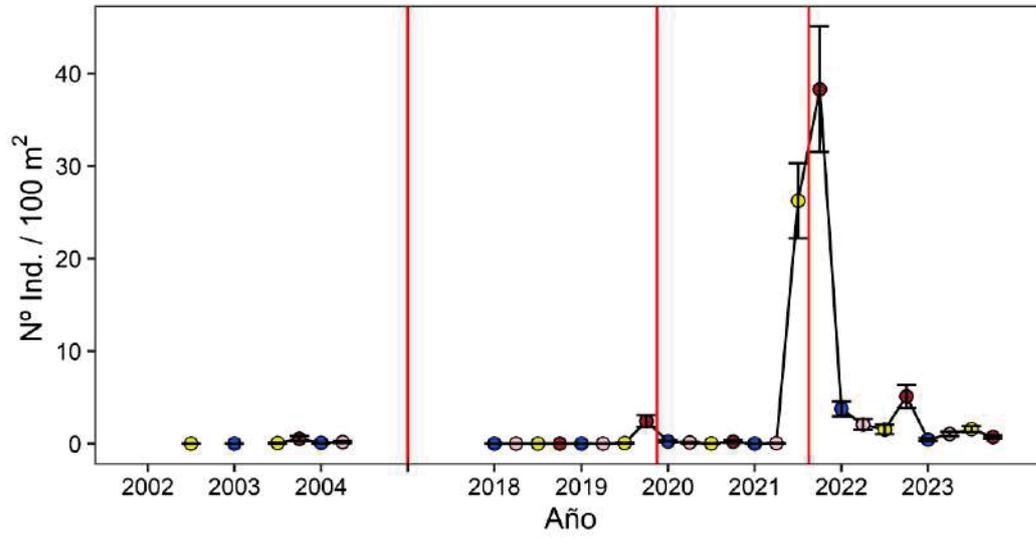


Sparus aurata

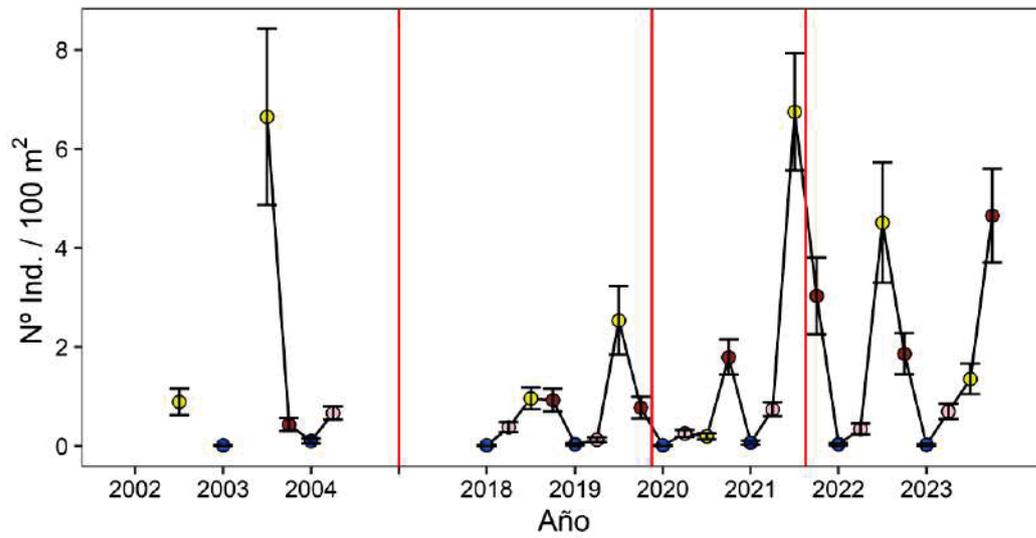




Symphodus cinereus

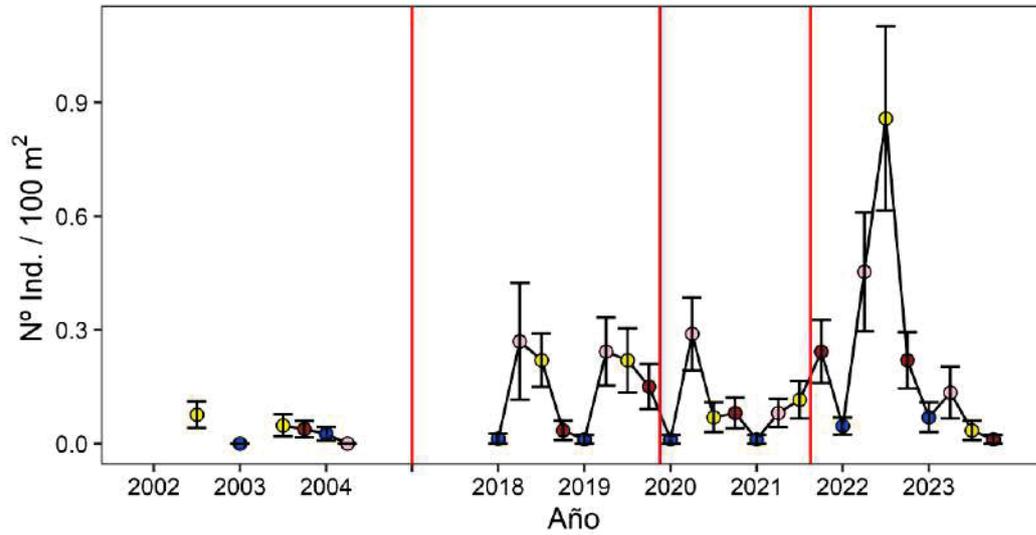


Salaria pavo

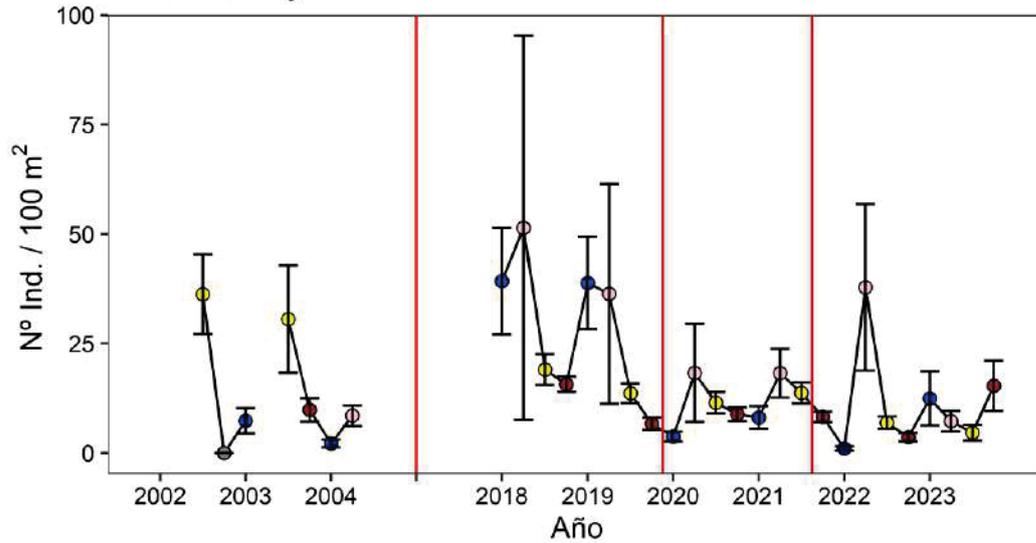




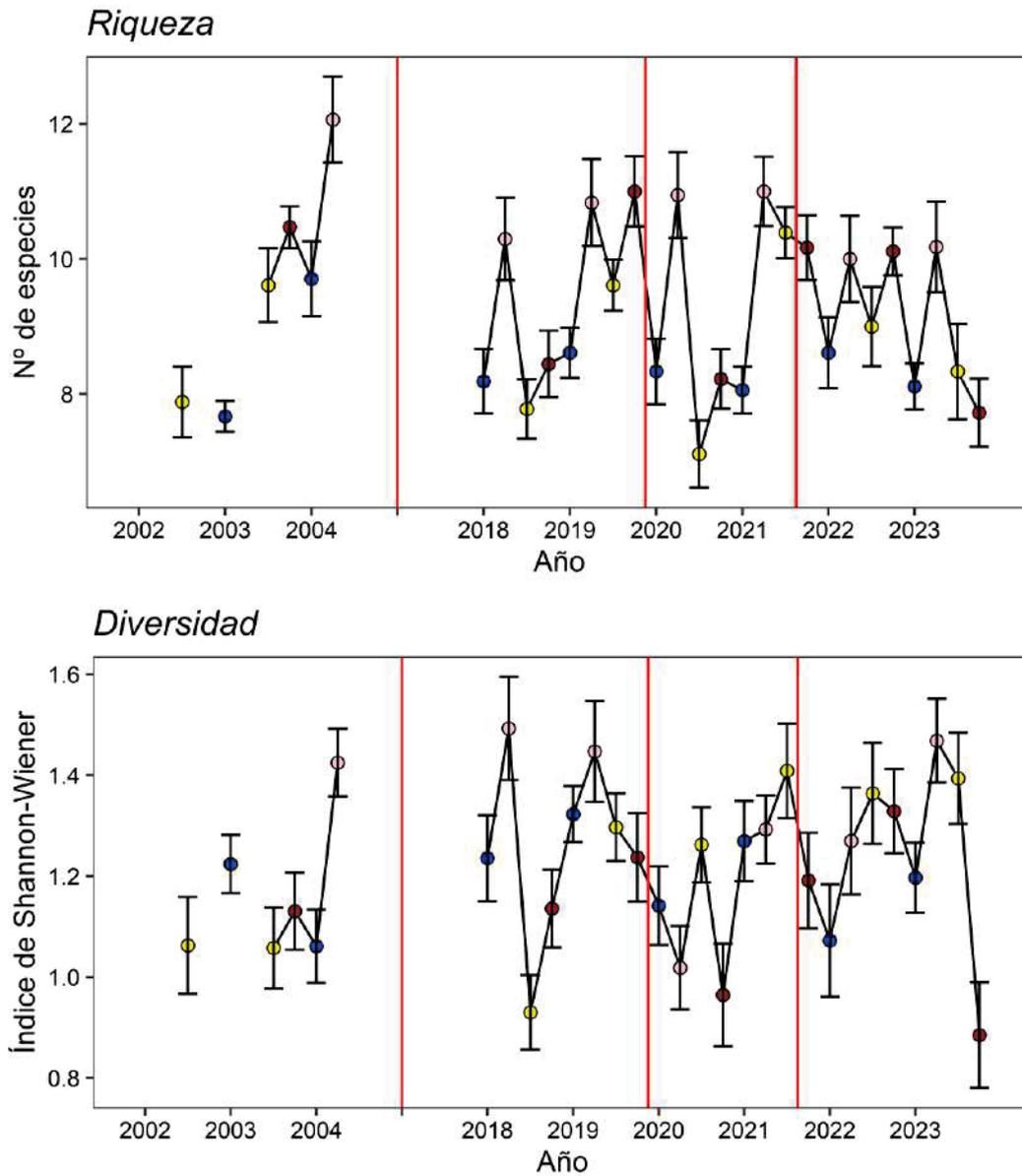
Syngnathus typhle



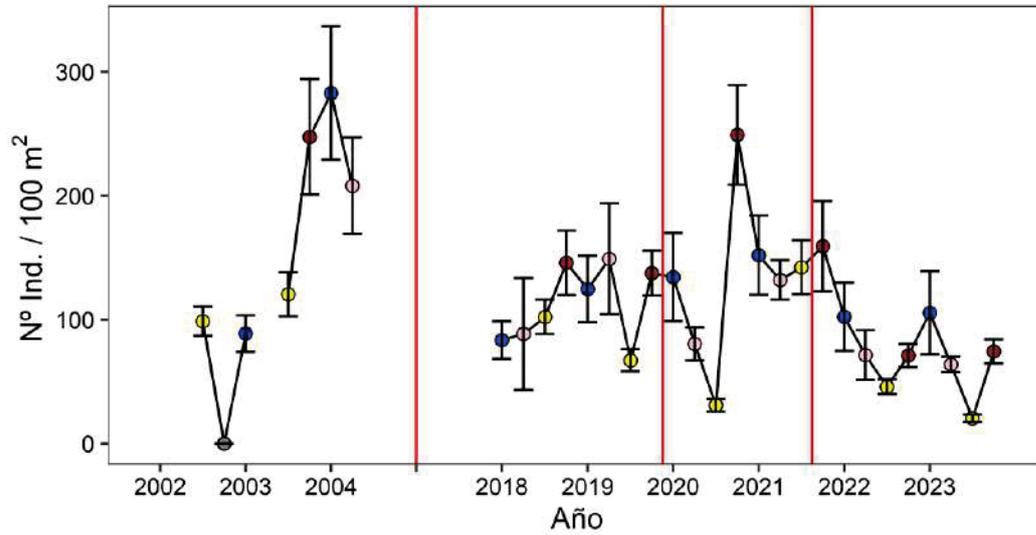
Atherina boyeri



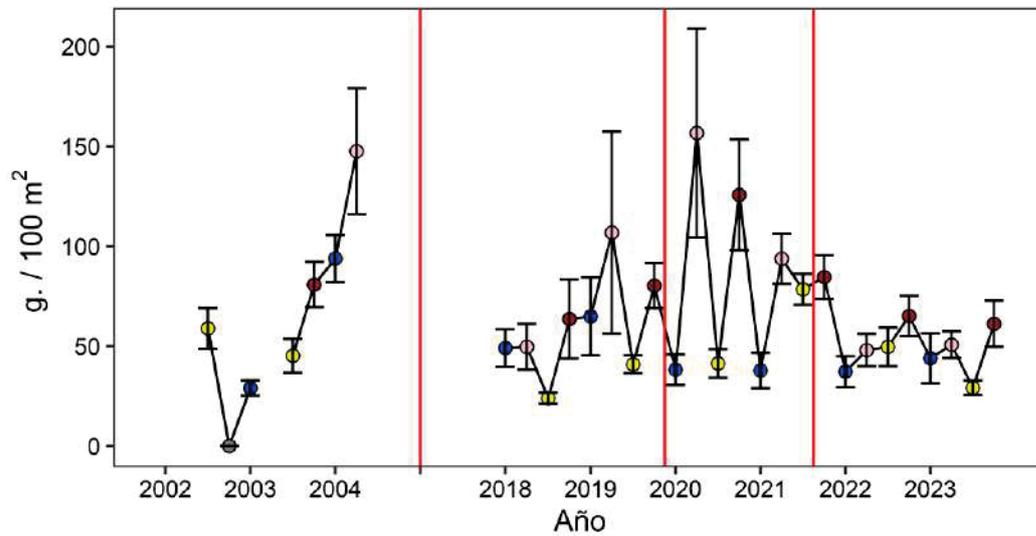
ANEXO IV. Evolución temporal de las métricas descriptoras de la comunidad

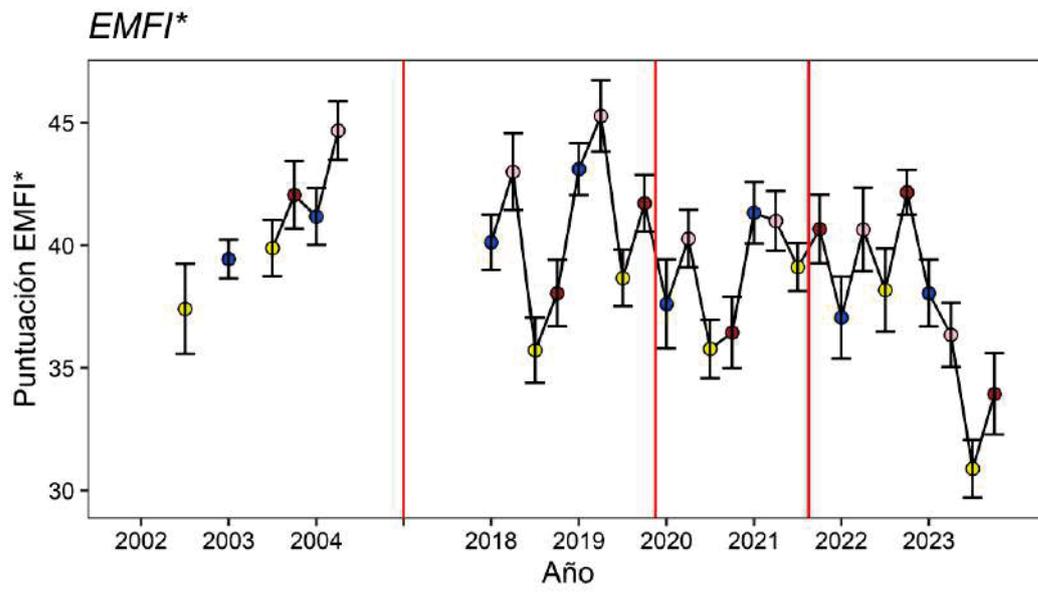


Abundancia Total



Biomasa total







ANEXO V. Bibliografía *Callinectes sapidus*

- Atar, H. H., Ölmez, M., Bekcan, S., & Seçer, S.,** (2002). Comparison of three different traps for catching blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun 1896) in Beymelek Lagoon. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 26(5), 1145–1150.
- Belgrad, B. A., & Griffen, B. D.,** (2016). The Influence of Diet Composition on Fitness of the Blue Crab, *Callinectes sapidus*. *PLoS ONE*, 11(1), 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145481>
- Carrozzo, L., Potenza, L., Carlino, P., Costantini, M. L., Rossi, L., & Mancinelli, G.,** (2014). Seasonal abundance and trophic position of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun 1896 in a Mediterranean coastal habitat. *Rendiconti Lincei*, 25(2), 201–208. <https://doi.org/10.1007/s12210-014-0297-x>
- Chairi, H., & González-Ortegón, E.,** (2022). Additional records of the blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in the Moroccan Sea, Africa. *BiolInvasions Records*, 11(3), 776–784. <https://doi.org/10.3391/bir.2022.11.3.19>
- Christian, P. A., Rawson Jr, M. V., & Shierling, T. D.,** (1987). Effectiveness of Six Trap Types and Other Factors for Harvesting Premolt Blue Crabs (*Callinectes sapidus*) in a Georgia Tidal Creek. *North American Journal of Fisheries Management*, 7(1), 63–70. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1987\)7<63:eostta>2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1987)7<63:eostta>2.0.co;2)
- Dickinson, G. H., Rittschof, D., & Latanich, C.,** (2006). Spawning biology of the blue crab, *Callinectes sapidus*, in North Carolina. *Bulletin of Marine Science*, 79(2), 273–285.
- Fantle, M. S., Dittel, A. I., Schwalm, S. M., Epifanio, C. E., & Fogel, M. L.,** (1999). A food web analysis of the juvenile blue crab, *Callinectes sapidus*, using stable isotopes in whole animals and individual amino acids. *Oecologia*, 120(3), 416–426. <https://doi.org/10.1007/s004420050874>
- García, L., Pinya, S., Colomar, V., París, T., Puig, M., Rebassa, M., & Mayol, J.,** (2018). The first recorded occurrences of the invasive crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) in coastal lagoons of the Balearic Islands (Spain). *BiolInvasions Records*, 7, 191–196. <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.2.12>
- Glamuzina, L., Conides, A., Mancinelli, G., & Glamuzina, B.,** (2021). A comparison of traditional and locally novel fishing gear for the exploitation of



the invasive atlantic blue crab in the eastern adriatic sea. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(9). <https://doi.org/10.3390/jmse9091019>

Glaspie, C. N., Longmire, K., & Seitz, R. D., (2017). Acidification alters predator-prey interactions of blue crab *Callinectes sapidus* and soft-shell clam *Mya arenaria*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 489, 58–65. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.11.010>

González-Ortegón, E., Berger, S., Encarnação, J., Chairi, H., Morais, P., Teodósio, M. A., Oliva-Paterna, F. J., Schubart, C. D., & Cuesta, J. A., (2022). Free Pass Through the Pillars of Hercules? Genetic and Historical Insights Into the Recent Expansion of the Atlantic Blue Crab *Callinectes sapidus* to the West and the East of the Strait of Gibraltar. *Frontiers in Marine Science*, 9(July). <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.918026>

Guillory, V., & Prejean, P., (1997). Blue crab, *Callinectes sapidus*, trap selectivity studies: Mesh size. *Marine Fisheries Review*, 59(1), 29–31.

Hernández Cordero, A. L., & Seitz, R. D., (2014). Structured habitat provides a refuge from blue crab, *Callinectes sapidus*, predation for the bay scallop, *Argopecten irradians concentricus* (Say 1822). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 460, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.06.012>

Hines, A., Lipcius, R., & Haddon, A., (1987). Population dynamics and habitat partitioning by size, sex, and molt stage of blue crabs *Callinectes sapidus* in a sub-estuary of central Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 36(Herrnkind 1983), 55–64. <https://doi.org/10.3354/meps036055>

Hyman, A., Chiu, G., Seebo, M. S., Smith, A., Saluta, G., & Lipcius, R., (2023). Ontogenetic Patterns in Juvenile Blue Crab density: Effects of Habitat and Turbidity in a Chesapeake Bay Tributary. *BioRxiv*, 2023.06.05.543724. <https://doi.org/10.1101/2023.06.05.543724>

Jivoff, P. R., Smith, J. M., Sodi, V. L., VanMorter, S. M., Faugno, K. M., Werda, A. L., & Shaw, M. J., (2017). Population Structure of Adult Blue Crabs, *Callinectes sapidus*, in Relation to Physical Characteristics in Barnegat Bay, New Jersey. *Estuaries and Coasts*, 40(1), 235–250. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0127-8>

Ju, S. J., Secor, D. H., & Harvey, H. R., (2003). Demographic assessment of the blue crab (*Callinectes sapidus*) in Chesapeake Bay using extractable lipofuscins as age markers. *Fishery Bulletin*, 101(2), 312–320.



- Kampouris, T. E., Porter, J. S., & Sanderson, W. G.,** (2019). *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Brachyura: Portunidae): An assessment on its diet and foraging behaviour, Thermaikos Gulf, NW Aegean Sea, Greece: Evidence for ecological and economic impacts. *Crustacean Research*, 48(0), 23–37. https://doi.org/10.18353/crustacea.48.0_23
- Kersey Sturdivant, S., & Clark, K. L.,** (2011). An evaluation of the effects of blue crab (*Callinectes sapidus*) behavior on the efficacy of crab pots as a tool for estimating population abundance. *Fishery Bulletin*, 109(1), 48–55.
- Kevrekidis, K., Kevrekidis, T., Mogias, A., Boubonari, T., Kantaridou, F., Kaisari, N., Malea, P., Dounas, C., & Thessalou-Legaki, M.,** (2023). Fisheries Biology and Basic Life-Cycle Characteristics of the Invasive Blue Crab *Callinectes sapidus* Rathbun in the Estuarine Area of the Evros River (Northeast Aegean Sea, Eastern Mediterranean). *Journal of Marine Science and Engineering*, 11(3), 462. <https://doi.org/10.3390/jmse11030462>
- L Kuhlmann, M., & H Hines, A.,** (2005). Density-dependent predation by blue crabs *Callinectes sapidus* on natural prey populations of infaunal bivalves. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 215–228. <https://doi.org/10.3354/meps295215>
- Lycett, K. A., Shields, J. D., Chung, J. S., & Pitula, J. S.,** (2020). Population Structure of the Blue Crab *Callinectes sapidus* in the Maryland Coastal Bays. *Journal of Shellfish Research*, 39(3), 699–713. <https://doi.org/10.2983/035.039.0316>
- Mancinelli, G., Glamuzina, B., Petric, M., Carrozzo, L., Glamuzina, L., Zotti, M., Raho, D., & 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(3), 634–643. <https://doi.org/10.12681/mms.1724>
- Mancinelli, Giorgio, 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.06.008>
- Mancinelli, Giorgio, Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapisris, K., Katselis, G., & Ribeiro, F.,** (2017a). On the Atlantic blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun 1896) in southern European coastal waters: Time to turn a threat



into a resource? *Fisheries Research*, 194(November 2016), 1–8.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.05.002>

Mancinelli, Giorgio, Chainho, P., Cilenti, L., Falco, S., Kapiris, K., Katselis, G., & Ribeiro, F., (2017b). The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution, impact and prospective invasion management strategies. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 5–11.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.050>

Marchessaux, G., Chevalier, C., Mangano, M. C., & Sarà, G., (2023). Larval connectivity of the invasive blue crabs *Callinectes sapidus* and *Portunus segnis* in the Mediterranean Sea: A step toward improved cross border management. *Marine Pollution Bulletin*, 194(July).
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115272>

Miho, A., Kashta, L., & Beqiraj, S., (2013). Between the Land and the Sea - Ecoguide to discover the transitional waters of Albania (Issue January).

Mizerek, T., Regan, H. M., & Hovel, K. A., (2011). Seagrass habitat loss and fragmentation influence management strategies for a blue crab *Callinectes sapidus* fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 427, 247–257.
<https://doi.org/10.3354/meps09021>

Ogburn, M. B., & Habegger, L. C., (2015). Reproductive Status of *Callinectes sapidus* as an Indicator of Spawning Habitat in the South Atlantic Bight, USA. *Estuaries and Coasts*, 38(6), 2059–2069. <https://doi.org/10.1007/s12237-015-9962-2>

Orth, R. J., & Montfrans, J. Van., (1987). Utilization of a seagrass meadow and tidal marsh creek by blue crabs *Callinectes sapidus*. I. Seasonal and annual variations in abundance with emphasis on post-settlement juveniles. *VIMS Articles*.

Piras, P., Esposito, G., & Meloni, D., (2019). On the occurrence of the blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in Sardinian coastal habitats (Italy): A present threat or a future resource for the regional fishery sector? *BioInvasions Records*, 8(1), 134–141.
<https://doi.org/10.3391/BIR.2019.8.1.15>

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(August).
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106997>



- Ramach, S., Darnell, M. Z., Avissar, N., & Rittschof, D.,** (2009). Habitat use and population dynamics of blue crabs, *Callinectes sapidus*, in a high-salinity embayment. *Journal of Shellfish Research*, 28(3), 635–640. <https://doi.org/10.2983/035.028.0328>
- Robinson, E. M., & Rabalais, N. N.,** (2019). The effects of oil on blue crab and periwinkle snail interactions: A mesocosm study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 517, 34–39. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.05.012>
- Schubart, C. D., Deli, T., Mancinelli, G., Cilenti, L., Gil Fernández, A., Falco, S., & Berger, S.,** (2023). Phylogeography of the Atlantic Blue Crab *Callinectes sapidus* (Brachyura: Portunidae) in the Americas versus the Mediterranean Sea: Determining Origins and Genetic Connectivity of a Large-Scale Invasion. *Biology*, 12(1). <https://doi.org/10.3390/biology12010035>
- Seitz, R. D., Marshall Jr, L. S., Hines, A. H., & Clark, K. L.,** (2003). Effects of hypoxia on predator-prey dynamics of the blue crab *Callinectes sapidus* and the Baltic clam *Macoma balthica* in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 257, 179–188.
- Stasolla, G., & Innocenti, G.,** (2014). New records of the invasive crabs *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 and *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) along the Italian coasts. *BioInvasions Records*, 3(1), 39–43. <https://doi.org/10.3391/bir.2014.3.1.07>
- Streftaris, N., & Zenetos, A.,** (2006). Alien marine species in the Mediterranean - the 100 “worst invasives” and their impact. *Mediterranean Marine Science*, 7(1), 87–118. <https://doi.org/10.12681/mms.180>
- Taylor, D. L., & Fehon, M. M.,** (2021). Blue Crab (*Callinectes sapidus*) Population Structure in Southern New England Tidal Rivers: Patterns of Shallow-Water, Unvegetated Habitat Use and Quality. *Estuaries and Coasts*, 44(5), 1320–1343.
- Van Montfrans, J., Ryer, C. H., & Orth, R. J.,** (2003). Substrate selection by blue crab *Callinectes sapidus* megalopae and first juvenile instars. *Marine Ecology Progress Series*, 260, 209–217. <https://doi.org/10.3354/meps260209>
- Vasconcelos, P., Carvalho, A. N., Piló, D., Pereira, F., Encarnação, J., Gaspar, M. B., & Teodósio, M. A.,** (2019). Recent and Consecutive Records of the Atlantic Blue Crab (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896): Rapid Westward Expansion and Confirmed Establishment along the



Southern Coast of Portugal. *Thalassas*, 35(2), 485–494.
<https://doi.org/10.1007/s41208-019-00163-1>

Vella, A., Giarrusso, E., & Mifsud, C. M., (2023). New Records of *Callinectes sapidus* (Crustacea, Portunidae) from Malta and the San Leonardo River Estuary in Sicily (Central Mediterranean). May.
<https://doi.org/10.3390/d15050679>

Zmora, O., Findiesen, A., Stubblefield, J., Frenkel, V., & Zohar, Y., (2005). Large-scale juvenile production of the blue crab *Callinectes sapidus*. *Aquaculture*, 244(1–4), 129–139.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2004.11.012>