



**Informe de seguimiento
de los proyectos de investigación**

Estructura y dinámica espacio-temporal de la comunidad zooplanctónica del bajo Guadalquivir: relación con variables ambientales e implicaciones con la gestión del estuario.

Ampliación del conocimiento científico del estuario del Guadalquivir. Trabajos de estudios del zooplancton, especialmente carcinoplancton de la desembocadura del Guadalquivir”.

Mayo 2017



**Instituto Universitario de Investigaciones Marinas (INMAR)
Universidad de Cádiz**

Preámbulo

El 20 de Noviembre de 2014, la Autoridad Portuaria de Sevilla emitió propuesta de contratación, mediante un procedimiento negociado sin publicidad, del Departamento de Biología de la Universidad de Cádiz para la realización de los trabajos de: ***“Estructura y dinámica espacio-temporal de la comunidad zooplanctónica del bajo Guadalquivir: relación con las variables ambientales e implicaciones con la gestión del estuario”***, actuando como responsable del estudio el Prof. Dr. D. Juan Ignacio González Gordillo (Instituto Universitario de Investigaciones Marinas, Universidad de Cádiz), con un plazo de ejecución entre el 1 de Diciembre de 2014 y el 27 de Mayo de 2017. Este contrato es firmado por ambas partes el 26 de Enero de 2015.

Con fecha 14 de Diciembre de 2015, la Autoridad Portuaria de Sevilla emitió una nueva propuesta de contratación con el Departamento de Biología de la Universidad de Cádiz para la realización de los trabajos de: ***“Ampliación del conocimiento científico del estuario del Guadalquivir. Trabajos de estudios del zooplancton, especialmente carcinoplancton de la desembocadura del Guadalquivir”***, debido a la necesidad de contratar a personal técnico cualificado, que no estaba previsto en el primer proyecto. Dicho contrato es firmado el 30 de Diciembre de 2015 por las partes implicadas.

La toma de muestras, análisis de datos e interpretación resultados de ambos proyectos se desarrollan necesariamente de forma simultánea y complementaria, ya que persiguen el mismo objetivo, por lo que se presentan conjuntamente en este informe.

En el presente informe se describen las tareas de puesta en marcha de ambos proyectos de investigación. Este documento está realizado por los Dres M^a José Reyes Martínez y Juan Ignacio González Gordillo, ambos adscritos al Departamento de Biología de la Universidad de Cádiz, en coordinación con el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla.

ÍNDICE

Preámbulo	2
Introducción.....	4
Objetivos del proyecto	7
Antecedentes bibliográficos	8
Metodología.....	13
Resultados.....	20
Conclusiones.....	39
Bibliografía.....	40

Introducción

El río Guadalquivir es el principal río que desemboca en el Golfo de Cádiz y el único navegable de la Península Ibérica en buena parte de su cauce. A lo largo de su recorrido se disponen una serie de presas con la finalidad de abastecer de agua potable a las poblaciones ribereñas y a los cultivos de regadío. El tramo final del río, con una longitud de 108 km, se extiende desde la presa de Alcalá del Río (Sevilla) hasta la Broa de Sanlúcar (Cádiz), siendo una zona de frecuente paso de buques mercantes y turísticos que arriban a la ciudad de Sevilla. También en sus riberas se extienden importantes áreas de cultivo de arroz, diversas poblaciones y el Parque Nacional de Doñana, Reserva de la Biosfera.

En el último siglo, la zona del Bajo Guadalquivir ha sufrido importantes transformaciones del suelo e impactos antrópicos de consideración, como la propia construcción de la presa de Alcalá del río en 1930, la desecación de marismas para fines agrícolas, el continuo vertido de pesticidas organoclorados y fertilizantes, o la contaminación por metales pesados procedentes de la actividad minera.

Desde el punto de vista ecológico, este tramo terminal del río es definido como estuario mesomareal no estratificado, caracterizado, al igual que otros estuarios templados, por importantes variaciones de salinidad y temperatura, entre otras variables ambientales, consecuencia de la continua mezcla de agua dulce aportada por el río y de las masas de agua marina introducidas en su cauce por el forzamiento mareal. Toda esta zona está conformada por un mosaico de hábitats muy diversos con un alto número de especies, lo cual redundará en una elevada complejidad ecosistémica.

Los continuos procesos de mezcla dan lugar a un gradiente físico-químico longitudinal que se extiende prácticamente a lo largo de todo el tramo final del río. Inicialmente, la intensidad y posición del gradiente salino, sobre todo en estuarios bien mezclados como es el caso del Guadalquivir, presentan una estacionalidad correlacionada con las épocas de lluvias y sequía, siendo responsables en gran medida de la distribución espacial de los organismos a lo largo del cauce. En general, en las especies que completan su ciclo de vida en el estuario se observa con frecuencia una segregación de los individuos, por sexo o edad, a lo largo del gradiente salino (Cartaxana, 1994). Se observa además, que son las zonas más salinas las que presentan mayor número de especies y densidades más notables (Drake et al., 2002).

En este sentido, el manejo actual de la entrada de agua dulce desde la presa de Alcalá del río para fines agrícolas provoca que la evolución de la salinidad sea atípica para nuestras latitudes, observándose durante el periodo cálido disminuciones de la salinidad no esperadas. Las consecuencias de estos cambios bruscos de salinidad afectan de forma diversa a los organismos acuáticos, principalmente a invertebrados como el zooplancton. Dependiendo de su capacidad osmorreguladora, estos organismos pueden ver afectados sus ciclos de vida y tasas de supervivencia, máxime si estas alteraciones artificiales se dan

durante su periodo reproductivo. Ante la elevada variabilidad de la salinidad, deben adoptar estrategias adaptativas que les permitan tolerar las considerables fluctuaciones del medio.

Esta influencia de la salinidad sobre la distribución espacial viene determinada por el hecho de que para mantener unas condiciones fisiológicas viables los organismos necesitan mantener una determinada presión osmótica en su medio interno (Pequeux, 1995). Los organismos invertebrados, al contrario que en vertebrados, presentan una capacidad de regulación osmótica escasamente desarrollada, por lo que, dependiendo de la fisiología de cada especie, incluso de cada estadio de desarrollo, deberán establecerse en aguas con una u otra salinidad y en consecuencia, se distribuirán espacialmente en una u otra zona del estuario según la posición del gradiente salino (Kinne, 1997). Sin embargo, hay algunos patrones físico-químicos que tienden a repetirse periódicamente, como es el caso de la evolución estacional de la temperatura y salinidad, facilitando la adaptación de especies que lo soportan. De hecho, algunas especies estuarinas toleran eficazmente la combinación de bajas salinidades y temperaturas, ya que en general, en estuarios templados, una bajada de salinidad (consecuencia de periodos lluviosos) es coincidente con un descenso de la temperatura (meses de invierno).

La respuesta fisiológica inmediata ante un cambio repentino de la presión osmótica conlleva un costo energético y, por ende, una alteración de la tasa de consumo de oxígeno: se mantienen tasas de consumo de oxígeno bajas en condiciones óptimas de salinidad y se incrementan estas a medida que aumenta el estrés osmótico (De Lisle y Roberts, 1986). Por otro lado, es además frecuente que la descarga masiva de agua dulce produzca un aumento extraordinario de la turbidez en la columna de agua debido a la resuspensión de pequeñas partículas de materia orgánica y de sedimentos. Esta turbidez impide drásticamente la penetración de la luz en la masa de agua, reduciendo la actividad fotosintética a valores muy bajos. En consecuencia, la producción de oxígeno se ve muy mermada. Nos encontramos entonces en un escenario con elevada turbidez (en parte motivada por una alta carga orgánica) en la que tanto el estrés osmótico como la degradación de la materia orgánica provocan un aumento del consumo de oxígeno, pero en el que se reduce paulatinamente la actividad fotosintética (producción de oxígeno) debido a la alta turbidez. En este ambiente, una importante fracción de la columna de agua pasaría a presentar condiciones de anoxia, situación muy complicada para el desarrollo de fauna y flora acuícola, en el que además los procesos bacterianos predominantes mudarían de aeróbicos (oxidación del amonio hasta nitrato, de baja toxicidad y rápidamente absorbido por organismos fotosintéticos) a procesos anaeróbicos (reducción de nitratos y nitritos hasta amonio, compuesto tóxico para la fauna). Además, se sumarían episodios de hipercapnia (valores elevados de la presión parcial de CO₂) que impediría el desarrollo de la fauna principalmente bentónica. En situaciones extremas esta secuencia de procesos desencadenaría una eutrofización del medio y una importante pérdida de biodiversidad.

Por su parte, la comunidad de zooplancton (mesozooplancton) juega un papel clave en la cadena trófica pelágica (Figura 1), siendo en general los principales vectores de transmisión de energía desde productores primarios hasta los niveles tróficos superiores. Particularmente, en sistemas altamente turbios y con gran aporte de materia orgánica

exógena, como es el caso del Bajo Guadalquivir, el zooplancton desempeña más bien un papel de reciclador de la materia orgánica particulada en descomposición, con hábitos detritívoros más que herbívoros. Este zooplancton constituye el componente principal de la dieta de larvas y juveniles de peces. Así, la cantidad, composición y tamaño del zooplancton es determinante en el crecimiento y el éxito de reclutamiento de juveniles (Helenius et al., 2016).

La comunidad zooplanctónica es especialmente sensible a los cambios ambientales de salinidad y temperatura, ya que tanto su dinámica poblacional como sus procesos fisiológicos están influenciados por estos dos parámetros. Debido a esta sensibilidad, los cambios producidos en la abundancia y biomasa del zooplancton, en la distribución taxonómica y en la estructura de tamaños, pueden proporcionar información valiosa sobre el estado ambiental y dinámica del ecosistema, así como de su funcionamiento trófico (Jeppesen et al., 2011).

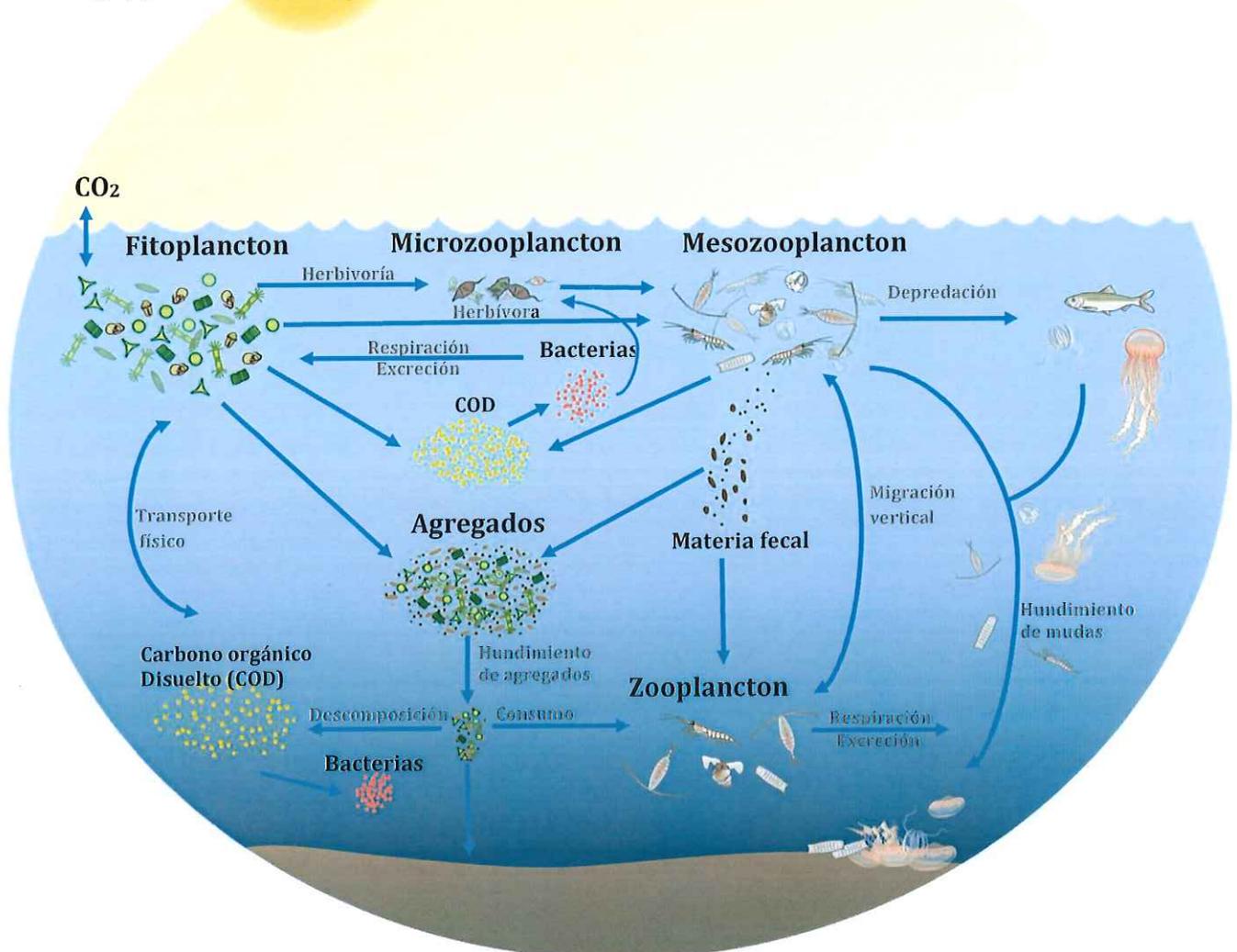


Figura 1. Representación conceptual de la red trófica del zooplancton marino. Tomado de Steinberg y Landry, 2017.

Objetivos del proyecto

El objetivo general del proyecto es conocer la estructura y dinámica de la comunidad zooplanctónica del estuario del río Guadalquivir, la distribución espacial de sus poblaciones y la dinámica temporal de cada una de las especies presentes, en relación a diferentes variables ambientales. Para su consecución se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Estudiar la distribución espacial del mesozooplancton del estuario del río Guadalquivir, identificando las poblaciones dominantes de cada uno de los distintos ambientes.
- Estudiar la dinámica temporal de las poblaciones del mesozooplancton del estuario y su relación con diferentes variables ambientales.
- Determinar los periodos reproductivos de las especies dominantes o de interés socioeconómico
- Caracterizar qué especies pueden utilizarse como indicadoras de las distintas masas de agua.
- Cuantificar estacionalmente la densidad y biomasa de mesozooplancton a lo largo del estuario, determinando su estructura de tamaños.
- Caracterización ambiental de las estaciones de muestreo e identificación de variables contribuyentes en la distribución y estructura de la comunidad de zooplancton.

Antecedentes bibliográficos

La literatura científica disponible acerca del zooplancton es especialmente escasa para el ecosistema del Bajo Guadalquivir. En relación a los organismos meroplanctónicos, es decir, aquellos organismos que sólo forman parte del plancton durante una etapa de su vida (ej. misidáceos, decápodos, etc.) la información disponible data desde 1996. Estos trabajos se han centrado en destacar la presencia de varias especies de crustáceos que hasta el momento eran desconocidas en el estuario (Cuesta et al., 1996), en la descripción de una nueva especie de misidáceo (Vilas et al., 2008), y en el estudio de la distribución, ciclo de vida y comportamiento trófico de crustáceos, particularmente misidáceos (Baldó et al. 2001; Vilas et al., 2008).

Paralelamente, otros trabajos puntuales se han dirigido más exclusivamente hacia el estudio ecológico de determinadas comunidades, como el caso de Cuesta et al. (2006), centrado en los cambios temporales de la comunidad de crustáceos decápodos del estuario (Fig. 2).

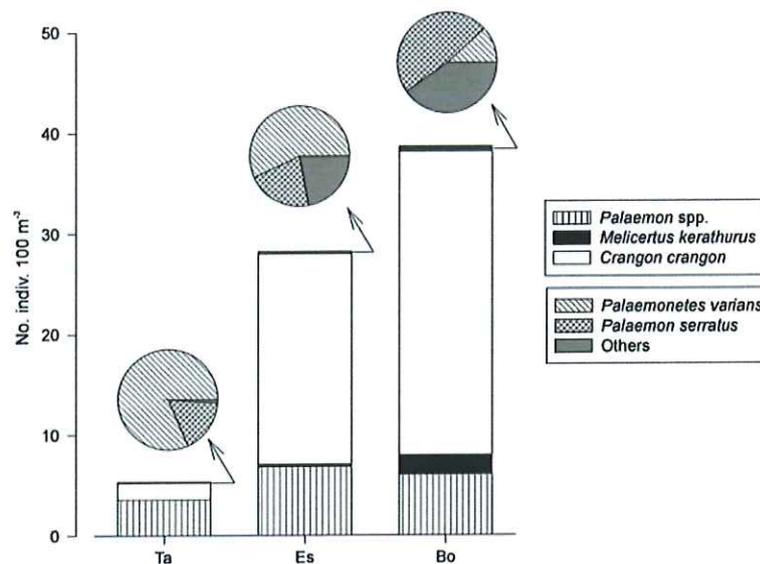


Figura 2. Composición y densidad de decápodos en los puntos de muestreo del estuario Tarfia (Ta), Esparraguera (Es), Bonanza (Bo). Tomado de Cuesta et al., 2006.

En este trabajo se recolectaron 24 especies decápodos a lo largo de todo el estuario, identificándose como las más abundantes a *Crangon crangon*, *Penaeus kerathurus* (como *Melicertus kerathurus*) y *Palaemon* spp., (99% del total de individuos recogidos). En este estudio se observa que la comunidad de decápodos se encuentra claramente influenciada por la salinidad, disminuyendo paulatinamente la densidad de individuos aguas arriba. Además, la salinidad también produjo un cambio en la estructura de la comunidad, siendo

Palaemon varians más abundante en las zonas menos salinas y dominando *Palaemon serratus* en las áreas más cercanas a la desembocadura (Fig. 2).

Otro trabajo también centrado en las variaciones estacionales y espaciales de las comunidades del estuario del Guadalquivir es el de Drake et al. (2002), aunque enfocado principalmente hacia el necton e hiperbentos, engloba a organismos componentes del meroplancton. En este trabajo, se identificaron 134 taxones, de los cuales 18 eran decápodos y 6 misidáceos. Este último grupo, pese a la baja contribución al total de especies, fue el grupo dominante, representando 96% de la abundancia total. Esto pone de manifiesto la importancia de este grupo dentro de la comunidad de invertebrados del estuario. Las especies de misidáceos más abundantes fueron *Neomysis integer*, *Mesopodopsis slabberi* y *Rhopalophthalmus mediterraneus*.

Vilas et al. (2009), concluyen que esta comunidad de misidáceos también presenta una distribución espacial influenciada principalmente por la salinidad. De esta forma, *Rhopalophthalmus tartessicus*, se asocia a la parte más externa y con mayor salinidad del estuario, mientras que *Mesopodopsis slabberi* y *Neomysis integer*, se asocian a salinidades intermedias y bajas, respectivamente (Fig. 3). Además, experimentos en el laboratorio revelaron que los juveniles de *M. slabberi* y *R. tartessicus*, presentaban una mayor tolerancia los cambios de salinidad que los adultos, que solo eran tolerantes a salinidades cercanas a sus puntos isosmóticos.

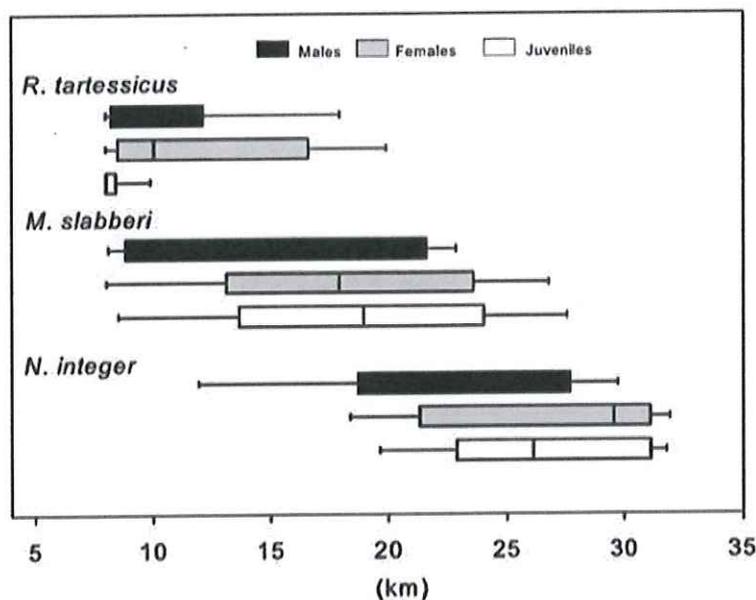


Figura 3. Distribución espacial de las principales especies de misidáceos durante las diferentes fases de vida en el estuario. En este gráfico se considera la desembocadura del río como el Km 0. Tomado de Vilas et al., 2009.

En cuanto a los descriptores univariantes para la comunidad en general, se observó el mismo patrón que para la comunidad de decápodos, esto es, una disminución de la riqueza de especies, abundancia y biomasa en las estaciones con menor salinidad (Fig. 4)

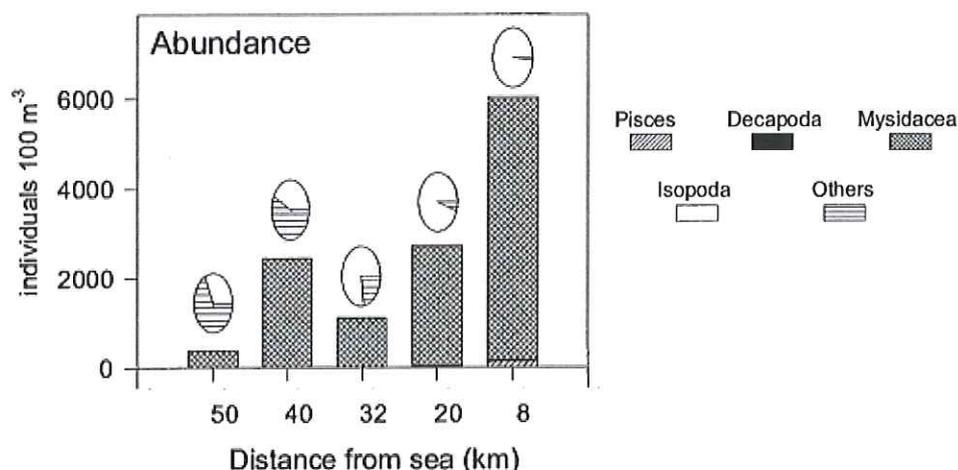


Figura 4. Variación espacial de la densidad de los diferentes grupos taxonómicos en el estuario del Guadalquivir. Tomado de Drake et al., 2002.

Centrándonos ahora en los organismos holoplanctónicos, es decir, aquellos que son planctónicos durante todo su ciclo de vida (ej. Copépodos, cladóceros, etc.), la información científica disponible es aún más escasa. El primer trabajo realizado sobre la comunidad de zooplancton del estuario de Guadalquivir data de 1987. En él, Guisande y Toja (1987) presentaron una caracterización de la comunidad zooplanctónica y determinaron que la distribución y segregación de las especies era debida principalmente a la salinidad, y en menor medida al grado de eutrofia del estuario.

Así, establecieron una distribución de la comunidad basada en tres grandes grupos, en función del gradiente de salinidad. Por un lado, se identificaron como especies propias de aguas saladas los copépodos *Euterpina acutifrons*, *Oithona nana* y *Acartia clausi*. Los ambientes con baja salinidad estuvieron dominados principalmente por los rotíferos *Brachionus urceolaris*, *B. calyciflorus*, *Notholca acuminata*, *N. squamula*, *Keratella quadrata*, *K. cohlearis*, *Filinia longiseta*, *F. terminalis* y *Polyarthra platyptera*. Por último, las zonas con una salinidad intermedia estuvieron caracterizadas por diferentes especies de rotíferos y copépodos tales como: *Asplanchna brightwelli*, *Keratella tropica*, *Brachionus quadridentatus*, *Filinia pejleri*, *Polyarthra remata*, *Calanipeda aqueductalis*, *Acanthocyclops sp.* y *Moina micrura*.

En este trabajo se concluía además que la comunidad dominante en la zona salada (crustáceos) presentaba una mayor estabilidad que la de la zona dulce (rotíferos), puesto que el principal factor imperante en las variaciones comunitarias era el ciclo mareal. Por su parte, en el área menos salina, otros factores tales como climatología y los vertidos de aguas residuales presentaron una especial incidencia en las variaciones comunitarias. De hecho, la temperatura, tal y como apunta un trabajo posterior de Guisande y Toja (1988), es el principal factor determinante en la dinámica poblacional de las especies del género *Brachionus*, principal componente de la comunidad de rotíferos característica de la zona menos salada.

Finalmente, uno de los trabajos más recientes ha sido el realizado por Tagliatela et al. (2014), en el que se analizó la composición de la comunidad de mesozooplancton desde una perspectiva espacio-temporal. Los principales resultados del estudio mostraron un claro patrón temporal y espacial de la comunidad, con picos de densidad en primavera y verano. Al contrario que en estudios anteriores, se observó una disminución progresiva de la densidad de los individuos hacia la desembocadura (Fig. 5).

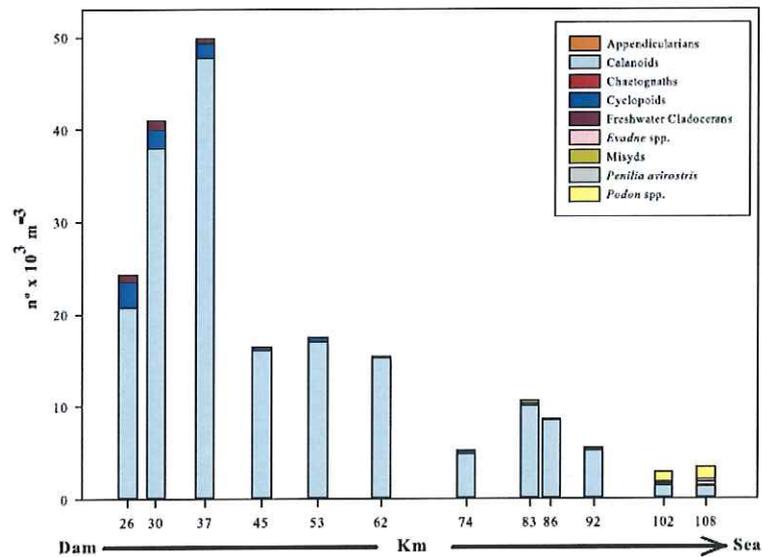


Figura 5. Densidad media de los principales taxones mesozooplanc­t­nicos del estuario por estaci­on de muestreo. El eje de abscisa muestra la distancia desde la presa de Alcal­ del r­o en Km. Tomado de Tagliatela et al (2004).

La comunidad mesozooplanc­t­onica estuvo dominada principalmente por cop­ep­odos del grupo de los calanoides, seguido de ciclo­p­oides y clad­oc­eros. Las especies m­as representativas en cada masa de agua fueron *Calan­ip­eda aquaedulcis* en las aguas salobres, *Acartia clausi* en la zona media del estuario y ap­end­icularias, quetognatos, otros cop­ep­odos y clad­oc­eros, en las ­reas m­as salinas.

Como s­ntesis de la bibliograf­ia comentada, se muestra a continuaci­on una tabla con un inventario de las especies de zoopl­ancton de las que, al inicio de este proyecto, ya se ten­ia constancia de su presencia en el estuario (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de zooplancton citadas hasta el momento en las distintas masas de agua del estuario.

	Especies	Zona Polihalina	Zona Mesohalina	Zona Oligohalina
Rotíferos	<i>Asplanchna brighwelli</i>		X	
	<i>Brachionus calyciflorus</i>			X
	<i>Brachionus urceolaris</i>			X
	<i>Bracionus brightwelli</i>		X	
	<i>Filinia longiseta</i>			X
	<i>Filinia pejleri</i>		X	
	<i>Filinia terninalis</i>			X
	<i>Keratella cochlearis</i>			X
	<i>Keratella quadrata</i>			X
	<i>Keratella tropica</i>		X	
	<i>Notholca acuminata</i>			X
	<i>Notholca squamula</i>			X
	<i>Polyarthra platyptera</i>			X
	<i>Polyarthra remata</i>		X	
Cladóceros	<i>Bosmina</i> sp.			X
	<i>Daphnia</i> spp.		X	X
	<i>Evadne</i> spp.	X		
	<i>Moina micrura</i>		X	X
	<i>Penilia avirostris</i>	X		
	<i>Podon</i> spp.	X		
Copépodos	Calanoides			
	<i>Acartia clausi</i>	X	X	X
	<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	X	X	X
	<i>Centropages hamatus</i>			
	Copepoditos	X	X	X
	<i>Eudiaptomus gracilis</i>		X	X
	<i>Paracartia grani</i>	X		
	Paracalanidae	X		
	Ciclopoides			
	Cyclopidae	X	X	X
	<i>Acanthocyclops</i> sp.		X	
	<i>Oithona</i> spp.	X		
	Harpacticoides			
<i>Euterpina acutifrons</i>	X			
Decápodos	Larvas	X	X	
Misidáceos	<i>Mesopodopsis slabberi</i>	X	X	
	<i>Neomysis integer</i>		X	X
	<i>Rhopalophtalmus tartessicus</i>	X		
Apendicularias		X		
Quetognatos		X		

Metodología

Área de estudio

El Bajo Guadalquivir se corresponde con tramo estuárico no estratificado, con un marcado gradiente horizontal de salinidad que se desplaza longitudinalmente, según un patrón estacional determinado por el régimen mareal y la pluviometría. La anchura del estuario oscila entre los 800 m, cerca de la desembocadura, y los 150 m, en la zona más interior, con una profundidad media de 7.1 m. El régimen mareal es semidiurno, con amplitudes medias de 3,5 m en la desembocadura. La influencia de la marea se extiende hasta la presa de Alcalá del río, 108 km aguas arriba. El estuario y su franja costera se caracterizan por presentar velocidades de corrientes altas, elevados niveles de materia en suspensión, y una alta productividad biológica (Navarro et al., 2012; Navarro y Ruiz, 2006).

La masa de agua de esta zona se encuentra categorizada como masa de agua de transición muy modificada, debido a las transformaciones que han ido modificando sustancialmente su naturaleza. Como causas principales destacan las obras de defensa contra inundaciones de la ciudad, la regulación mediante embalses en la cuenca hidrográfica y las obras para la puesta en cultivo de las antiguas zonas marismeñas (PHG 2015, Anejo 2).

Para caracterizar las comunidades planctónicas se han establecido 4 estaciones de muestreo (Fig. 6), tres de ellas situadas en el interior del estuario y otra en el exterior, actuando como control. A diferencia de anteriores estudios biológicos, las estaciones de interior no se sitúan en puntos geográficos concretos si no que quedan determinadas por la intrusión salina. De esta forma, la estación 25 (St 25) se localiza en la zona de Bonanza, cercana a la desembocadura del río y se caracteriza por tener una salinidad aproximada de 25 ‰ (polihalina); la St 15, se sitúa en una zona intermedia, Puntalete, y comprende una masa de agua con salinidad en torno a 15 ‰ (mesohalina); la St 5 se sitúa en la zona más alejada de la desembocadura, El yeso – La gola, con una salinidad media de la masa de agua de 5‰ (oligohalina). Por último, la St 36 se encuentra en el exterior del estuario, la Broa, con una salinidad ya más propia de sistemas marinos (36 ‰) (ver Tabla 2).

Tabla 2. Características generales de las estaciones de muestreo

<i>Estación de muestreo</i>	<i>Denominación de la zona</i>	<i>Punto kilométrico</i>	<i>Salinidad media ± Sd (‰)</i>
St 5	El Yeso – La Gola	74 - 83 km	6,7 ± 1,2
St 15	Puntalete	86 -92 km	13,6 ± 0.9
St 25	Bonanza	92 - 102 km	23,9 ± 1,5
St 36	La Broa	102 - 108 km	37,1 ± 1,1

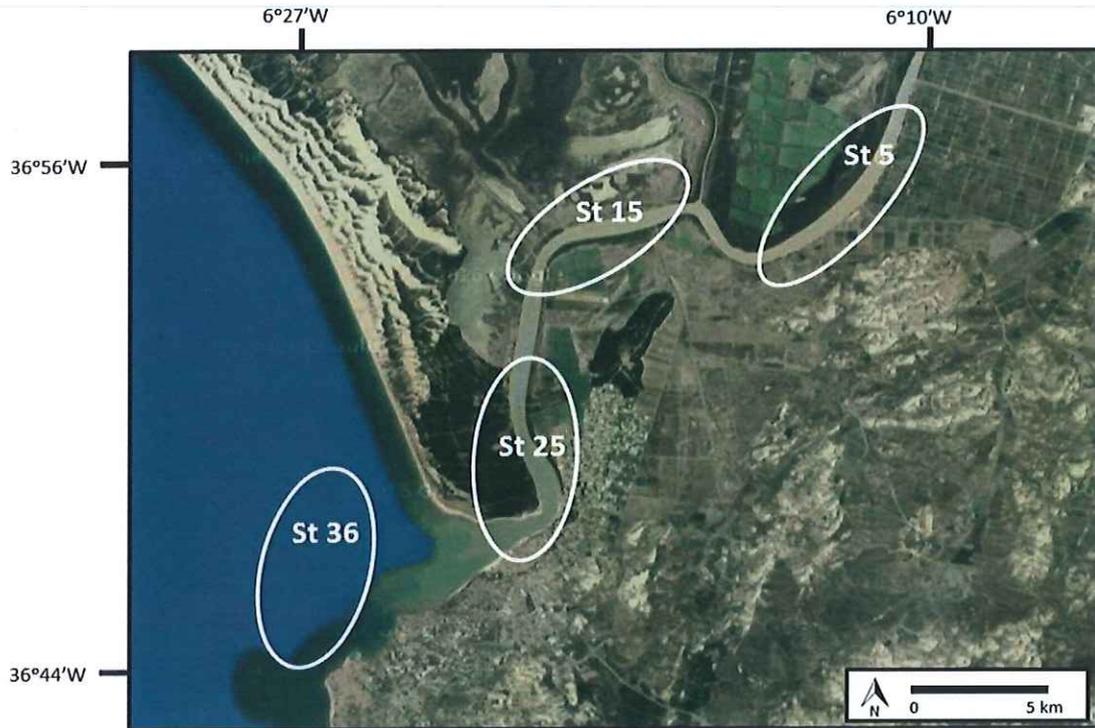


Figura 6. Localización de las estaciones de muestreo.

Estrategia de muestreo

La recogida de muestras de zooplancton (Fig. 7a y 7b) se realiza arrastrando una red tipo WP2 de 200 micras de luz de malla y una boca de 40 cm de diámetro desde una embarcación y siguiendo transectos doble oblicuos. Para estandarizar las abundancias se cuantifica el volumen muestreado mediante un flujómetro localizado en la boca de la red. De cada pesca se toman dos tipos de muestras, una para estudios taxonómicos y genéticos (fijada en etanol al 70%) y otra utilizada para estimar abundancias y biomasa (conservada en formaldehído tamponado al 4%).

En cada una de las estaciones de estudio, se toman 3 muestras de zooplancton, que actuarán como réplicas para cuantificar la posible variabilidad dentro de una misma masa de agua. Simultáneamente a las pescas, se realizan además perfiles con sondas multiparamétricas, para obtener datos de temperatura, salinidad, concentración de oxígeno, pH, concentración de clorofila y turbidez a lo largo de toda la columna de agua. En cada masa de agua, a su vez, se toma una muestra en mitad de la columna de agua con una botella Niskin, para el posterior análisis químico del agua (nitritos, nitratos, amonio y fosfatos).

Los muestreos tienen una frecuencia mensual, coincidiendo con la duración de un ciclo lunar y con semejantes amplitudes mareales. Debido a que la luminosidad es un factor importante en la distribución vertical del plancton (al menos en aguas abiertas y poco turbias) los muestreos se realizan durante las horas centrales del día con la idea de reducir

posibles errores en la cuantificación de organismos inducidos por variaciones importantes de luz. Todos los muestreos se llevan a cabo simultáneamente con los realizados por el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla para cuantificar el ictioplancton, con la idea de poder establecer posteriores comparaciones con los distintos sets de datos.



Figura 7a. Fotos de la recogida de muestras de zooplancton.



Figura 7b. Fotos del procesado *in situ* de las muestras de zooplancton recogidas.

Procesado de las muestras en laboratorio

Durante los primeros meses del estudio se han evaluado diferentes técnicas sobre el procesado taxonómico de muestras, con la idea de optimizar el tiempo análisis y estandarizar la metodología de laboratorio.

El procesado clásico de las muestras mediante un microscopio estereoscópico es aún el método más simple y riguroso para la cuantificación de organismos planctónicos, pero supone una inversión de tiempo significativo que haría inviable el proyecto en términos de coste y plazos de ejecución.

Una de las técnicas que actualmente se lleva a cabo es la cuantificación de organismos por medio del uso de software de análisis de muestras mediante imágenes digitales (p.e.

Zooimage, <http://www.sciviews.org/zooimage/>). Mediante este software se consigue cuantificar, medir y clasificar de forma automática los organismos planctónicos incluidos en una imagen digital. El ordenador va detectando cada partícula de la fotografía y la compara con una librería de imágenes que previamente se le ha cargado, asignando un taxón concreto a cada una de esas partículas. Una importante ventaja de esta metodología es que se puede estimar la abundancia y biomasa de grandes cantidades de muestras mediante un procedimiento rápido y no destructivo.

Sin embargo, después de haber probado esta metodología con muestras muy heterogéneas en abundancia y diversidad, se ha concluido que esta metodología tiene una importante limitación: la asignación de un taxón a cada partícula de la imagen se hace mediante cálculo probabilístico, con un error asociado que aumenta a medida que dos partículas (organismos en este caso) se parecen más. Esto es, el ordenador no es capaz de discriminar con una alta probabilidad de acierto dos organismos muy parecidos, p.e. del

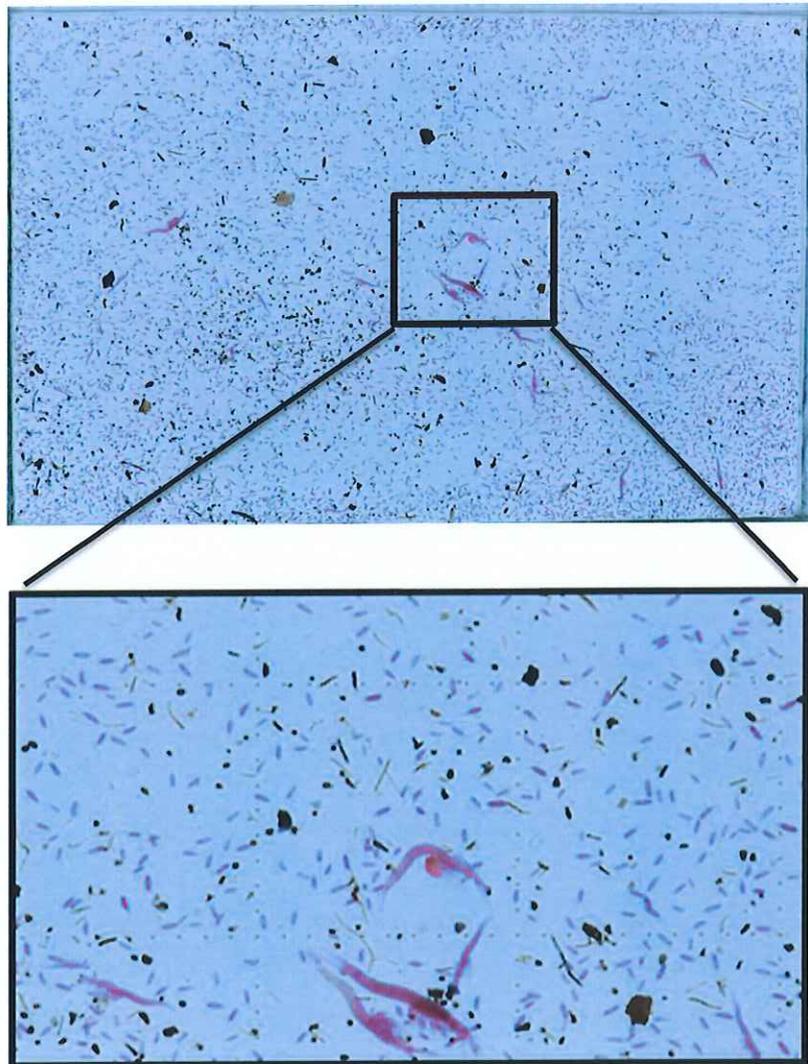


Figura 8. Fotografía de una de las muestras estudiada. En el detalle del área seleccionada se aprecian los distintos organismos teñidos de color rosa para una mejor visualización.

mismo género. Así, la única solución posible para no introducir falsos positivos en los datos sería reducir el nivel taxonómico de identificación a nivel de familia u orden. Como muestra podemos significar que se tiene constancia de 10 especies de copépodos en el río, los cuales pueden ser distinguidos con relativa facilidad por un investigador experimentado, sin embargo, *Zooimage* no es capaz de distinguirlos entre ellos, considerándolos el mismo taxón. Por tanto, como se ha apuntado, si se aplicara esta técnica se perdería mucha información de la comunidad, tanto a nivel de diversidad como de patrones reproductivos o de abundancia.

Consecuentemente, en los primeros meses del estudio se ha estado trabajando en la puesta en marcha de una técnica intermedia entre la clásica y la realizada por análisis automático de imágenes. Esta técnica utiliza el software de conteo y medición *Image J*, similar al usado por *Zooimage*, pero en vez de que el ordenador asigne un taxón de forma automática a cada partícula, es el propio investigador el que manualmente identifica el organismo a partir de imágenes tomadas en alta resolución. De esta forma, además de obtener una serie de medidas morfométricas de cada organismo (que permitirán posteriormente la realización de espectros de tamaño y estimación de las biomásas individuales) se conseguirán los valores de abundancia de cada uno de los taxones existentes en las muestras con un alto nivel fiabilidad.

El procedimiento requiere la adquisición de una imagen digital de alta resolución (Fig. 8), en este caso obtenida con una cámara Nikon D810 de 36 Mpx de resolución. La imagen se procesa con el programa de medición *Image J* obteniéndose para cada partícula el perímetro, área, eje mayor y eje menor. El investigador asigna cada uno de estos conjuntos de medida a un taxón (Fig. 9). Posteriormente y mediante de algoritmos de calibración se transforman

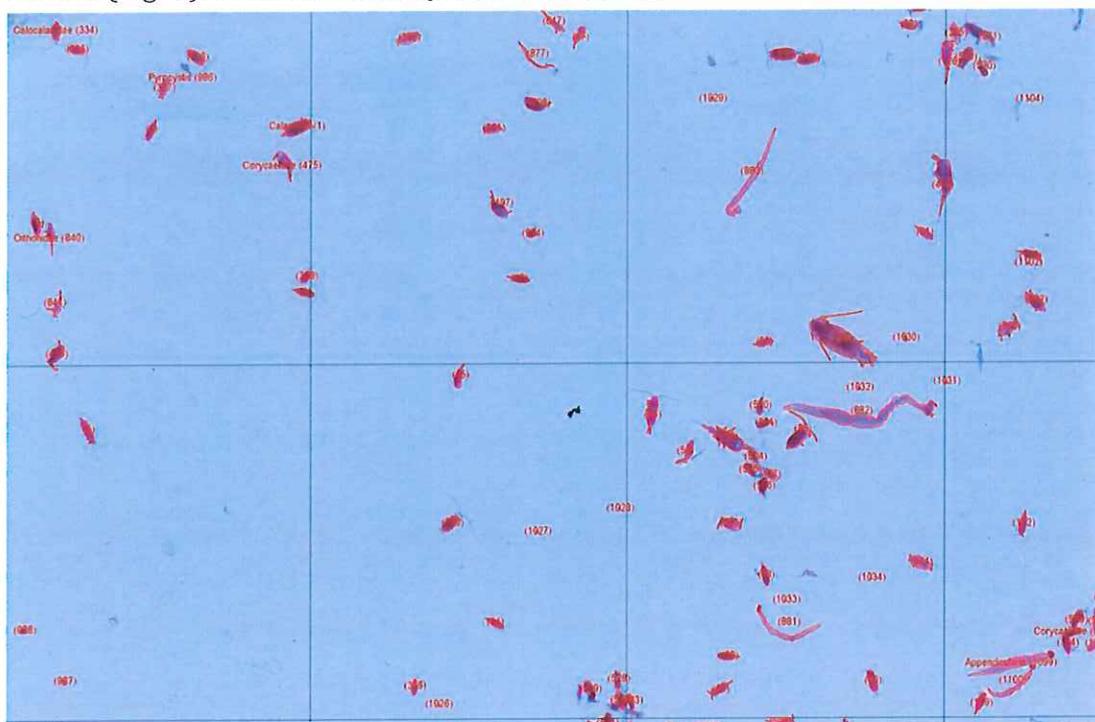


Figura 9. Imagen procesada con *Image J*. Se observan cada uno de los organismos de la muestra medidos y contabilizados.

estas medidas a unidades de masa, consiguiendo finalmente para cada organismo de la muestra su identificación, abundancia, tamaño y biomasa.

En algunos casos, dado el gran volumen de ejemplares presentes en las muestras, antes de comenzar con el análisis taxonómico, se han realizado consecuentes submuestreos empleando un separador Motoda (*"Motoda splitter"*; Motoda, 1959), el cual permite obtener fracciones equivalentes de la muestra. Una vez obtenida la fracción deseada, se obtuvieron 10 alícuotas de 10 ml, suficientes para contener un mínimo de 400 individuos. Las especies presentes en cada alícuota fueron identificadas utilizando una lupa binocular y un microscopio antes de ser digitalizadas y aplicar el procedimiento de medición y conteo explicado anteriormente. En la Fig. 10 se puede observar un esquema del proceso de submuestreo.

FLUJO DE TRABAJO PARA EL ANÁLISIS DE MUESTRAS DE ZOOPLANCTON

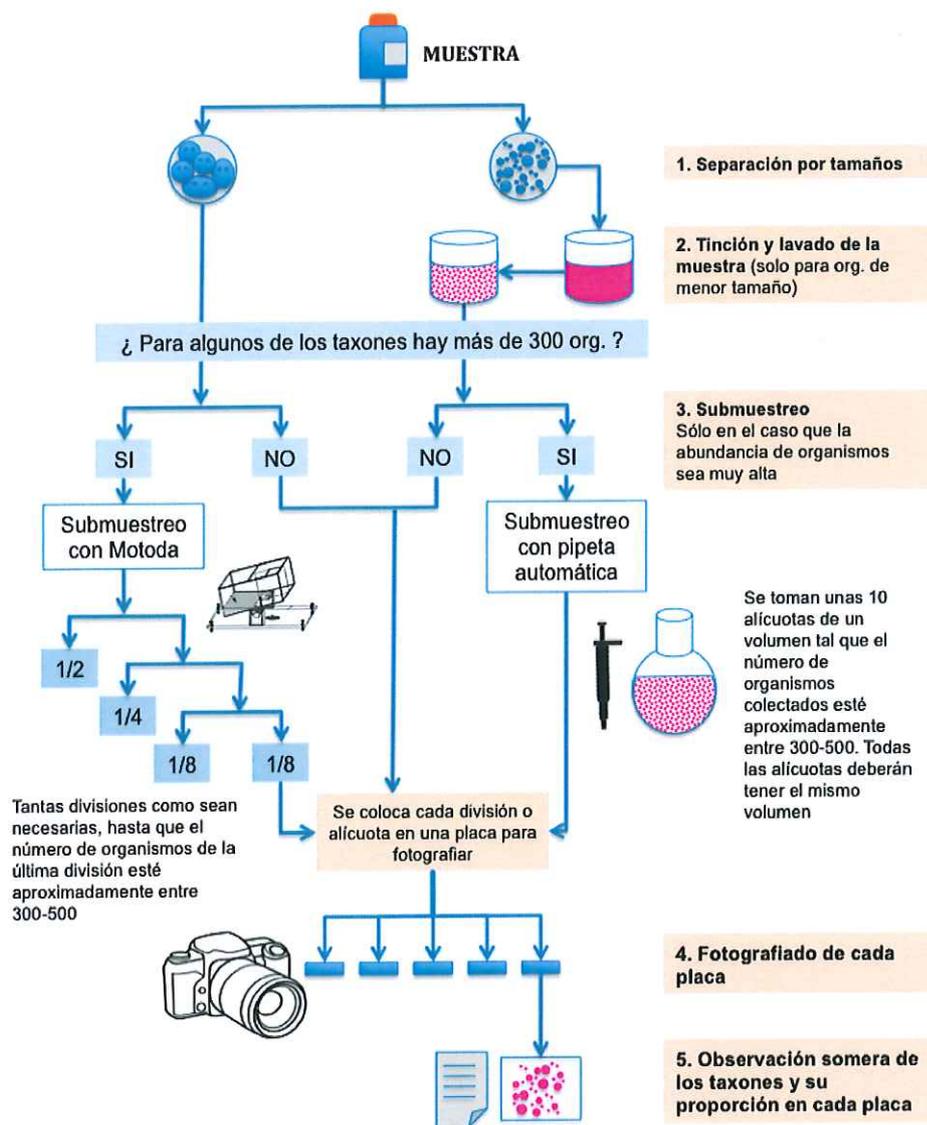


Figura 10. Esquema del proceso de submuestreo realizado para el procesado de las muestras de zooplancton.

Resultados

En el presente informe se presentan los resultados correspondientes a los meses de Julio 2016-Marzo 2017, a excepción de Febrero y Abril, en los que las campañas tuvieron que ser suspendidas por problemas técnicos de la embarcación de trabajo. En una primera fase, además de poner a punto la técnica de análisis de imagen comentada con anterioridad, y obtener los primeros datos de la comunidad zooplanctónica, se ha realizado un listado cualitativo de los distintos taxones que aparecen en cada una de las estaciones, con la idea de elaborar un dossier de identificación propio para las especies de zooplancton del estuario. Este dossier servirá de base para la posterior determinación de los distintos taxones de forma masiva mediante imágenes digitales y contará con una descripción detallada de las especies encontradas, tanto a nivel taxonómico como ecológico.

Descripción de la comunidad zooplanctónica

Composición taxonómica

Un total de 27 taxones se han capturado hasta el momento en los muestreos llevados a cabo entre los meses de Julio 2016 y Marzo 2017. Siendo el grupo de copépodos el que presenta mayor riqueza específica (10 taxones) seguido del grupo de decápodos (5 taxones). En la Tabla 3 se lista la presencia y densidad de cada uno de ellos en las distintas estaciones de muestreo.

Entre las especies encontradas hay varias no citadas en el río hasta el momento. Una de ellas es el copépodo predominante, identificado como *Acartia tonsa*. Hasta la fecha, los dos principales trabajos realizados sobre el zooplancton de la zona (Guisande y Toja, 1987; Tagliatela et al. 2014), habían citado en el río la presencia de *A. clausi* pero no de *A. tonsa*. Este hecho es de especial relevancia, ya que *A. tonsa* es una especie exótica, introducida en Europa en la primera mitad del siglo XX, presumiblemente a través del agua de lastre de barcos procedentes de Norte América. El hecho de que *A. tonsa* tenga una distribución restringida a estuarios, puertos y ensenadas refuerza esta hipótesis.

En la Península se conoce su presencia en los ríos Tajo y Mondego (Portugal) (Sobral, 1985; Azeiteiro, 2005). Parece ser que los principales factores que contribuyen a su exitosa colonización están relacionados con las actuaciones humanas y el aumento de la temperatura del océano. Además, trabajos previos determinan que la especie *A. tonsa* modifica el patrón estacional de la comunidad de copépodos y la distribución espacial de la especie nativa *A. clausi*. Estos cambios en la producción estacional del zooplancton podrían inducir un importante “efecto dominó” para todo el ecosistema (ver Werbrouck et al., 2016).

También, se han identificación hasta nivel de especie las larvas de decápodos, que en trabajos anteriores no habían sido identificadas con esta resolución taxonómica.

Tabla 3. Listado de taxonómico de organismos del zooplancton para cada una de las estaciones de muestreo. Los colores muestran la densidad (indiv/m³) promedio de cada especie: 0 □; 1-10 □; 11-100 □; 101-1000 □; 1001- 10000 □; más de 10000 □.

Taxón	St 5	St 15	St 25
Cnidaria			
<i>Craspedacusta sowerbii</i>	□	□	□
Branchiopoda			
<i>Daphnia</i> sp.1	□	□	□
<i>Moina micrura</i>	□	□	□
Cladocera			
<i>Podon</i> sp.			□
Cirripedia			
Copepoda			
<i>Acanthocyclops robustus</i>	□	□	
<i>Acartia tonsa</i>	□	□	□
<i>Calanipeda aquadulcis</i>	□	□	
<i>Calanoide</i> sp.		□	□
<i>Centropages hamatus</i>		□	□
<i>Ditrichocorycaeus erythraeus</i>			□
<i>Euterpina acutifrons</i>			□
<i>Paracartia grani</i>			□
<i>Oithona brevicornis</i>			□
<i>Oithona nana</i>			□
Isopoda			
<i>Synidotea</i> sp.1	□	□	□
<i>Paragnathia formica</i>	□	□	□
Amphipoda			
<i>Corophium</i> sp.1	□	□	□
Misidacea			
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	□	□	□
<i>Rhopalophthalmus tartessicus</i>		□	□
<i>Neomysis integer</i>	□	□	□
Decapoda			
<i>Palaemon macrodactylus</i>	□	□	□
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	□	□	□
<i>Alpheus</i> sp.	□	□	□
<i>Pisidia longicornis</i>			□
<i>Palaemonetes varians</i>	□		
Quetognatha			
<i>Sagitta</i> sp.1		□	□
Total taxones	15	18	23

Descriptores de la comunidad

Patrones de riqueza

En la Fig. 11 se muestra la riqueza específica promedio, obtenida hasta el momento en cada estación de muestreo. Como se puede observar, es la estación 25 la que presenta una mayor riqueza, con una media de 19 de taxones, seguida de las estaciones 5 y 15, ambas con un promedio de 11 especies.

Por otro lado, en la Fig. 12 se muestran nuevamente los patrones de riqueza en cada estación de estudio, pero esta vez desglosados mensualmente, con el objetivo de estudiar la tendencia temporal en cada zona de muestreo con mayor claridad. Como puede observarse, en la época estival (Julio-Septiembre) se produce un aumento progresivo del número de especies en todos los puntos de muestreo, siendo la estación 5 la que presenta, en todos los casos, una mayor riqueza, con un promedio máximo de 6 especies en Agosto. En otoño (Octubre-Diciembre) la riqueza de especies en cada estación se vuelve un poco más estable con un pequeño descenso en el mes de Noviembre. En esta época del año, cambia la tendencia observada en verano, siendo, en este caso, la estación 25 la que presenta una mayor riqueza, con un máximo promedio de 10 especies en Octubre. Al inicio de la temporada invernal, mientras que las estaciones 5 y 25 presentan la misma tendencia que en otoño, en la estación 15 se observa un descenso brusco de la riqueza, alcanzándose el mínimo de una especie. Finalmente, al término del invierno (Marzo), la riqueza de especies disminuye en todas las estaciones de muestreo, alcanzándose los valores más bajos de todo el periodo de estudio.

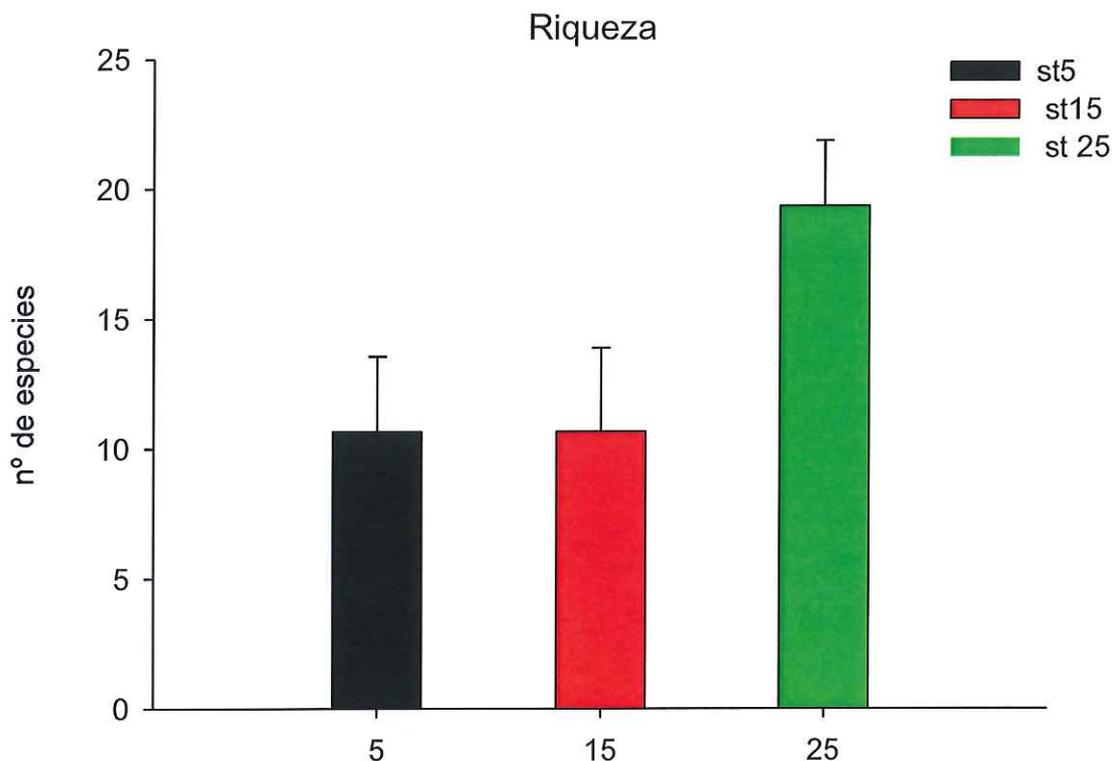


Figura 11. Promedio y desviación estándar de la riqueza específica medida en cada estación de muestreo.

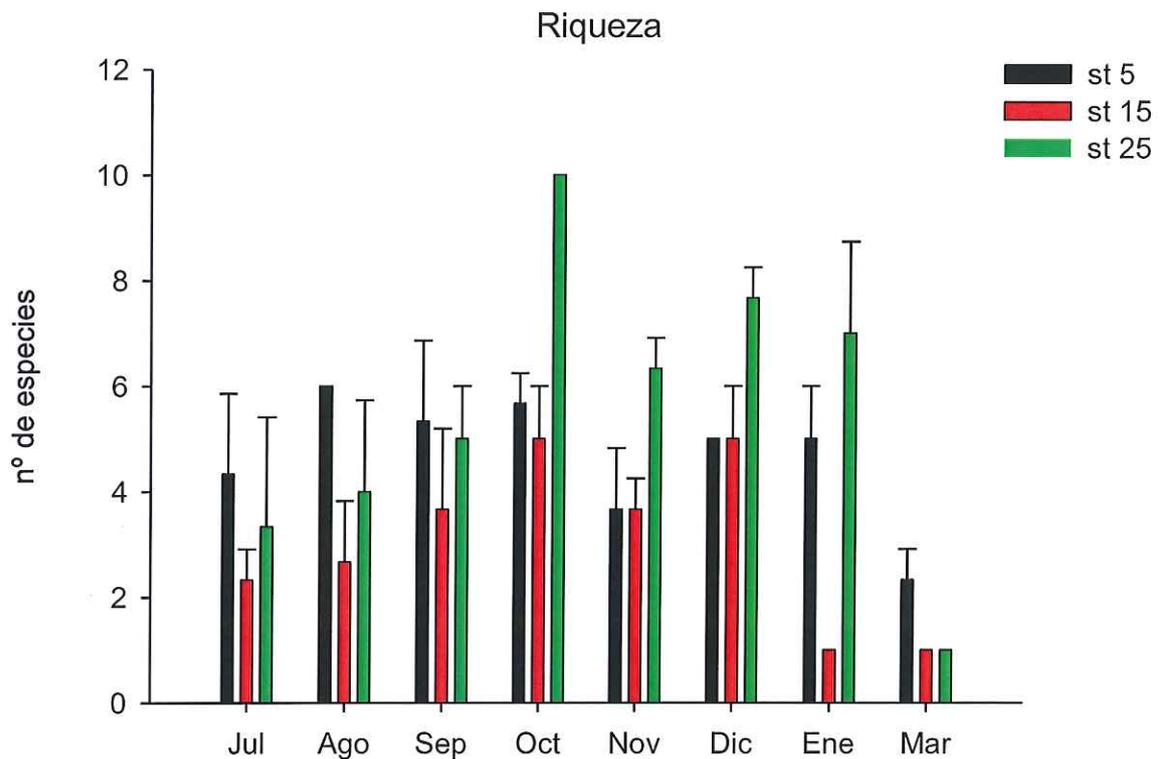


Figura 12. Patrones mensuales de riqueza específica en cada estación de muestreo.

Patrones de Abundancia

En la Fig. 13 se representan los datos de las densidades promedio del zooplancton (individuos/m³) en cada una de las estaciones de muestreo.

De forma general, puede observarse un acentuado incremento de la densidad de individuos en la estación salobre, alcanzándose valores de organismos promedio en torno a 13000 individuos/m³. Las estaciones 5 y 25, por su parte, mantienen densidades promedio en torno a 7000 y 8000 individuos/m³ respectivamente, durante todo el periodo de estudio.

Atendiendo al gráfico de densidad mensual para cada estación (Fig. 14), se observa que las mayores densidades de organismos ocurren en el mes de Julio, variando de 14000 individuos/m³ en la estación 5, a 24000 y 30000 individuos/m³ en las estaciones 25 y 15 respectivamente. El gráfico también muestra en todas las estaciones de muestreo una tendencia general decreciente de las densidades de organismos desde la época estival hasta finales de otoño, donde se alcanzan mínimos en el mes de Noviembre de 2000, 5000 y 200 individuos/m³ en las estaciones 5, 15 y 25 respectivamente. Por otro lado, durante la época invernal, la densidad de individuos aumenta progresivamente en las tres estaciones de muestreo, observándose los mayores valores de densidad en la estación salobre

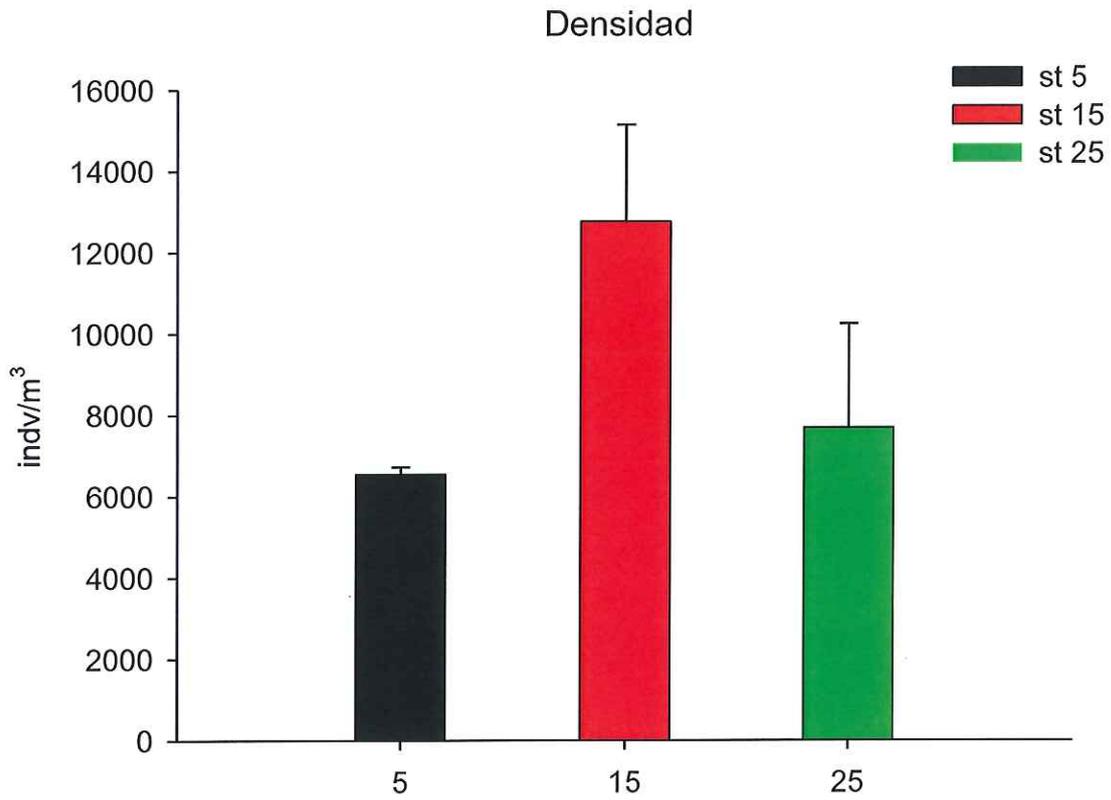


Figura 13. de la densidad de individuos promedio (indv/m³) en cada estación de muestreo.

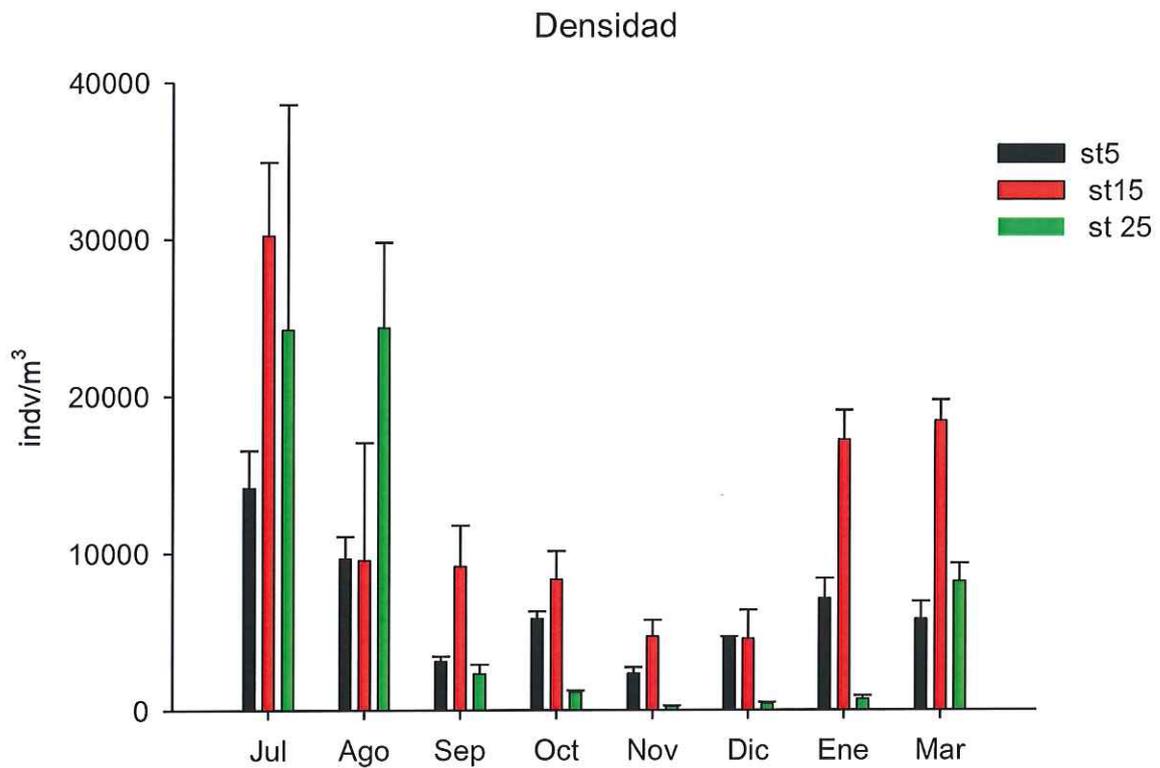


Figura 14. Patrón mensual de la variable densidad por estación de muestreo.

Patrones de Diversidad

Finalmente, se representan los valores de diversidad obtenidos mediante la aplicación del índice de Shannon-Wiener. Siguiendo el esquema utilizado en las demás variables, se muestran tanto los valores promediados de todos los meses analizados hasta la fecha (Fig. 15), como los obtenidos mensualmente para cada estación de muestreo (Fig 16)

Como podemos observar en el gráfico, es la estación menos salina la que presenta mayores valores de diversidad, seguida de la estación 25 y 15. Este patrón se mantiene en la mayoría de los meses de estudio, como muestra el gráfico de evolución mensual (Fig. 16), salvo en Septiembre y Noviembre, en los que los valores de diversidad de la estación 25 son los más elevados. En este gráfico también se observa una tendencia al alza del índice de diversidad al finalizar el verano y durante toda la temporada otoñal, alcanzándose los valores más elevados en el mes de Octubre.

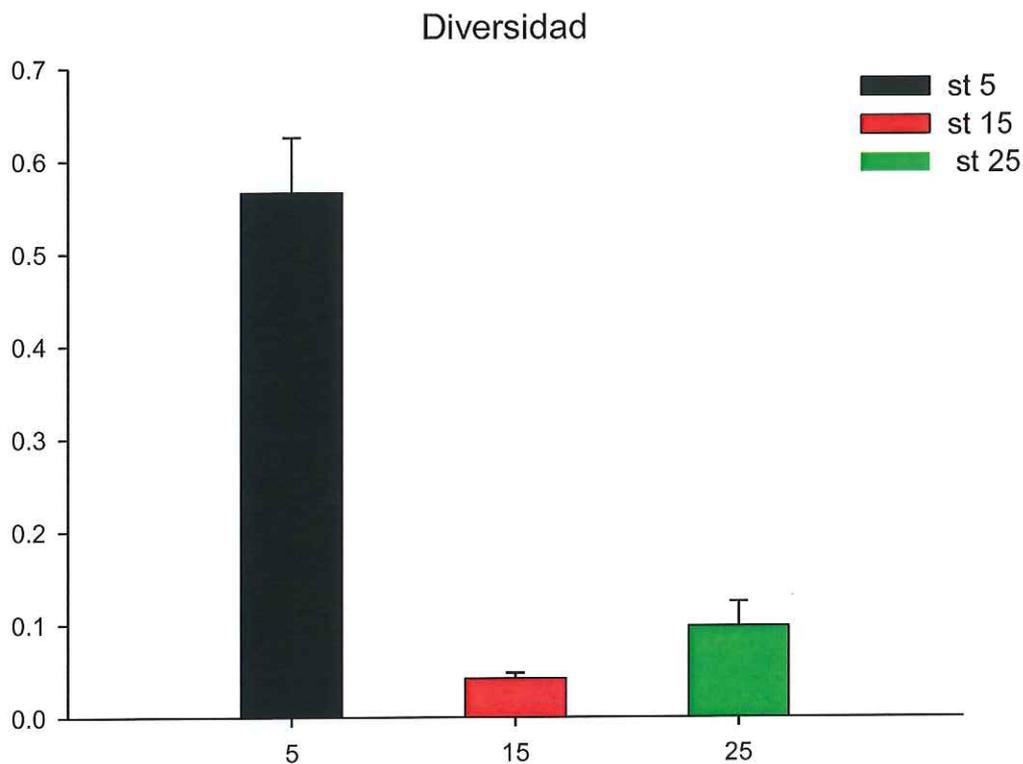


Figura 15. Diversidad de Shannon-Wiener promedio y desviación estándar en cada estación de muestreo.

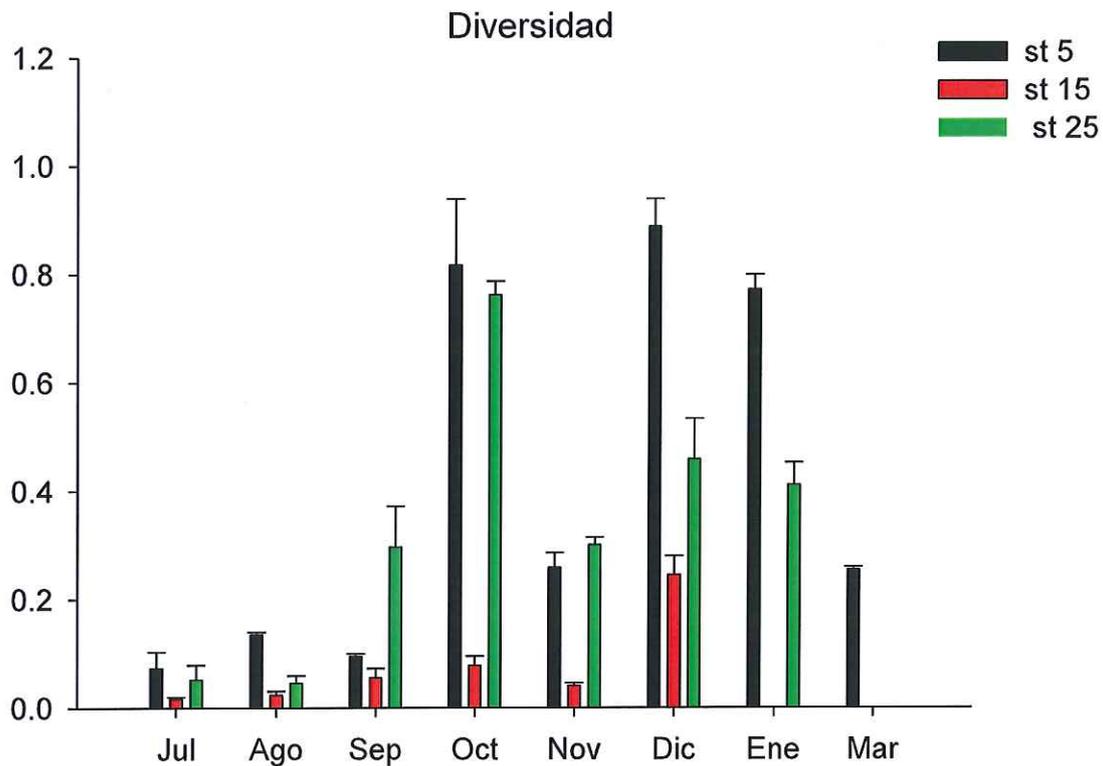


Figura 16. Patrón mensual de la variable diversidad por estación de muestreo.

Descripción de la estructura de la comunidad

Análisis temporal de la estructura de la comunidad

A continuación, se analiza la aportación de cada especie a la comunidad zooplanctónica para cada estación de muestreo con respecto a la época del año. Así, en la Fig. 17, se observa que en todas las estaciones de estudio y en todos los meses muestreados existe una dominancia clara del copépodo *Acartia tonsa* (representada en color azul), con una contribución promedio aproximada del 98% en todas las estaciones.

En las estaciones menos salinas (St5 y St15) el resto de taxones encontrados presentan una contribución muy baja, inferior al 2%, salvo el copépodo *Calanipeda aquaedulcis*, cuya contribución aumenta en Otoño e Invierno, especialmente en Enero en la estación St5 (55%) y el ciclopoide *Acanthocyclops robustus*, que también aumenta su contribución en Invierno, sobre todo en el mes de Diciembre, suponiendo el 12% de la comunidad en la St5 y el 5% en la estación 15.

Por su parte, en la estación St25, no se empiezan a observar incrementos de la contribución de otras especies hasta el inicio del Otoño, como es el caso del quetognato *Sagitta* sp. y el copépodo *Calanoide* sp. cuya contribución aumenta especialmente en Octubre, suponiendo un 3% del total de la comunidad.

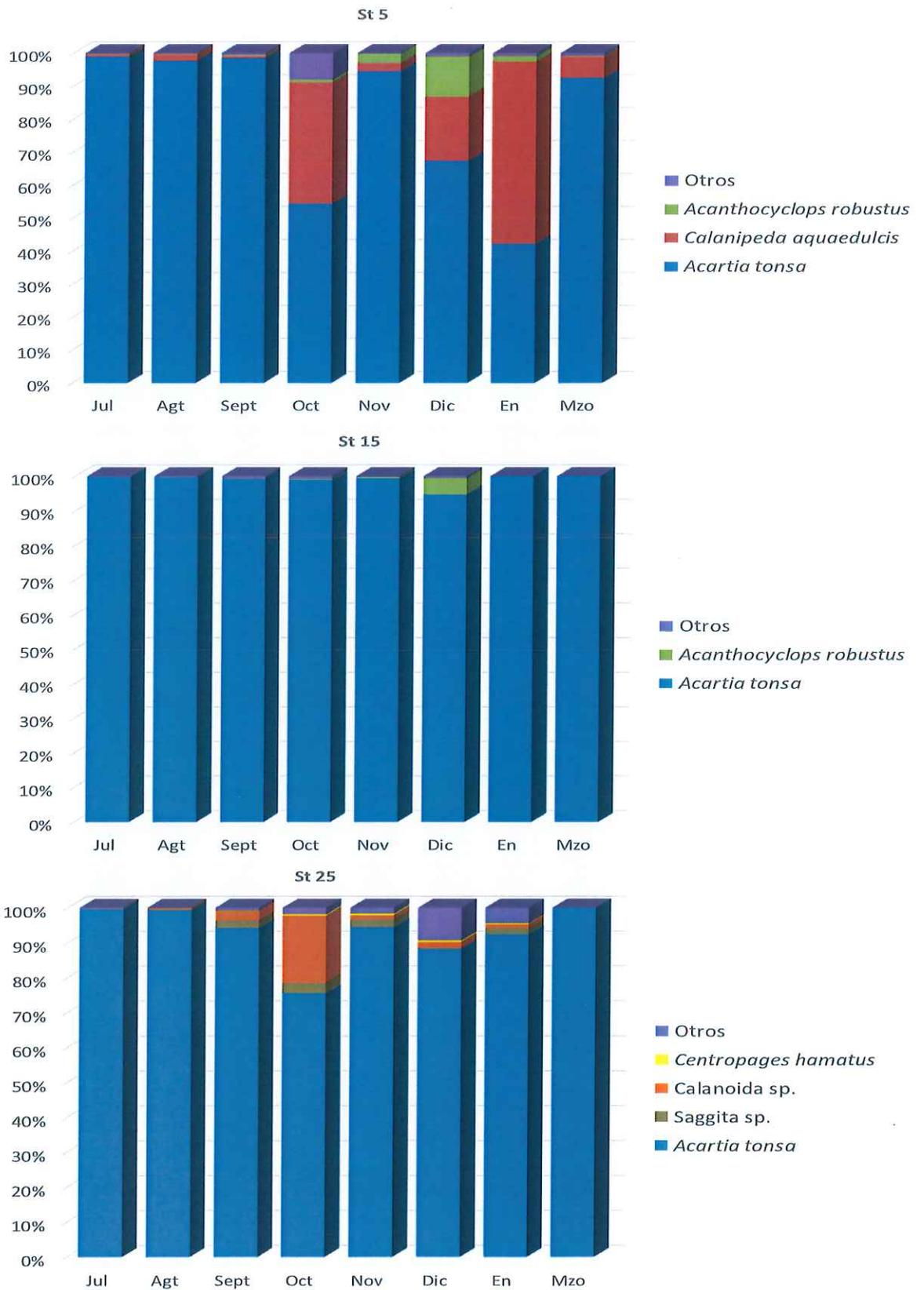


Figura 17. Cambios mensuales en la estructura de la comunidad del zooplancton en cada estación de muestreo.

Análisis de ordenación MDS y análisis SIMPER

En la Fig. 18 se muestra el análisis de la estructura espacio-temporal de la comunidad, en cada estación de muestreo a lo largo de todo el periodo de estudio. Así, podemos observar como existe una segregación espacial de la comunidad de las diferentes estaciones de estudio, encontrándose a la izquierda del gráfico la representación de la comunidad mensual de la estación 5 (▲), a la derecha la de la estación 25 (■) y en la zona central la de la estación 15 (▼). Por otro lado, también se observa que la comunidad de organismos de la estación 25 es más variable temporalmente, debido a la mayor dispersión de los datos. De este modo, la comunidad de las otras dos estaciones es más estable en el tiempo, sobre todo la de la estación 5.

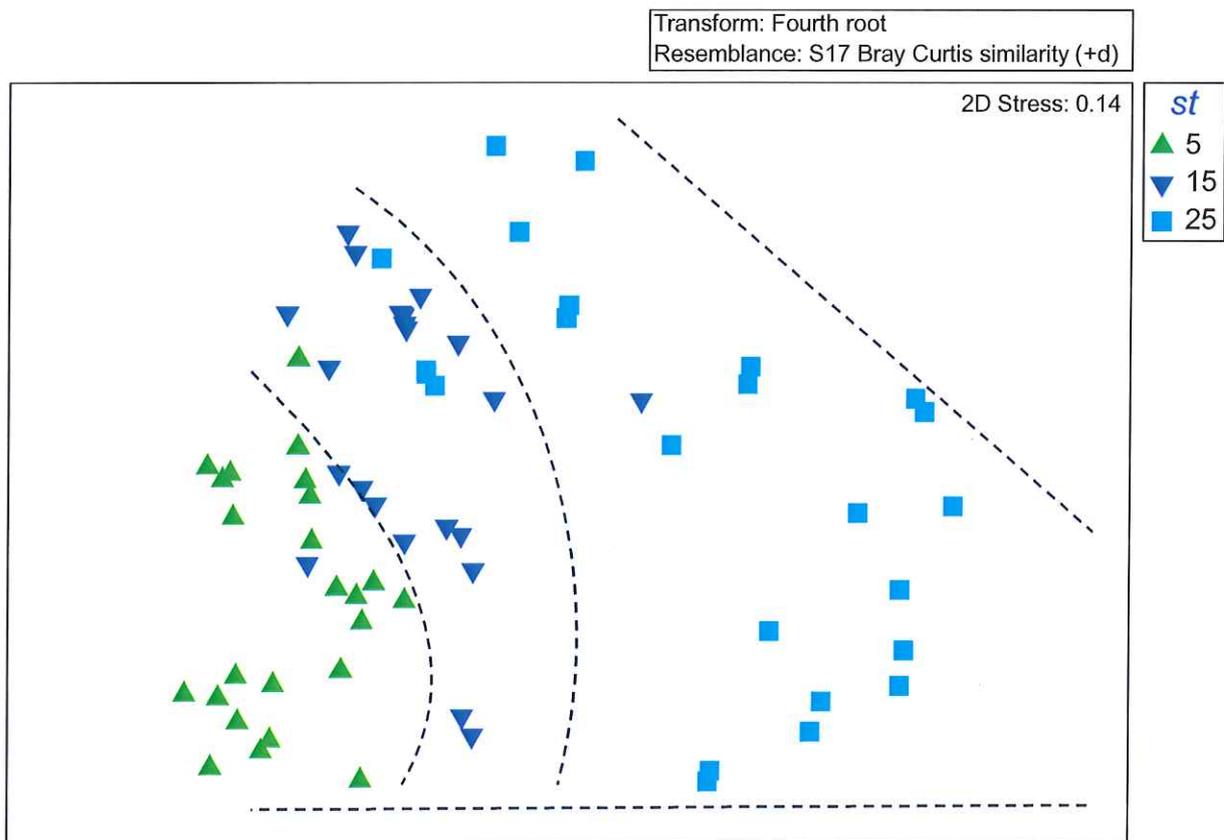


Figura 18. Gráfico de ordenación MDS, realizado con las matrices de abundancia mensual de cada estación de muestreo (5, 15 y 25).

En la Tabla 4, se muestran los resultados del análisis de SIMPER, el cual se utiliza para identificar aquellas especies más características de cada estación de muestreo, también llamadas tipificadoras.

Así podemos identificar como especie típica de todos los ambientes al copépodo *Acartia tonsa*. En la estación 5, además se consideran especies tipificadoras los copépodos *Calanipeda aquaedulcis* y *Acanthocyclops robustus*, mientras que en la estación 25 el

quetognato *Sagitta* sp. y el copépodo *Calanoide* sp. también son especies características de los ambientes más salinos. El papel clave de estas especies también queda patente en la Fig. 17, donde se observaba que éstas especies son las que presentaban un mayor porcentaje de contribución en la comunidad.

Tabla 4. Resultados del análisis SIMPER, mostrando las especies identificadas como tipificadoras de cada estación

	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
St 5					
<i>Acartia tonsa</i>	8.21	40.4	5.41	57.38	57.38
<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	4.48	17.68	3.24	25.12	82.5
<i>Acanthocyclops robustus</i>	2.45	8.85	1.57	12.57	95.07
St15					
<i>Acartia tonsa</i>	10.09	62.79	4.37	91.86	91.86
St25					
<i>Acartia tonsa</i>	7.42	36.31	2.52	67.81	67.81
<i>Sagitta</i> sp.	1.76	7.21	1.36	13.47	81.28
<i>Calanoidea</i> sp.	1.76	6.19	1.05	11.55	92.84

Especies tipificadoras

Estudio de la evolución temporal y espectros de tamaño de las especies tipificadoras

Centrándonos ahora en las especies con mayor importancia dentro de la comunidad del estuario, se han realizado gráficos de la evolución temporal y de espectros de tamaño de las poblaciones de *Acartia tonsa*, *Calanipeda aquaedulcis*, *Acanthocyclops robustus*, *Sagitta* sp. y *Calanoidea* sp.

El copépodo predominante en todo el estuario, *Acartia tonsa*, muestra una dinámica poblacional (Fig. 19) caracterizada por un fuerte aumento de la densidad de individuos durante el verano en todas las estaciones de muestreo, especialmente en el mes de julio, alcanzando los 30000 indv/m³ en la estación 15. Su dinámica continúa con un descenso de la densidad durante el otoño que culmina en un aumento progresivo a finales del invierno. Aunque *A. tonsa*, haya sido identificada en análisis anteriores como especie tipificadora de todas las estaciones de muestreo, la Fig. 19 muestra cierta predilección de esta especie por ambientes más salobres, pues es en esta localización (St15) donde se encuentran las mayores densidades de este copépodo.

El histograma global de tamaños (Fig. 20) donde se representan los promedios de los tamaños medidos en todas las estaciones de estudio y meses muestreados, muestra una distribución normal de los datos, con tamaños que varían desde los 0.002 a 0.28 mm, siendo los más abundantes y típicos para esta especie los comprendidos entre 0.10 y 0.12 mm.

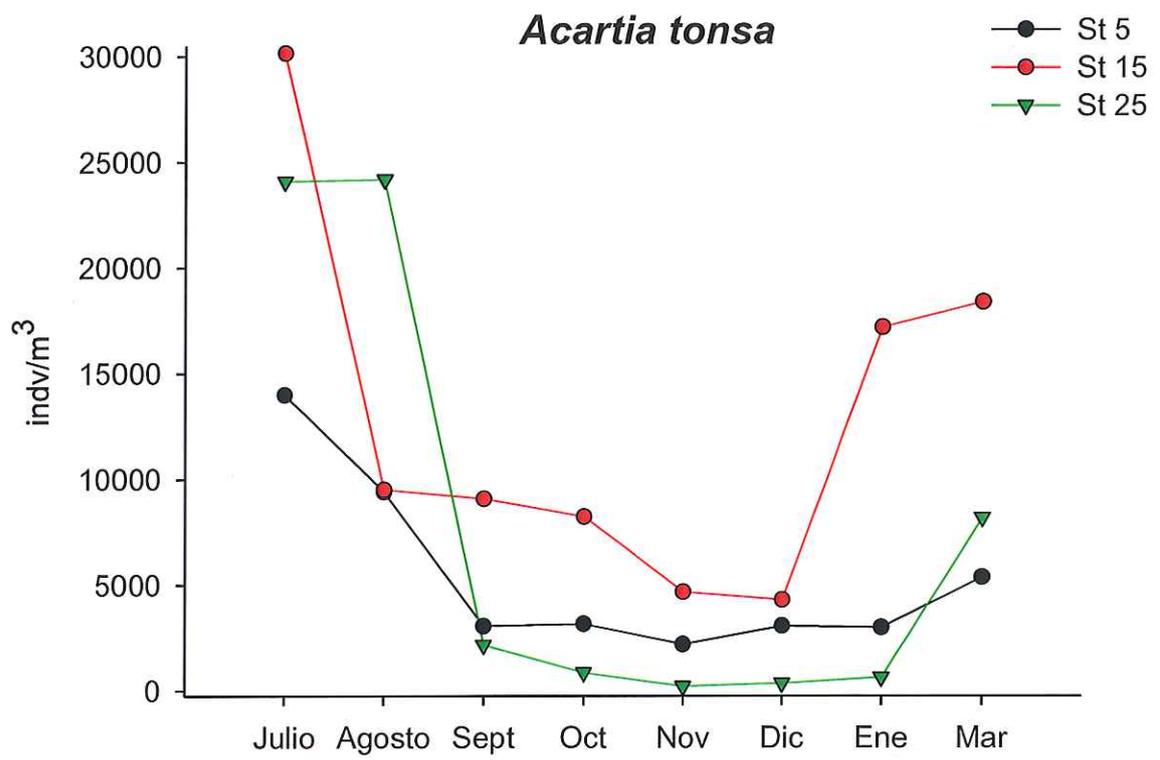


Figura 19. Dinámica temporal de las poblaciones de *A. tonsa* en cada estación de muestreo.

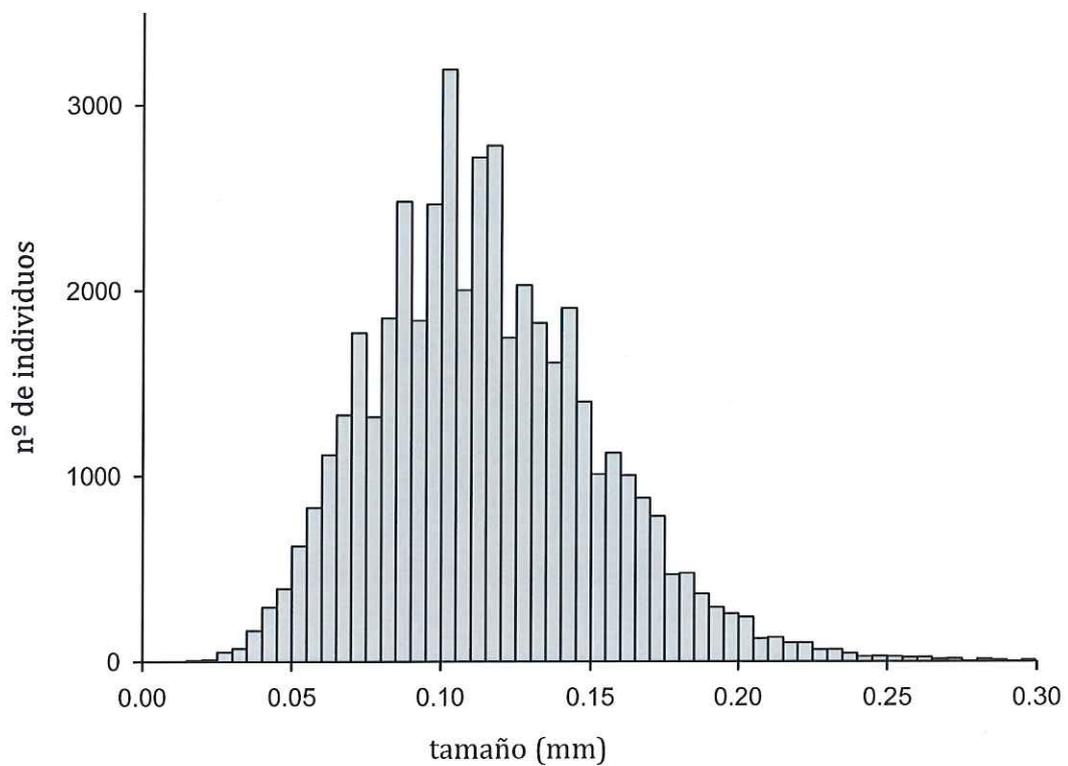


Figura 20. Estructura de tamaños de la población de *Acartia tonsa*.

Por otro lado, otras especies identificadas como tipificadoras en la estación 5; *Calanipeda aquaedulcis* y *Acanthocyclops robustus* (Fig. 21) presentan dinámicas poblacionales semejantes, con picos de densidad a finales de otoño y durante el invierno. Particularmente, *C. aquaedulcis* presenta sus mayores densidades en Enero, encontrándose hasta 4000 indv/m³, mientras que *A. robustus* muestra sus mayores densidades (600 indv/m³) en el mes de Diciembre, es en este mes cuando también se observan picos de densidad en el resto de estaciones de muestreo, dónde también está presente este copépodo, aunque como se vio anteriormente, con una contribución meramente residual.

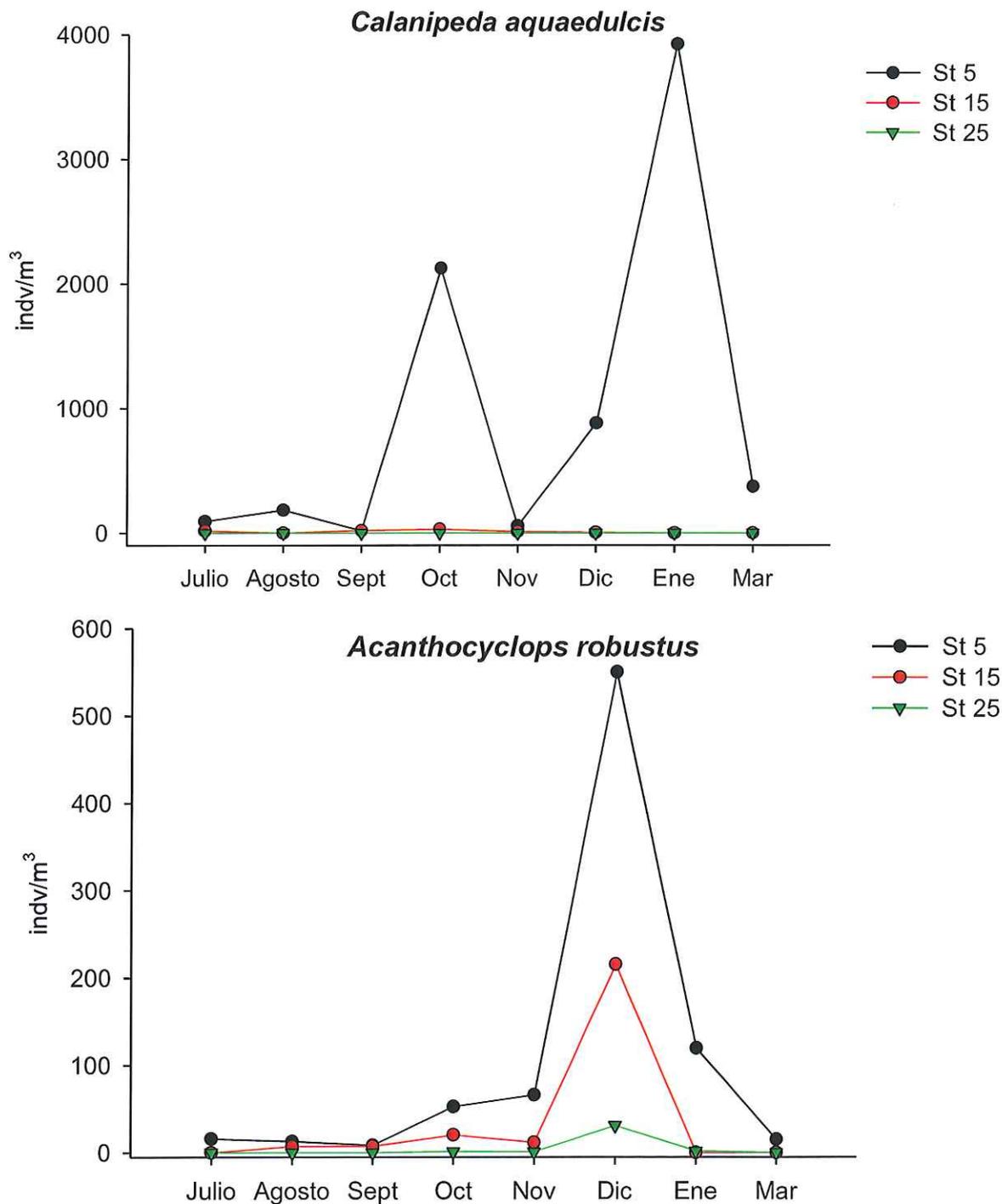


Figura 21. Dinámica temporal de las poblaciones de *Calanipeda aquaedulcis* y *Acanthocyclops robustus* por estación de muestreo.

En cuanto los histogramas de tamaños (Fig. 22), en ambas especies se observa una distribución de los datos normal, algo sesgada hacia la izquierda. Por su parte, *Calanipeda aquaedulcis*, presenta tamaños que varían desde los 0.03 a 0.6 mm, siendo 0.17 mm el tamaño más abundante. Por otro lado, aunque el rango de tamaño de *Acanthocyclops robustus* es coincidente con el de *C. aqua* (0.03-0,7 mm), el tamaño más abundante para esta especie es de 0.10 mm.

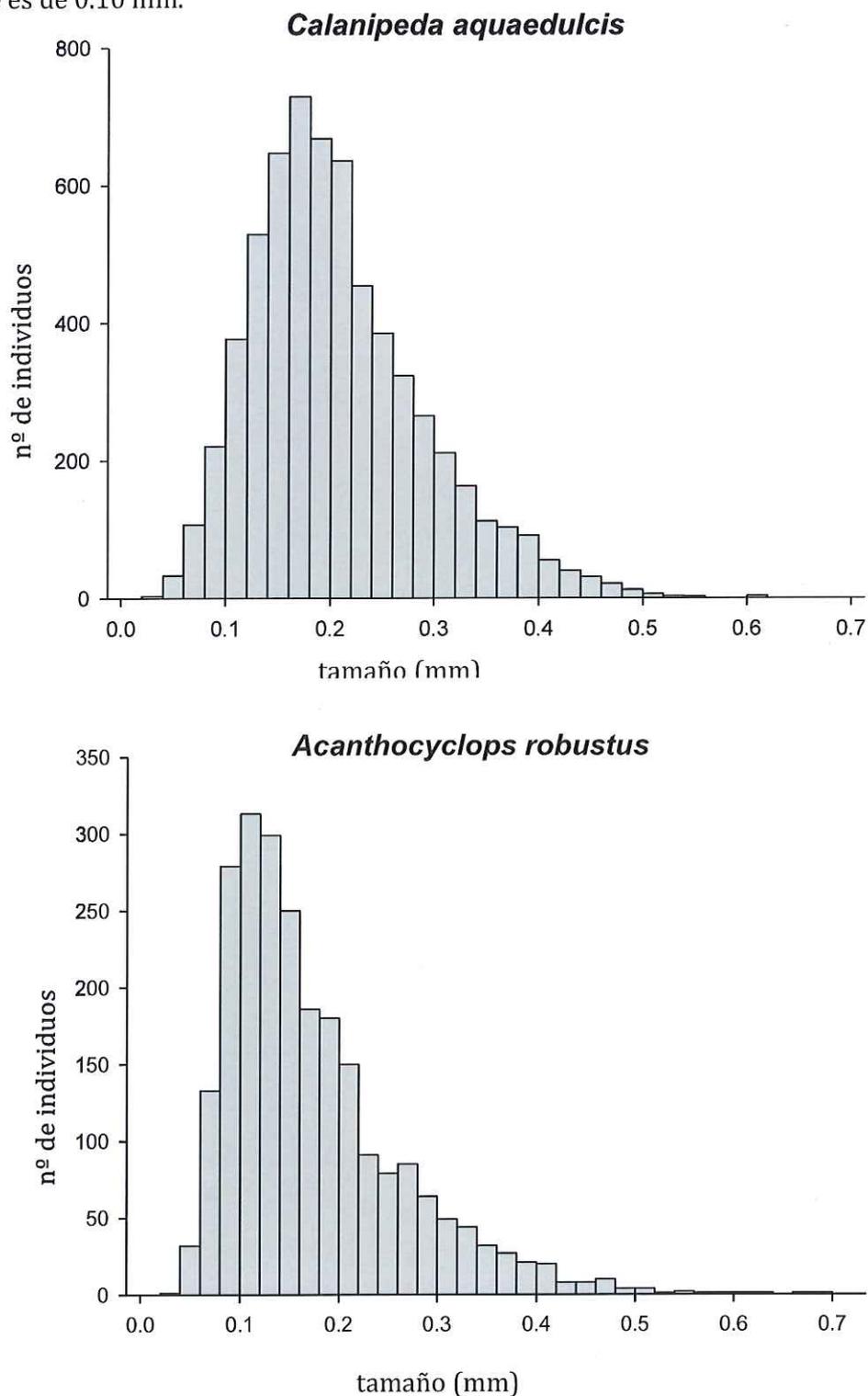


Figura 22. Estructura de tamaños de las poblaciones de *Calanipeda aquaedulcis* y *Acanthocyclops robustus*.

Por último, las especies clasificadas como tipificadoras de la estación 25 son el quetognato *Sagitta* sp. y el copépodo Calanoide sp.

La dinámica poblacional de *Sagitta* sp. se caracteriza por presentar las mayores densidades en verano, especialmente en el mes de Julio, donde se alcanzan los 55 indv/m³, seguido de un paulatino descenso durante el otoño y el invierno, a excepción del mes de enero, donde se aprecia un pequeño incremento de la densidad. Por otro lado, el gráfico de frecuencias muestra una distribución de datos normal, sesgada hacia la derecha e identifica un rango de tamaños para esta especie que oscila entre los 0.05 a 5 mm, siendo el rango de 0.45 a 0.95 mm los más característicos y predominantes.

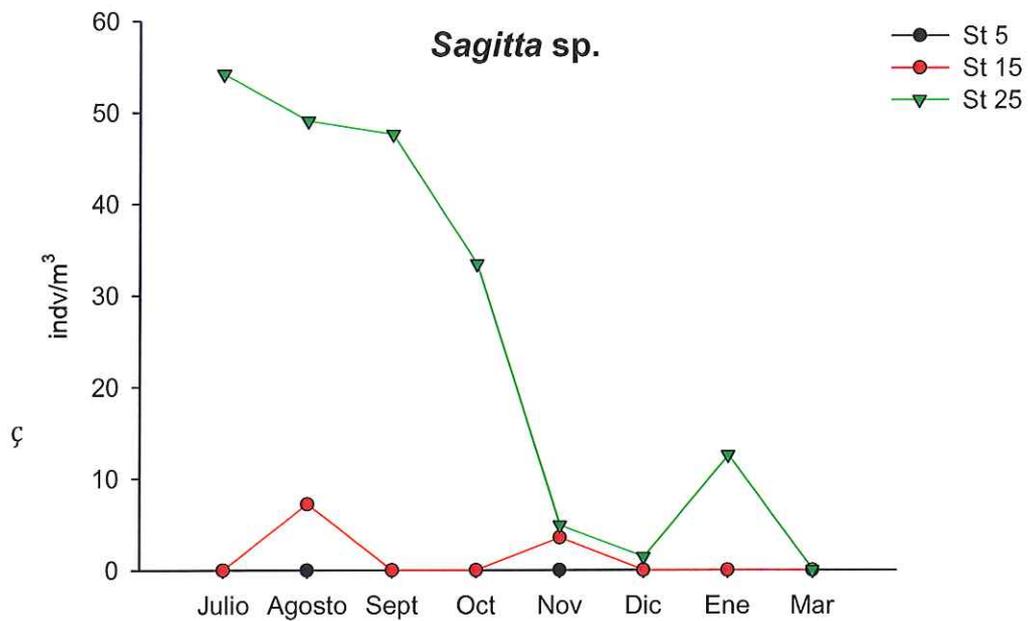


Figura 24. Estructura de tamaños de la población de *Sagitta* sp.

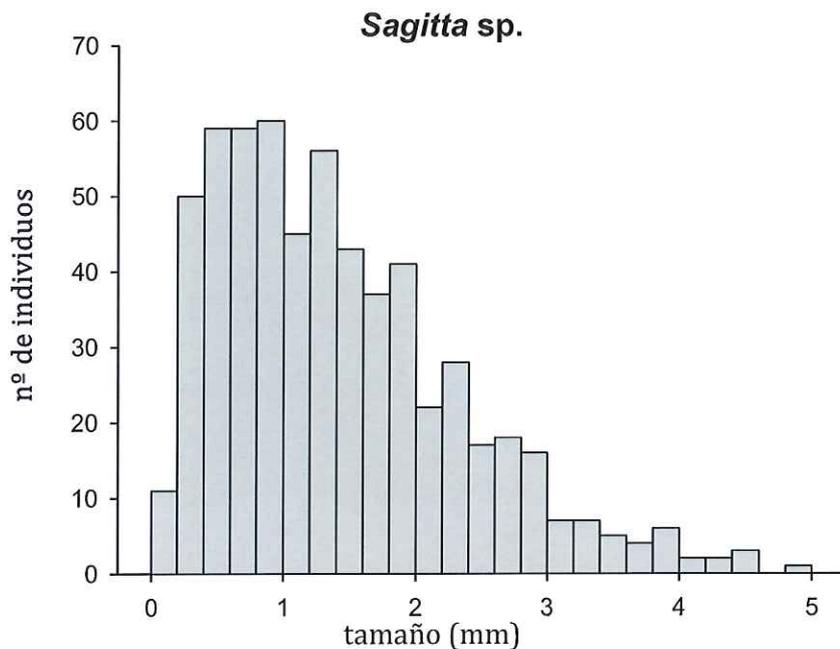


Figura 23. Dinámica temporal de las poblaciones de *Sagitta* sp. en cada estación de muestreo.

Centrándonos ahora en la dinámica poblacional del copépodo *Calanoida* sp. se puede observar un aumento progresivo de la densidad de individuos en otoño, registrando el mayor pico en el mes octubre, con densidades que alcanzan los 200 indv/m³. A partir de ahí, se produce un brusco descenso de individuos, hasta llegar a desaparecer por completo en el mes de Marzo. En cuanto a la estructura de tamaños, el histograma muestra una diversidad de tamaños que van desde los 0.06 a 0.94 mm, siendo el tamaño más frecuente para esta especie 0.19 mm.

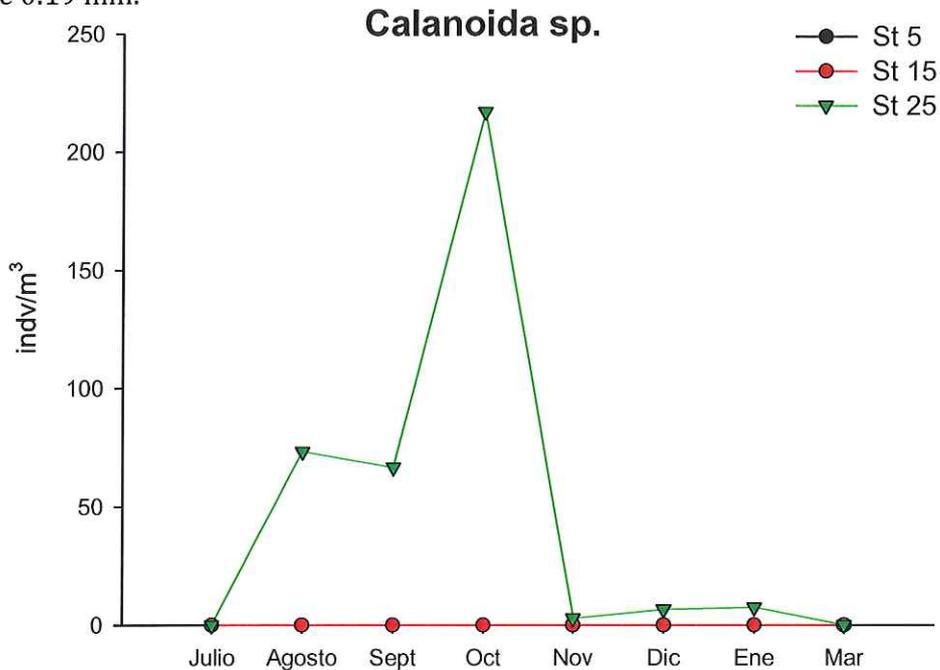


Figura 25. Dinámica temporal de las poblaciones de *Calanoida* sp. en cada estación de muestreo.

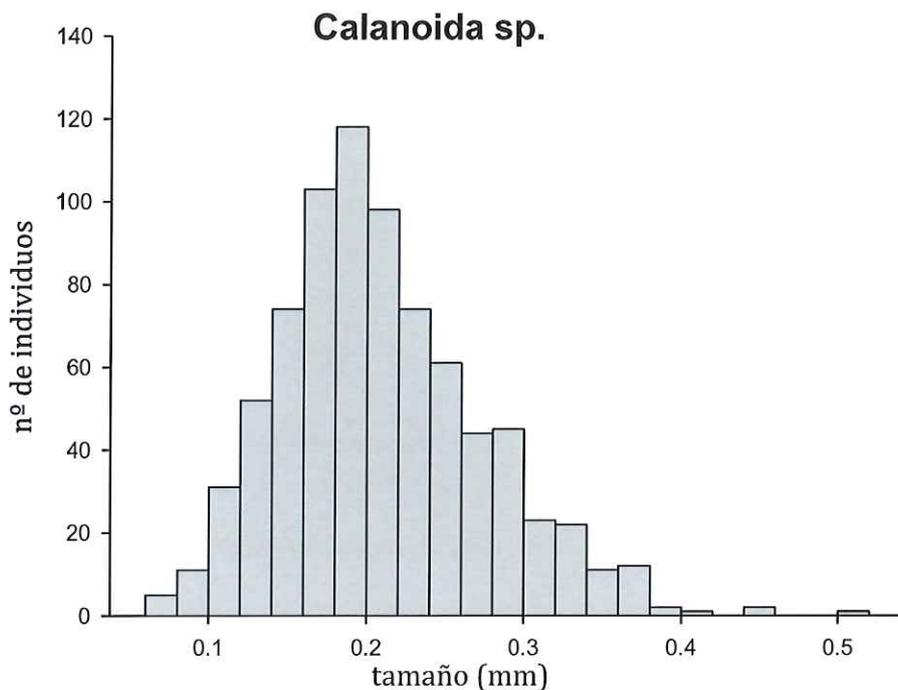


Figura 26. Estructura de tamaños de la población de *Calanoida* sp.

Descripción ambiental del área de estudio

Dinámica temporal de las variables ambientales

A continuación, se muestran los resultados de las variables ambientales medidas a través de la sonda multiparamétrica durante los muestreos, en las diferentes masas de agua de estudio. Estas variables son: pH, Turbidez, Clorofila a, Salinidad, Oxígeno disuelto y Temperatura.

Como se observa en la Fig. 27, las variables oxígeno disuelto y temperatura, no muestran diferencias entre las masas de agua de estudio, pero si se observa una variación estacional. El contenido de oxígeno disuelto aumenta progresivamente hacia el invierno, alcanzándose los valores más elevados en el mes de Enero con 9, 8.8 y 8.6 mg/l en St5, St15 y St25 respectivamente. Por su parte, la temperatura del agua presenta un rango de variación entre 28 grados, registrados en el mes de Julio, y 12 grados en el mes de Enero.

La clorofila a, muestra una dinámica temporal similar en todas las estaciones de estudio, con una leve disminución de las concentraciones en los meses de invierno y seguida de un brusco aumento en el mes de marzo, coincidiendo con el final de la temporada invernal e inicio de la primavera. Como muestra la Fig. 27, es en la estación menos salina donde se dan las mayores concentraciones de clorofila a, con un pico de 12 $\mu\text{g/l}$ frente a los 8 y 4 $\mu\text{g/l}$, medidos en las estaciones 15 y 25.

La variable pH, muestra un patrón similar a la anterior, con pocas variaciones entre las estaciones, pero con algunas diferencias temporales. Esta variable se mantiene constante durante el verano y el otoño, disminuyendo en invierno, especialmente en el mes de Diciembre. Es en la estación 5 donde se registran valores de pH ligeramente superiores en comparación con el resto.

En cuanto a la dinámica de la variable turbidez, se aprecia una tendencia estable de los valores, con un aumento progresivo a finales de Otoño e Invierno. En la Fig. 27 también se observa que la estación 5 presenta siempre los mayores valores de turbidez, seguida de la estación 15 y 25, alcanzando máximos de 1500 NTU en el mes de Octubre.

Por último, la Fig. 27 muestra el gradiente salino presente en el estuario del río, con los tres puntos de muestreo bien diferenciados. En cuanto a la variabilidad temporal, esta no es tan notoria como en otras variables medidas, manteniéndose constante en las tres estaciones durante toda la temporada de muestreo, aunque con pequeños descensos en otoño e invierno, coincidente con la época de lluvias y mayor entrada de agua dulce al estuario.

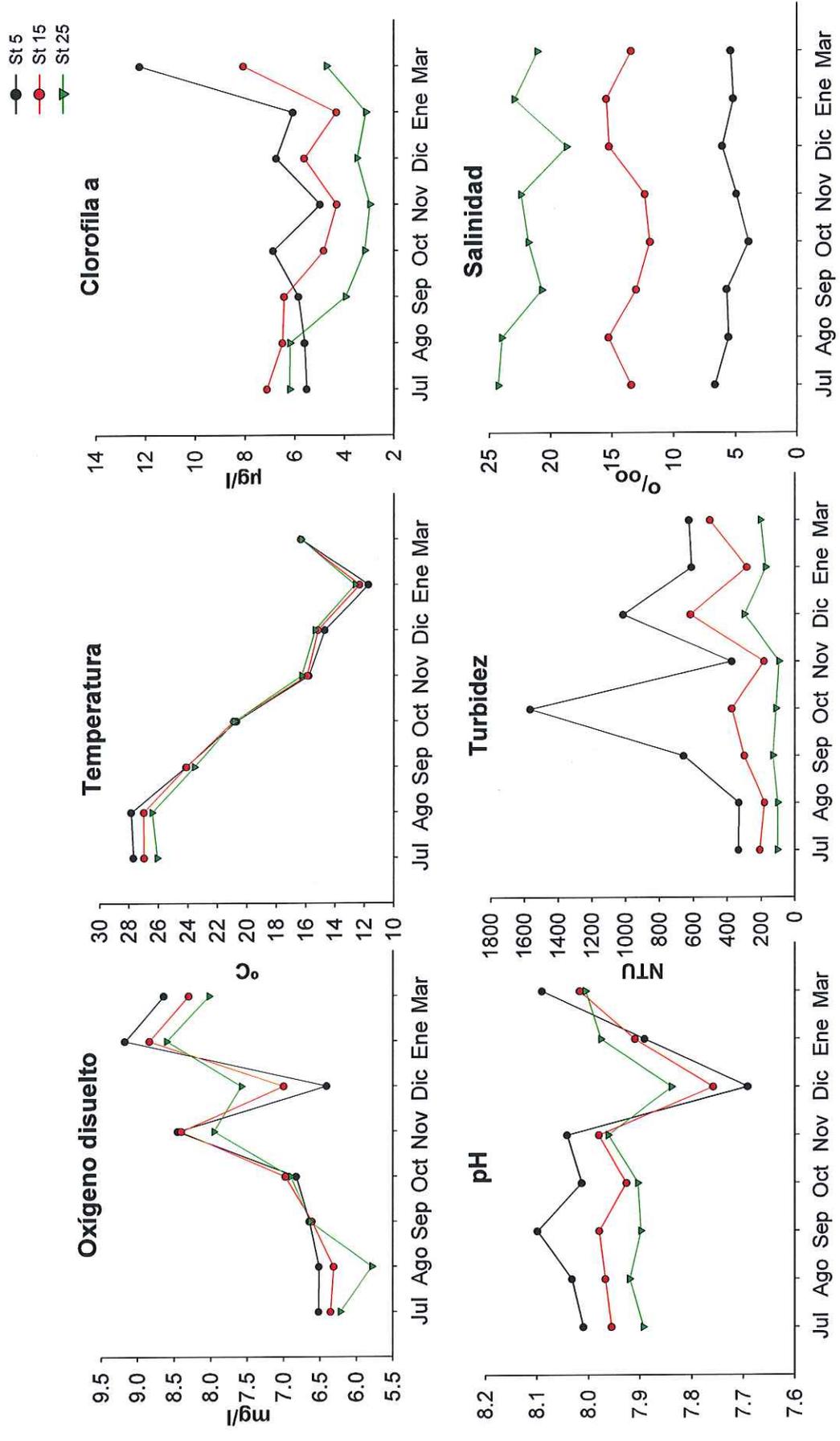


Figura 27. Dinámica temporal de las variables ambientales medidas en cada estación de muestreo.

Análisis de ordenación de las variables ambientales

Para el estudio de la influencia de las variables ambientales sobre la variabilidad de las diferentes estaciones dentro del estuario, se ha realizado un análisis de componentes principales (PCA), que permite establecer qué variables ambientales marcan las posibles agrupaciones de datos, así como, cuales son las más explicativas de la variabilidad. Para este análisis se han tenido en cuenta todas las variables ambientales medidas: pH, Turbidez, Clorofila a, Salinidad, Oxígeno disuelto y Temperatura.

En el siguiente gráfico podemos observar el resultado del PCA donde se muestra la distribución de las estaciones de muestreo según las variables ambientales. Se representan únicamente los ejes PC1 y PC2, ya que entre ambos son capaces de explicar un 72% de la variabilidad de los datos, lo cual resulta significativo.

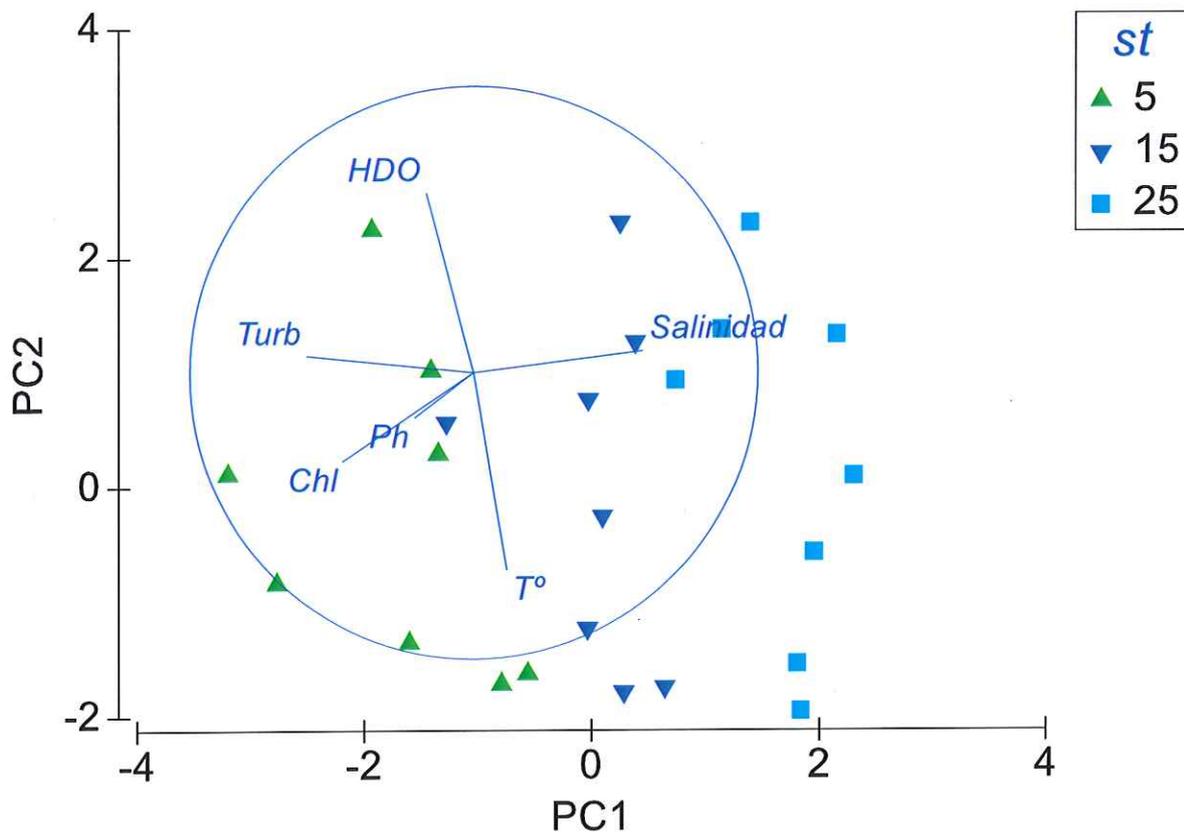


Figura 28. Resultado del análisis de componentes principales (PCA).

El eje 1 viene determinado por las variables Salinidad (0.598), Turbidez (-0.588) y Clorofila a (-0.461). Centrándonos en este eje podemos observar 3 agrupaciones claras,

correspondientes a las tres estaciones de muestro. Esto quiere decir que aquellos puntos que se localizan más hacia la derecha del gráfico, los representados por cuadrados azules (estación 25), se caracterizan por presentar una mayor salinidad, menor turbidez y menor valor de clorofila a.

De este modo, la estación 5 representada por triángulos verdes, se caracteriza por presentar menor salinidad, mayor turbidez y mayores valores de clorofila a, mientras que la estación 15 (triángulos invertidos azules) muestra características ambientales intermedias entre las dos estaciones anteriores.

Por otro lado, el eje 2 viene determinado por las variables Oxígeno disuelto (0.629) y Temperatura (-0.690) e indica que los puntos situados más arriba del eje se caracterizan por presentar mayor contenido en oxígeno disuelto y menor temperatura, mientras que en los puntos situados más abajo, ocurriría lo contrario. Centrándonos en este eje, no se observan agrupaciones claras, teniendo más que ver con las variaciones temporales.

Relación entre variables ambientales y biológicas

Por último, se ha realizado un análisis BioEnv, cuyo objetivo es realizar correlaciones entre las variables ambientales y la comunidad biológica y así poder identificar que variables ambientales son capaces de explicar en mayor medida la distribución y estructura de la comunidad de zooplancton en el río.

El resultado muestra (Tabla 5), con un coeficiente de correlación de 0.553, que aquellas variables ambientales que mejor explican la comunidad zooplanctónica son: Salinidad, Turbidez y concentración de Clorofila a, lo que muestra la relación de dependencia entre el zooplancton y las variables ambientales.

Tabla 5. Resultados del análisis BioEnv

Nº de variables	Correlación	Variables
3	0.553	Salinidad, Turbidez, Clorofila a
2	0.530	Salinidad, Clorofila a
4	0.524	Salinidad, Turbidez, Clorofila a, Temperatura
2	0.521	Turbidez, Clorofila a
3	0.484	Salinidad, Clorofila a, Temperatura
4	0.484	pH, Salinidad, Turbidez, Clorofila a
3	0.470	Turbidez, Clorofila a, Temperatura
4	0.469	Salinidad, Turbidez, Clorofila a, HDO
5	0.467	pH, Salinidad, Turbidez, Clorofila a, Temperatura
2	0.465	Salinidad, Turbidez

Conclusiones

- Para el periodo estudiado, la estación 25 presenta los mayores valores de riqueza específica, con un promedio de 19 taxones. Este patrón se mantiene principalmente en otoño y en el inicio del invierno (Octubre-Enero), mientras que en la época estival (Julio-Septiembre), es en la estación 5 donde se observa la mayor riqueza de especies.
- La densidad de individuos es más elevada en la estación 15 especialmente durante el verano, decreciendo paulatinamente hacia el invierno, tendencia también observada en las otras dos estaciones de muestreo.
- Por su parte, la diversidad es más alta en la estación 5, ya que este índice relaciona tanto la riqueza de especies como la densidad de individuos presentes en cada una de esas especies. En todas las estaciones se observa un incremento de este índice durante los meses de otoño.
- La estructura de la comunidad difiere entre las estaciones de muestreo, siendo la comunidad de la estación 25 la más variables temporalmente, tal y como muestra el análisis MDS.
- El análisis SIMPER mostró como especies características de la estación 5 a *Acartia tonsa*, *Calanieda aquaedulcis* y *Acanthocyclops robustus*. En la estación 15, *Acartia tonsa* y en la estación 25, el quetognato *Sagitta* sp. y los copépodos *Acartia tonsa* y *Calanoide* sp.
- El copépodo predominante en todo el estuario *Acartia tonsa*, presenta mayores densidades en la estación 15 y especialmente en la época estival, con un rango de tamaño que oscila entre 0.02 y 0.28 mm.
- En cuanto a los datos ambientales medidos, el análisis de componentes principales muestra que la estación 5 además de presentar menor salinidad que las demás estaciones, es donde se encuentran los mayores valores de turbidez y mayor contenido en clorofila a.
- Son estas tres variables ambientales: Salinidad, turbidez y clorofila a, las que mejor explican los cambios en la estructura de la comunidad zooplanctónica observados entre las tres estaciones de muestreo.

Bibliografía

- Baldó, F., Taracido, L.J., Arias, A.M., Drake, P., 2001. *Distribution and life history of the mysid Rhopalophthalmus mediterraneus in the Guadalquivir estuary (SW Spain)*. Journal of Crustacean Biology. 21: 961-972.
- Cartaxana, A., 1994 *Distribution and migrations of the prawn Palaemon longirostris in the Mira River estuary (southwest Portugal)*. Estuaries, 17(3):685-694.
- Cuesta, J., Serrano, L., Bravo, M., Toja, J., 1996. *Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain), including an introduced species*. Limnética 12
- Cuesta, J., González-Ortegón, E., Rodríguez, A., Baldó, F., Vilas, C., Drake, P., 2006. *The decapod crustacean community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): seasonal and inter-year changes in community structure*. Hydrobiologia 557: 85-95.
- Cuesta, J., Garcia-Raso, J.E., Gonzalez-Gordillo, J.I. 1991. *Primera cita de Rhithropanopeus harrisi (Gould, 1841) (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Xanthidae) en la Península Ibérica*. Boletín IEO, 7:149-153.
- Cuesta, J.A., González-Ortegón, E., Drake, P., Rodríguez, A. 2004. *First record of Palaemon macrodactylus Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from European Waters*. Crustaceana 77: 377-380.
- De Lisle, P.F., Roberts, M.H., 1986. *Osmoregulation in the estuarine mysid, Mysidopsis bahia molenock: comparison with other mysid species*. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology, 88: 369-372.
- Drake, P., Arias, A.M., Baldó, F., Cuesta, J.A., Rodríguez, A., Silva-García, A., Sobrino, I., García-González, D., Fernández-Delgado, C., 2002. *Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with regulated freshwater inflow*. Estuaries, 25 (3): 451-468.
- Guisande, C., Toja, J., 1987. *Relación entre las especies de zooplankton y los factores del medio en el estuario del río Guadalquivir*. IV Congreso Español de Limnología, Sevilla.
- Guisande, C., Toja-Santillana, J. 1988. *The Dynamics of Various Species of the Genus Brachionus (Rotatoria) in the Guadalquivir River*. Hydrobiologie, 112: 579-585.
- Helenius, L.K., Leskinen, E., Lehtonen, H., Nurminen, L. 2016. *Spatial patterns of littoral zooplankton assemblages along a salinity gradient in a brackish sea: A functional diversity perspective*. Estuarine, Coastal and Shelf Science (in press).
- Jeppesen, E., Nøges, P., Davidson, T.A., Haberman, J., Nøges, T., Blank, K., Lauridsen, T.L., Sondergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L.S., Bjerring, R., Amsinck, S.L., 2011. *Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD)*. Hydrobiologia 676:279-297.
- Kinne, O., 1971. *Salinity: animals-invertebrates*. Marine ecology, 1(2): 821-995.

- Navarro, G., Huertas, I. E., Costas, E., Flecha, S., Díez-Minguito, M., Caballero, I., Lopez-Rodas, V., Prieto, L., Ruiz, J. 2012. *Use of a real-time remote monitoring network (RTRM) to characterize the Guadalquivir estuary (Spain)*. Sensors, 12(2): 1398–1421.
- Navarro, G., y Ruiz, J., 2006. *Spatial and temporal variability of phytoplankton in the Gulf of Cádiz through remote sensing images*. Deep-Sea Research II, 53: 1241–1260.
- Pequeux, A., 1995. *Osmotic Regulation in Crustaceans*. Journal of Crustacean Biology, 15 (1):1-60.
- Plan Hidrológico de la demarcación del Guadalquivir 2015-2021 (R.D. 1/2016). Anejo 2: Descripción general de la demarcación.
- Steinberg, D.K., Landry, M.R., 2017. Zooplankton and the Ocean Carbon Cycle. Annual Review of Marine Science 9: 413-44.
- Taglialatela, S., Ruiz, J., Prieto, L., Navarro, G., 2014. *Seasonal forcing of image-analysed mesozooplankton community composition along the salinity gradient of the Guadalquivir estuary*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 149: 244-254.
- Vilas, C., Drake, P., Foeckedey, N., 2008. *Feeding preferences of estuarine mysids Neomysis integer and Rhopalophthalmus tartessicus in a temperate estuary (Guadalquivir Estuary, SW Spain)*. Estuarine Coastal and Shelf Science 77: 345-356
- Vilas-Fernández, C., Drake, P., Sorbe, J.C., 2008. *Rhopalophthalmus tartessicus* sp. nov. (Crustacea: Mysidacea), a new mysid species from the Guadalquivir estuary (SW Spain). Organisms, Diversity & Evolution 7: 292e1–292e13.
- Vilas, C., Drake, P., Pascual, E., 2009. *Inter- and intra-specific differences in euryhalinity determine the spatial distribution of mysids in a temperate European estuary*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 369: 165–176.
- Werbrouck, E., Tiselius, P., Van Gansbeke, D., Cervin, G., Vanreusel, A., De Troch, M., 2016. *Temperature impact on the trophic transfer of fatty acids in the congeneric copepods Acartia tonsa and Acartia clausi*. Journal of Sea Research 112: 41–48.

Proyecto de investigación

Informe final

Estructura y dinámica espacio-temporal de la comunidad zooplanctónica del bajo Guadalquivir: relación con variables ambientales e implicaciones con la gestión del estuario.

Mayo 2019



**Instituto Universitario de Investigación Marina (INMAR)
Universidad de Cádiz**

Preámbulo

El 20 de Noviembre de 2014, la Autoridad Portuaria de Sevilla emitió propuesta de contratación, mediante un procedimiento negociado sin publicidad, del Departamento de Biología de la Universidad de Cádiz para la realización de los trabajos de: ***“Estructura y dinámica espacio-temporal de la comunidad zooplanctónica del bajo Guadalquivir: relación con las variables ambientales e implicaciones con la gestión del estuario”***, actuando como responsable del estudio el Prof. Dr. D. Juan Ignacio González Gordillo (Instituto Universitario de Investigación Marina, Universidad de Cádiz), con un plazo de ejecución entre el 1 de Diciembre de 2014 y el 27 de Mayo de 2017. Este contrato es firmado por ambas partes el 26 de Enero de 2015.

Con fecha 14 de Diciembre de 2015, la Autoridad Portuaria de Sevilla emitió una nueva propuesta de contratación con el Departamento de Biología de la Universidad de Cádiz para la realización de los trabajos de: ***“Ampliación del conocimiento científico del estuario del Guadalquivir. Trabajos de estudios del zooplancton, especialmente carcinoplancton de la desembocadura del Guadalquivir”***, debido a la necesidad de contratar a personal técnico cualificado, que no estaba previsto en el primer proyecto. Dicho contrato es firmado el 30 de Diciembre de 2015 por las partes implicadas.

Por último, con fecha 21 de Diciembre de 2017, la Autoridad Portuaria de Sevilla, emitió una nueva propuesta de contratación para la realización de los trabajos de: ***“Estructura y dinámica espacio-temporal de la comunidad zooplanctónica del bajo Guadalquivir: relación con variables ambientales e implicaciones con la gestión del estuario 2018”*** con un plazo de realización hasta el 31 de Diciembre de 2018. Con fecha 13 de Noviembre de 2018, se otorgó una prórroga del plazo de ejecución, hasta el 31 de Marzo de 2019.

Este documento está realizado por los Dres M^a José Reyes Martínez y Juan Ignacio González Gordillo, ambos adscritos al Departamento de Biología de la Universidad de Cádiz, en coordinación con el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla, y recoge la metodología empleada, los objetivos y resultados obtenidos para el último trabajo adjudicado por la Autoridad Portuaria de Sevilla ***“Estructura y dinámica espacio-temporal de la comunidad zooplanctónica del bajo Guadalquivir: relación con variables ambientales e implicaciones con la gestión del estuario 2018”***.

ÍNDICE

Preámbulo	2
Introducción	4
Objetivos del proyecto.....	7
Antecedentes bibliográficos.....	8
Metodología	13
Resultados	20
Conclusiones.....	68
Bibliografía.....	71

Introducción

El río Guadalquivir es el principal río que desemboca en el Golfo de Cádiz y el único navegable de la Península Ibérica en buena parte de su cauce. A lo largo de su recorrido se disponen una serie de presas con la finalidad de abastecer de agua potable a las poblaciones ribereñas y a los cultivos de regadío. El tramo final del río, con una longitud de 108 km, se extiende desde la presa de Alcalá del Río (Sevilla) hasta la Broa de Sanlúcar (Cádiz), siendo una zona de frecuente paso de buques mercantes y turísticos que arriban a la ciudad de Sevilla. También en sus riberas se extienden importantes áreas de cultivo de arroz, diversas poblaciones y el Parque Nacional de Doñana, Reserva de la Biosfera.

En el último siglo, la zona del Bajo Guadalquivir ha sufrido importantes transformaciones del suelo e impactos antrópicos de consideración, como la propia construcción de la presa de Alcalá del río en 1930, la desecación de marismas para fines agrícolas, el continuo vertido de pesticidas organoclorados y fertilizantes, o la contaminación por metales pesados procedentes de la actividad minera.

Desde el punto de vista ecológico, este tramo terminal del río es definido como estuario mesomareal no estratificado, caracterizado, al igual que otros estuarios templados, por importantes variaciones de salinidad y temperatura, entre otras variables ambientales, consecuencia de la continua mezcla de agua dulce aportada por el río y de las masas de agua marina introducidas en su cauce por el forzamiento mareal. Toda esta zona está conformada por un mosaico de hábitats muy diversos con un alto número de especies, lo cual redundará en una elevada complejidad ecosistémica.

Los continuos procesos de mezcla dan lugar a un gradiente físico-químico longitudinal que se extiende prácticamente a lo largo de todo el tramo final del río. Inicialmente, la intensidad y posición del gradiente salino, sobre todo en estuarios bien mezclados como es el caso del Guadalquivir, presentan una estacionalidad correlacionada con las épocas de lluvias y sequía, siendo responsables en gran medida de la distribución espacial de los organismos a lo largo del cauce. En general, en las especies que completan su ciclo de vida en el estuario se observa con frecuencia una segregación de los individuos, por sexo o edad, a lo largo del gradiente salino (Cartaxana, 1994). Se observa, además, que son las zonas más salinas las que presentan mayor número de especies y densidades más notables (Drake et al., 2002).

En este sentido, el manejo actual de la entrada de agua dulce desde la presa de Alcalá del río para fines agrícolas provoca que la evolución de la salinidad sea atípica para nuestras latitudes, observándose durante el periodo cálido disminuciones de la salinidad no esperadas. Las consecuencias de estos cambios bruscos de salinidad afectan de forma diversa a los organismos acuáticos, principalmente a invertebrados como el zooplancton. Dependiendo de su capacidad osmorreguladora, estos organismos pueden ver afectados sus ciclos de vida y tasas de supervivencia, máxime si estas alteraciones artificiales se dan

durante su periodo reproductivo. Ante la elevada variabilidad de la salinidad, deben adoptar estrategias adaptativas que les permitan tolerar las considerables fluctuaciones del medio.

Esta influencia de la salinidad sobre la distribución espacial viene determinada por el hecho de que para mantener unas condiciones fisiológicas viables los organismos necesitan mantener una determinada presión osmótica en su medio interno (Pequeux, 1995). Los organismos invertebrados, al contrario que en vertebrados, presentan una capacidad de regulación osmótica escasamente desarrollada, por lo que, dependiendo de la fisiología de cada especie, incluso de cada estadio de desarrollo, deberán establecerse en aguas con una u otra salinidad y en consecuencia, se distribuirán espacialmente en una u otra zona del estuario según la posición del gradiente salino (Kinne, 1997). Sin embargo, hay algunos patrones físico-químicos que tienden a repetirse periódicamente, como es el caso de la evolución estacional de la temperatura y salinidad, facilitando la adaptación de especies que lo soportan. De hecho, algunas especies estuarinas toleran eficazmente la combinación de bajas salinidades y temperaturas, ya que en general, en estuarios templados, una bajada de salinidad (consecuencia de periodos lluviosos) es coincidente con un descenso de la temperatura (meses de invierno).

La respuesta fisiológica inmediata ante un cambio repentino de la presión osmótica conlleva un costo energético y, por ende, una alteración de la tasa de consumo de oxígeno: se mantienen tasas de consumo de oxígeno bajas en condiciones óptimas de salinidad y se incrementan estas a medida que aumenta el estrés osmótico (De Lisle y Roberts, 1986). Por otro lado, es además frecuente que la descarga masiva de agua dulce produzca un aumento extraordinario de la turbidez en la columna de agua debido a la resuspensión de pequeñas partículas de materia orgánica y de sedimentos. Esta turbidez impide drásticamente la penetración de la luz en la masa de agua, reduciendo la actividad fotosintética a valores muy bajos. En consecuencia, la producción de oxígeno se ve muy mermada. Nos encontramos entonces en un escenario con elevada turbidez (en parte motivada por una alta carga orgánica) en la que tanto el estrés osmótico como la degradación de la materia orgánica provocan un aumento del consumo de oxígeno, pero en el que se reduce paulatinamente la actividad fotosintética (producción de oxígeno) debido a la alta turbidez. En este ambiente, una importante fracción de la columna de agua pasaría a presentar condiciones de anoxia, situación muy complicada para el desarrollo de fauna y flora acuícola, en el que además los procesos bacterianos predominantes mudarían de aeróbicos (oxidación del amonio hasta nitrato, de baja toxicidad y rápidamente absorbido por organismos fotosintéticos) a procesos anaeróbicos (reducción de nitratos y nitritos hasta amonio, compuesto tóxico para la fauna). Además, se sumarían episodios de hipercapnia (valores elevados de la presión parcial de CO₂) que impediría el desarrollo de la fauna principalmente bentónica. En situaciones extremas esta secuencia de procesos desencadenaría una eutrofización del medio y una importante pérdida de biodiversidad.

Por su parte, la comunidad de zooplancton (mesozooplancton) juega un papel clave en la cadena trófica pelágica (Figura 1), siendo en general los principales vectores de transmisión de energía desde productores primarios hasta los niveles tróficos superiores. Particularmente, en sistemas altamente turbios y con gran aporte de materia orgánica

exógena, como es el caso del Bajo Guadalquivir, el zooplancton desempeña más bien un papel de reciclador de la materia orgánica particulada en descomposición, con hábitos detritívoros más que herbívoros. Este zooplancton constituye el componente principal de la dieta de larvas y juveniles de peces. Así, la cantidad, composición y tamaño del zooplancton es determinante en el crecimiento y el éxito de reclutamiento de juveniles (Helenius et al., 2016).

La comunidad zooplanctónica es especialmente sensible a los cambios ambientales de salinidad y temperatura, ya que tanto su dinámica poblacional como sus procesos fisiológicos están influenciados por estos dos parámetros. Debido a esta sensibilidad, los cambios producidos en la abundancia y biomasa del zooplancton, en la distribución taxonómica y en la estructura de tamaños, pueden proporcionar información valiosa sobre el estado ambiental y dinámica del ecosistema, así como de su funcionamiento trófico (Jeppesen et al., 2011).

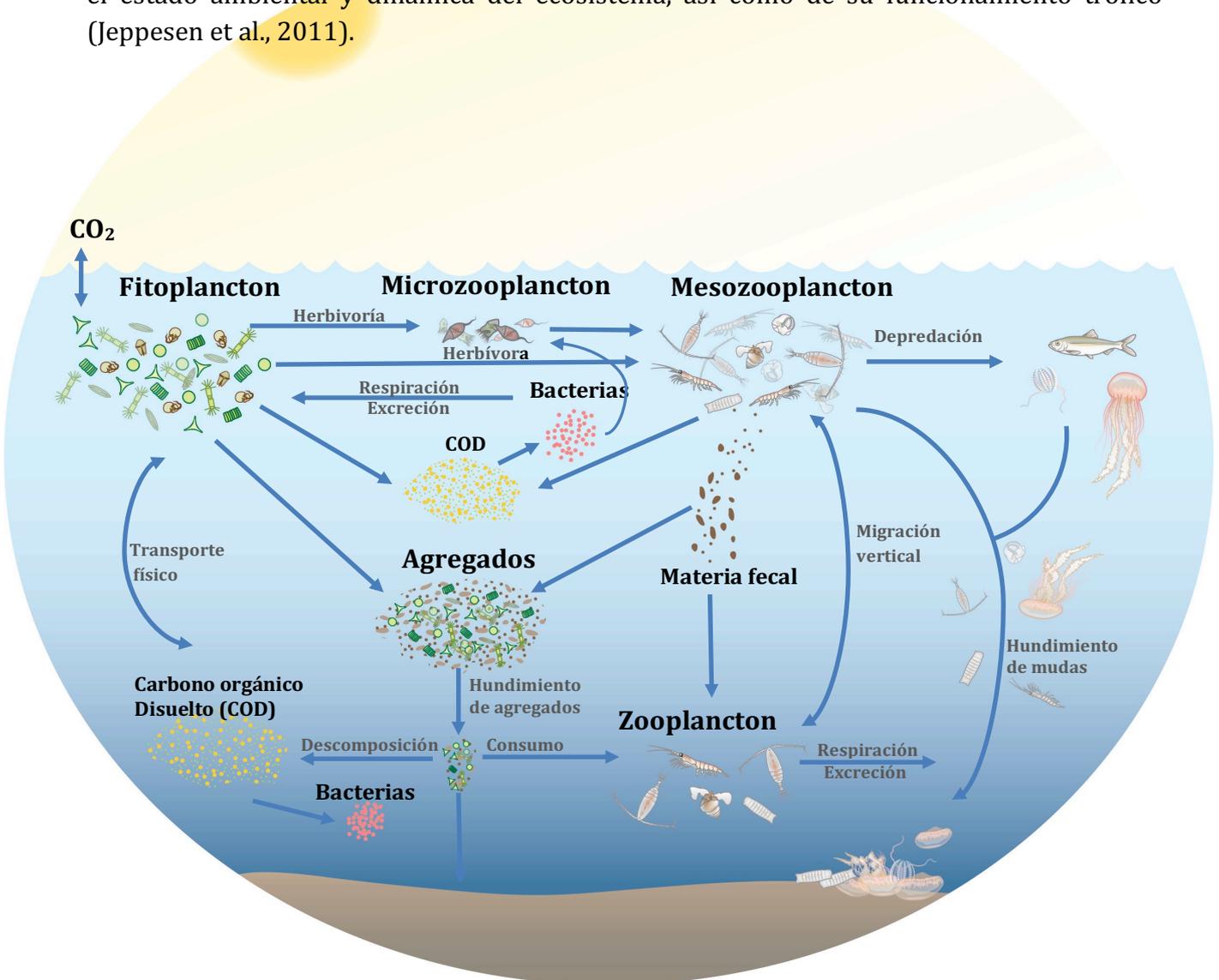


Figura 1. Representación conceptual de la red trófica del zooplancton marino. Tomado de Steinberg y Landry, 2017.

Objetivos del proyecto

El objetivo general del proyecto es conocer la estructura y dinámica de la comunidad zooplanctónica del estuario del río Guadalquivir, la distribución espacial de sus poblaciones y la dinámica temporal de cada una de las especies presentes, en relación a diferentes variables ambientales. Este trabajo inicia la serie de datos temporales de las comunidades zooplanctónicas, que permitirá la evaluación de los posibles cambios que se originen en el sistema del estuario del Guadalquivir. Para su consecución se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Estudiar la distribución espacial del zooplancton (mesoplancton y macroplancton) del estuario del río Guadalquivir
- Estudiar la dinámica temporal de las poblaciones del zooplancton (mesoplancton y macroplancton)
- Caracterizar especies indicadoras de las distintas masas de agua del estuario
- Caracterización ambiental de las estaciones de muestreo
- Identificación de variables ambientales más contribuyentes a la distribución y estructura de la comunidad de zooplancton.

Antecedentes bibliográficos

La literatura científica disponible acerca del zooplancton es especialmente escasa para el ecosistema del Bajo Guadalquivir. En relación a los organismos meroplanctónicos, es decir, aquellos organismos que sólo forman parte del plancton durante una etapa de su vida (ej. misidáceos, decápodos, etc.) la información disponible data desde 1996. Estos trabajos se han centrado en destacar la presencia de varias especies de crustáceos que hasta el momento eran desconocidas en el estuario (Cuesta et al., 1996), en la descripción de una nueva especie de misidáceo (Vilas et al., 2008), y en el estudio de la distribución, ciclo de vida y comportamiento trófico de crustáceos, particularmente misidáceos (Baldó et al. 2001; Vilas et al., 2008).

Paralelamente, otros trabajos puntuales se han dirigido más exclusivamente hacia el estudio ecológico de determinadas comunidades, como el caso de Cuesta et al. (2006), centrado en los cambios temporales de la comunidad de crustáceos decápodos del estuario (Fig. 2).

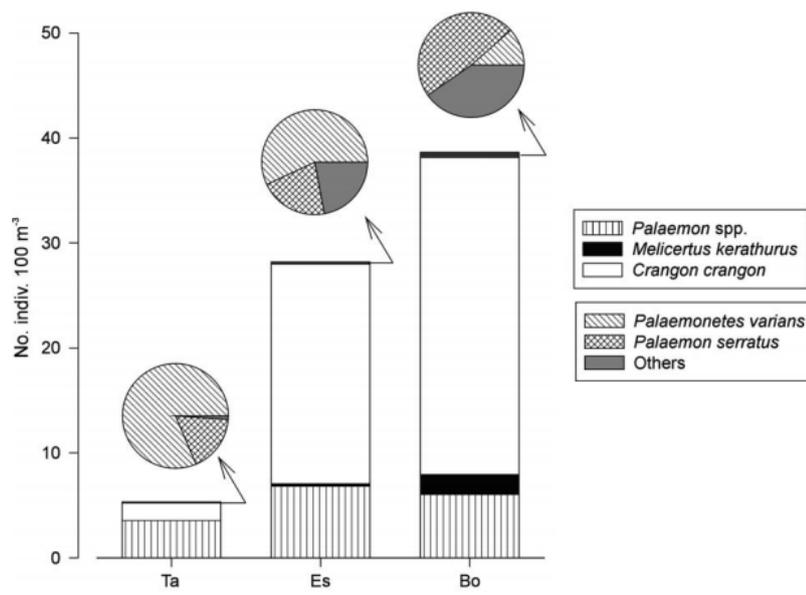


Figura 2. Composición y densidad de decápodos en los puntos de muestreo del estuario Tarfia (Ta), Esparraguera (Es), Bonanza (Bo). Tomado de Cuesta et al., 2006.

En este trabajo se recolectaron 24 especies decápodos a lo largo de todo el estuario, identificándose como las más abundantes a *Crangon crangon*, *Penaeus kerathurus* (como *Melicertus kerathurus*) y *Palaemon spp.*, (99% del total de individuos recogidos). En este estudio se observa que la comunidad de decápodos se encuentra claramente influenciada por la salinidad, disminuyendo paulatinamente la densidad de individuos aguas arriba. Además, la salinidad también produjo un cambio en la estructura de la comunidad, siendo

Palaemon varians más abundante en las zonas menos salinas y dominando *Palaemon serratus* en las áreas más cercanas a la desembocadura (Fig. 2).

Otro trabajo también centrado en las variaciones estacionales y espaciales de las comunidades del estuario del Guadalquivir es el de Drake et al. (2002), aunque enfocado principalmente hacia el necton e hiperbentos, engloba a organismos componentes del meroplancton. En este trabajo, se identificaron 134 taxones, de los cuales 18 eran decápodos y 6 misidáceos. Este último grupo, pese a la baja contribución al total de especies, fue el grupo dominante, representando 96% de la abundancia total. Esto pone de manifiesto la importancia de este grupo dentro de la comunidad de invertebrados del estuario. Las especies de misidáceos más abundantes fueron *Neomysis integer*, *Mesopodopsis slabberi* y *Rhopalophthalmus mediterraneus*.

Vilas et al. (2009), concluyen que esta comunidad de misidáceos también presenta una distribución espacial influenciada principalmente por la salinidad. De esta forma, *Rhopalophthalmus tartessicus*, se asocia a la parte más externa y con mayor salinidad del estuario, mientras que *Mesopodopsis slabberi* y *Neomysis integer*, se asocian a salinidades intermedias y bajas, respectivamente (Fig. 3). Además, experimentos en el laboratorio revelaron que los juveniles de *M. slabberi* y *R. tartessicus*, presentaban una mayor tolerancia los cambios de salinidad que los adultos, que solo eran tolerantes a salinidades cercanas a sus puntos isosmóticos.

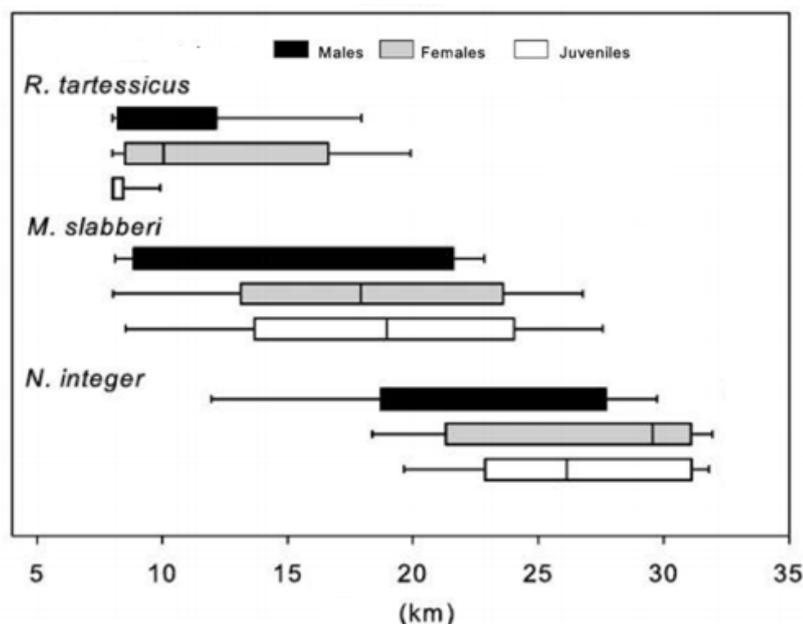


Figura 3. Distribución espacial de las principales especies de misidáceos durante las diferentes fases de vida en el estuario. En este gráfico se considera la desembocadura del río como el Km 0. Tomado de Vilas et al., 2009.

En cuanto a los descriptores univariantes para la comunidad en general, se observó el mismo patrón que para la comunidad de decápodos, esto es, una disminución de la riqueza de especies, abundancia y biomasa en las estaciones con menor salinidad (Fig. 4)

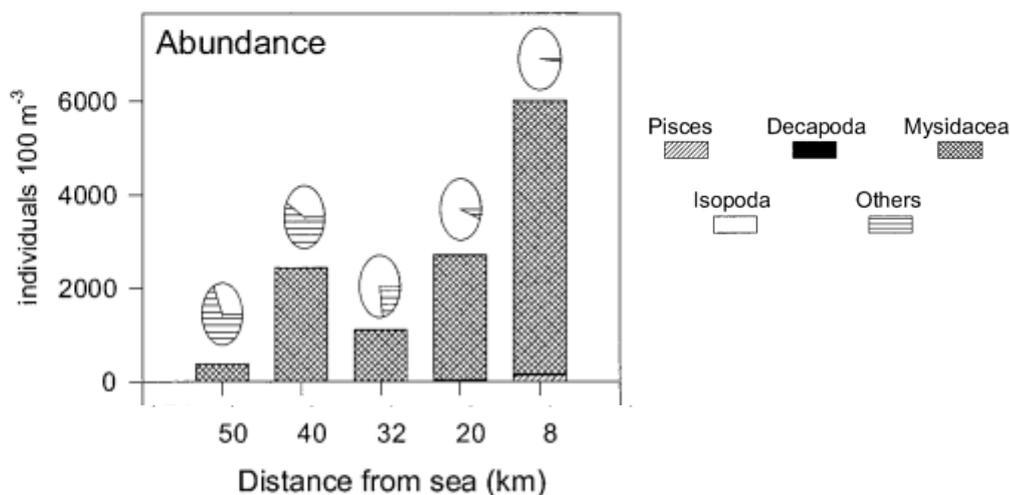


Figura 4. Variación espacial de la densidad de los diferentes grupos taxonómicos en el estuario del Guadalquivir. Tomado de Drake et al., 2002.

Centrándonos ahora en los organismos holoplanctónicos, es decir, aquellos que son planctónicos durante todo su ciclo de vida (ej. Copépodos, cladóceros, etc.), la información científica disponible es aún más escasa. El primer trabajo realizado sobre la comunidad de zooplancton del estuario de Guadalquivir data de 1987. En él, Guisande y Toja (1987) presentaron una caracterización de la comunidad zooplanctónica y determinaron que la distribución y segregación de las especies era debida principalmente a la salinidad, y en menor medida al grado de eutrofia del estuario.

Así, establecieron una distribución de la comunidad basada en tres grandes grupos, en función del gradiente de salinidad. Por un lado, se identificaron como especies propias de aguas saladas los copépodos *Euterpina acutifrons*, *Oithona nana* y *Acartia clausi*. Los ambientes con baja salinidad estuvieron dominados principalmente por los rotíferos *Brachionus urceolaris*, *B. calyciflorus*, *Notholca acuminata*, *N. squamula*, *Keratella quadrata*, *K. cohlearis*, *Filinia longiseta*, *F. terminalis* y *Polyarthra platyptera*. Por último, las zonas con una salinidad intermedia estuvieron caracterizadas por diferentes especies de rotíferos y copépodos tales como: *Asplanchna brightwelli*, *Keratella tropica*, *Brachionus quadridentatus*, *Filinia pejleri*, *Polyarthra remata*, *Calanipeda aquedulcis*, *Acanthocyclops sp.* y *Moina micrura*.

En este trabajo se concluía además que la comunidad dominante en la zona salada (crustáceos) presentaba una mayor estabilidad que la de la zona dulce (rotíferos), puesto que el principal factor imperante en las variaciones comunitarias era el ciclo mareal. Por su parte, en el área menos salina, otros factores tales como climatología y los vertidos de aguas residuales presentaron una especial incidencia en las variaciones comunitarias. De hecho, la temperatura, tal y como apunta un trabajo posterior de Guisande y Toja (1988), es el principal factor determinante en la dinámica poblacional de las especies del género *Brachionus*, principal componente de la comunidad de rotíferos característica de la zona menos salada.

Finalmente, uno de los trabajos más recientes ha sido el realizado por Tagliatela et al. (2014), en el que se analizó la composición de la comunidad de mesozooplancton desde una perspectiva espacio-temporal. Los principales resultados del estudio mostraron un claro patrón temporal y espacial de la comunidad, con picos de densidad en primavera y verano. Al contrario que en estudios anteriores, se observó una disminución progresiva de la densidad de los individuos hacia la desembocadura (Fig. 5).

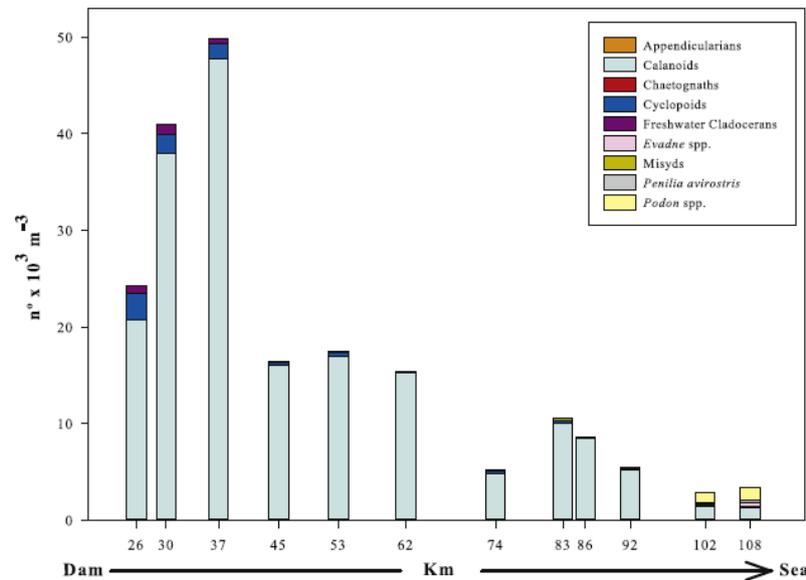


Figura 5. Densidad media de los principales taxones mesozooplanc­t­nicos del estuario por estaci­on de muestreo. El eje de abscisa muestra la distancia desde la presa de Alcal­ del r­o en Km. Tomado de Tagliatela et al (2004).

La comunidad mesozooplanc­t­onica estuvo dominada principalmente por cop­epodos del grupo de los calanoides, seguido de ciclo­poides y clad­oceros. Las especies m­as representativas en cada masa de agua fueron *Calan­ipeda aquaedulcis* en las aguas salobres, *Acartia clausi* en la zona media del estuario y ap­endicularias, quetognatos, otros cop­epodos y clad­oceros, en las ­reas m­as salinas.

Como s­ntesis de la bibliograf­ia comentada, se muestra a continuaci­on una tabla con un inventario de las especies de zooplancton de las que, al inicio de este proyecto, ya se ten­ia constancia de su presencia en el estuario (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de zooplancton citadas hasta el momento en las distintas masas de agua del estuario.

	Especies	Zona Polihalina	Zona Mesohalina	Zona Oligohalina
Rotíferos	<i>Asplanchna brighwelli</i>		x	
	<i>Brachionus calyciflorus</i>			x
	<i>Brachionus urceolaris</i>			x
	<i>Bracionus brightwelli</i>		x	
	<i>Filinia longiseta</i>			x
	<i>Filinia pejleri</i>		x	
	<i>Filinia terninalis</i>			x
	<i>Keratella cochlearis</i>			x
	<i>Keratella quadrata</i>			x
	<i>Keratella tropica</i>		x	
	<i>Notholca acuminata</i>			x
	<i>Notholca squamula</i>			x
	<i>Polyarthra platyptera</i>			x
	<i>Polyarthra remata</i>		x	
Cladóceros	<i>Bosmina</i> sp.			x
	<i>Daphnia</i> spp.		x	x
	<i>Evadne</i> spp.	x		
	<i>Moina micrura</i>		x	x
	<i>Penilia avirostris</i>	x		
	<i>Podon</i> spp.	x		
Copépodos	Calanoides			
	<i>Acartia clausi</i>	x	x	x
	<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	x	x	x
	<i>Centropages hamatus</i>			
	Copepoditos	x	x	x
	<i>Eudiaptomus gracilis</i>		x	x
	<i>Paracartia grani</i>	x		
	Paracalanidae	x		
	Ciclopoides			
	Cyclopidae	x	x	x
	<i>Acanthocyclops</i> sp.		x	
	<i>Oithona</i> spp.	x		
	Harpacticoides			
	<i>Euterpina acutifrons</i>	x		
Decápodos	Larvas	x	x	
Misidáceos	<i>Mesopodopsis slabberi</i>	x	x	
	<i>Neomysis integer</i>		x	x
	<i>Rhopalophtalmus tartessicus</i>	x		
Apendicularias		x		
Quetognatos		x		

Metodología

Área de estudio

El Bajo Guadalquivir se corresponde con tramo estuárico no estratificado, con un marcado gradiente horizontal de salinidad que se desplaza longitudinalmente, según un patrón estacional determinado por el régimen mareal y la pluviometría. La anchura del estuario oscila entre los 800 m, cerca de la desembocadura, y los 150 m, en la zona más interior, con una profundidad media de 7.1 m. El régimen mareal es semidiurno, con amplitudes medias de 3,5 m en la desembocadura. La influencia de la marea se extiende hasta la presa de Alcalá del río, 108 km aguas arriba. El estuario y su franja costera se caracterizan por presentar velocidades de corrientes altas, elevados niveles de materia en suspensión, y una alta productividad biológica (Navarro et al., 2012; Navarro y Ruiz, 2006).

La masa de agua de esta zona se encuentra categorizada como masa de agua de transición muy modificada, debido a las transformaciones que han ido modificando sustancialmente su naturaleza. Como causas principales destacan las obras de defensa contra inundaciones de la ciudad, la regulación mediante embalses en la cuenca hidrográfica y las obras para la puesta en cultivo de las antiguas zonas marismeñas (PHG 2015, Anejo 2).

Para caracterizar las comunidades planctónicas se han establecido 4 estaciones de muestreo (Fig. 6), tres de ellas situadas en el interior del estuario y otra en el exterior, actuando como control. A diferencia de anteriores estudios biológicos, las estaciones de interior no se sitúan en puntos geográficos concretos si no que quedan determinadas por la intrusión salina. De esta forma, la estación 25 (St 25) se localiza en la zona de Bonanza, cercana a la desembocadura del río y se caracteriza por tener una salinidad aproximada de 25 ‰ (polihalina); la St 15, se sitúa en una zona intermedia, Puntalete, y comprende una masa de agua con salinidad en torno a 15 ‰ (mesohalina); la St 5 se sitúa en la zona más alejada de la desembocadura, El yeso - La gola, con una salinidad media de la masa de agua de 5‰ (oligohalina). Por último, la St 36 se encuentra en el exterior del estuario, la Broa, con una salinidad ya más propia de sistemas marinos (36 ‰) (ver Tabla 2).

Tabla 2. Características generales de las estaciones de muestreo

<i>Estación de muestreo</i>	<i>Denominación de la zona</i>	<i>Punto kilométrico</i>	<i>Salinidad media ± Sd (‰)</i>
St 5	El Yeso - La Gola	74 - 83 km	6,7 ± 1,2
St 15	Puntalete	86 - 92 km	13,6 ± 0.9
St 25	Bonanza	92 - 102 km	23,9 ± 1,5
St 36	La Broa	102 - 108 km	37,1 ± 1,1

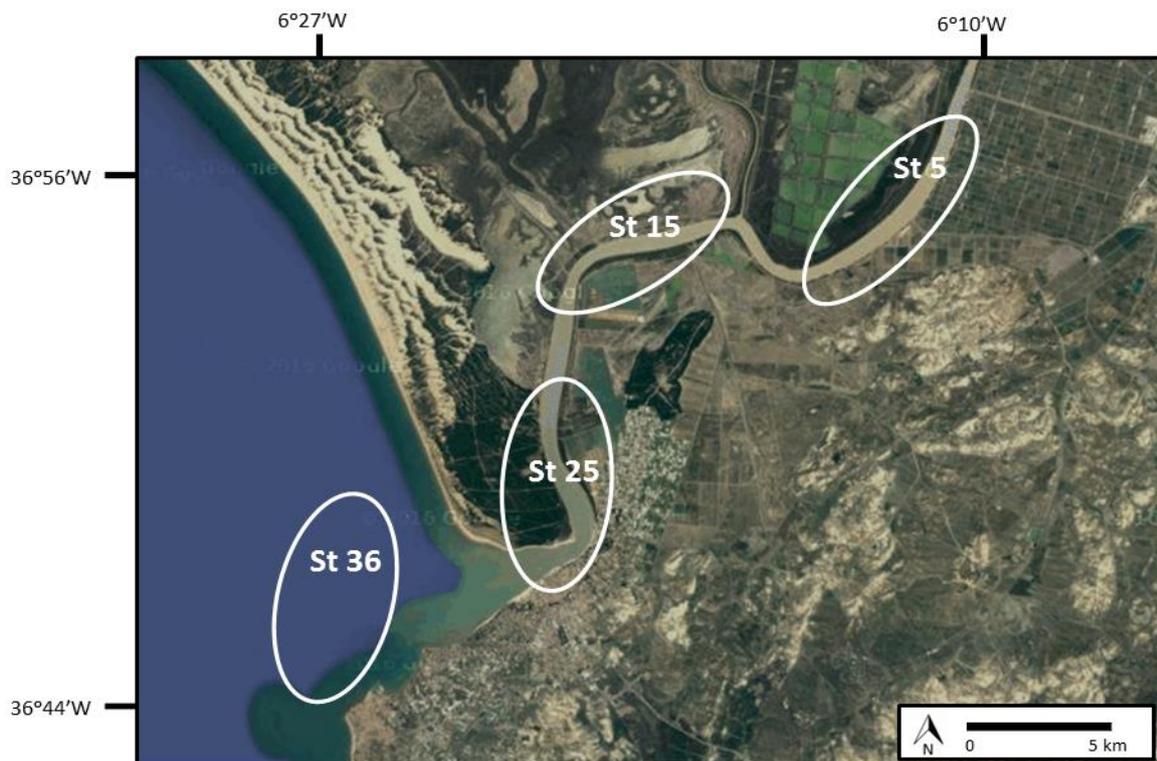


Figura 6. Localización de las estaciones de muestreo.

Estrategia de muestreo

La recogida de muestras de zooplancton (Fig. 7a y 7b) se realiza arrastrando una red tipo WP2 de 200 micras de luz de malla y una boca de 40 cm de diámetro desde una embarcación y siguiendo transectos doble oblicuos. Para estandarizar las abundancias se cuantifica el volumen muestreado mediante un flujómetro localizado en la boca de la red. De cada pesca se toman dos tipos de muestras, una para estudios taxonómicos y genéticos (fijada en etanol al 70%) y otra utilizada para estimar abundancias y biomasa (conservada en formaldehído tamponado al 4%).

En cada una de las estaciones de estudio, se toman 3 muestras de zooplancton, que actuarán como réplicas para cuantificar la posible variabilidad dentro de una misma masa de agua. Simultáneamente a las pescas, se realizan además perfiles con sondas multiparamétricas, para obtener datos de temperatura, salinidad, concentración de oxígeno, pH, concentración de clorofila y turbidez a lo largo de toda la columna de agua. En cada masa de agua, a su vez, se toma una muestra en mitad de la columna de agua con una botella Niskin, para el posterior análisis químico del agua (nitritos, nitratos, amonio y fosfatos).

Los muestreos tienen una frecuencia mensual, ajustados al ciclo lunar, y con semejantes amplitudes mareales. Debido a que la luminosidad es un factor determinante en la distribución vertical del plancton (al menos en aguas abiertas y poco turbias) los muestreos se realizan siempre durante las horas centrales del día, con la idea de reducir

posibles errores de cuantificación de organismos inducidos por su comportamiento migratorio. Todos los muestreos se llevan a cabo simultáneamente con los realizados por el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla para cuantificar el ictioplancton, con la finalidad de poder establecer posteriores comparaciones con los distintos sets de datos.



Figura 7a. Fotos de la recogida de muestras de zooplancton.

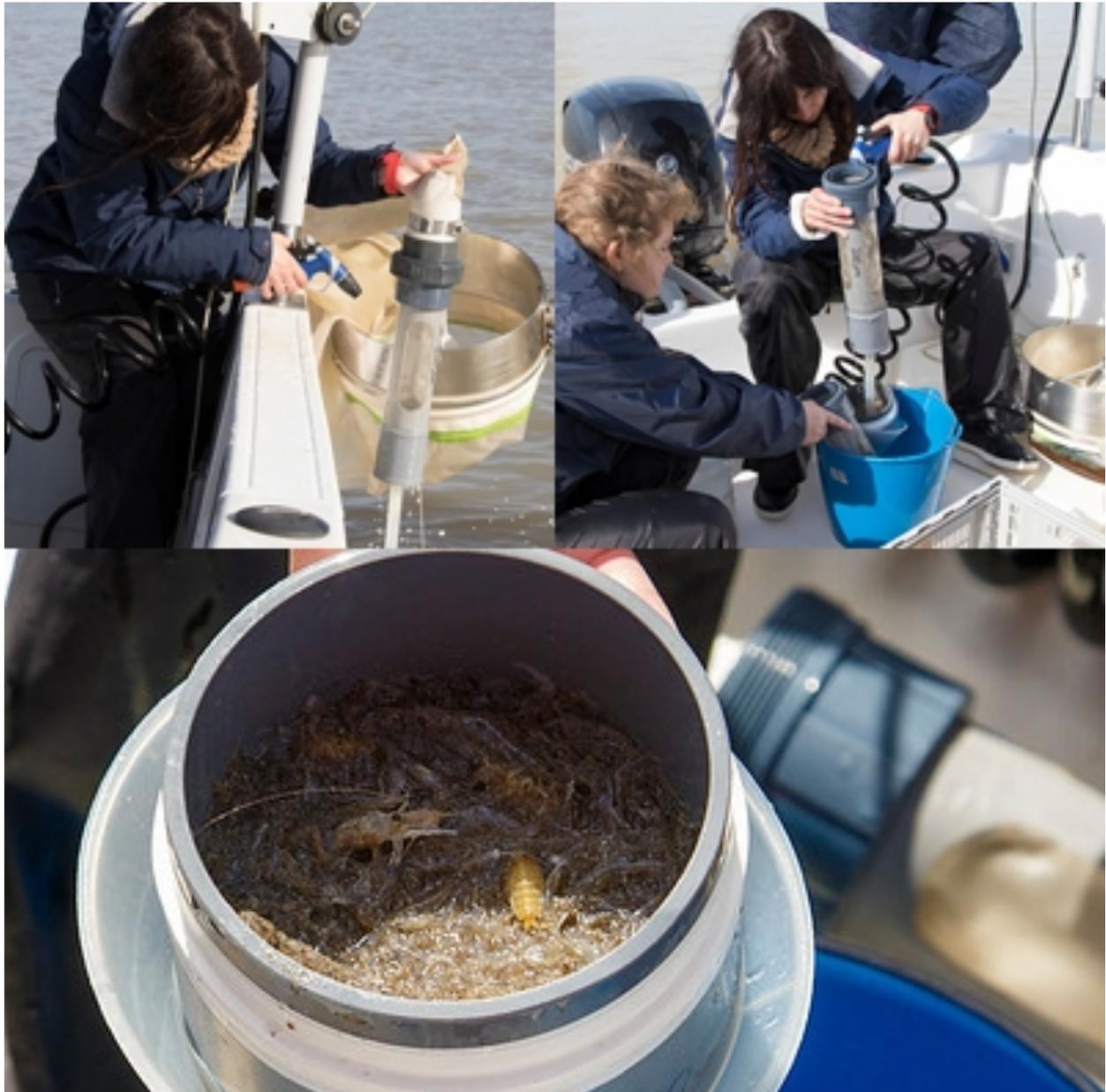


Figura 7b. Fotos del procesado *in situ* de las muestras de zooplancton recogidas.

Procesado de las muestras en laboratorio

Durante los primeros meses del estudio se han evaluado diferentes técnicas sobre el procesado taxonómico de muestras, con la idea de optimizar el tiempo análisis y estandarizar la metodología de laboratorio.

El procesado clásico de las muestras mediante un microscopio estereoscópico es aún el método más simple y riguroso para la cuantificación de organismos planctónicos, pero supone una inversión de tiempo significativo que haría inviable el proyecto en términos de coste y plazos de ejecución.

Una de las técnicas que actualmente se lleva a cabo es la cuantificación de organismos por medio del uso de software de análisis de muestras mediante imágenes digitales (p.e.

Zooimage, <http://www.sciviews.org/zooimage/>). Mediante este software se consigue cuantificar, medir y clasificar de forma automática los organismos planctónicos incluidos en una imagen digital. El ordenador va detectando cada partícula de la fotografía y la compara con una librería de imágenes que previamente se le ha cargado, asignando un taxón concreto a cada una de esas partículas. Una importante ventaja de esta metodología es que se puede estimar la abundancia y biomasa de grandes cantidades de muestras mediante un procedimiento rápido y no destructivo.

Sin embargo, después de haber probado esta metodología con muestras muy heterogéneas en abundancia y diversidad, se ha concluido que esta metodología tiene una importante limitación: la asignación de un taxón a cada partícula de la imagen se hace mediante cálculo probabilístico, con un error asociado que aumenta a medida que dos partículas (organismos en este caso) se parecen más. Esto es, el ordenador no es capaz de discriminar con una alta probabilidad de acierto dos organismos muy parecidos, p.e. del

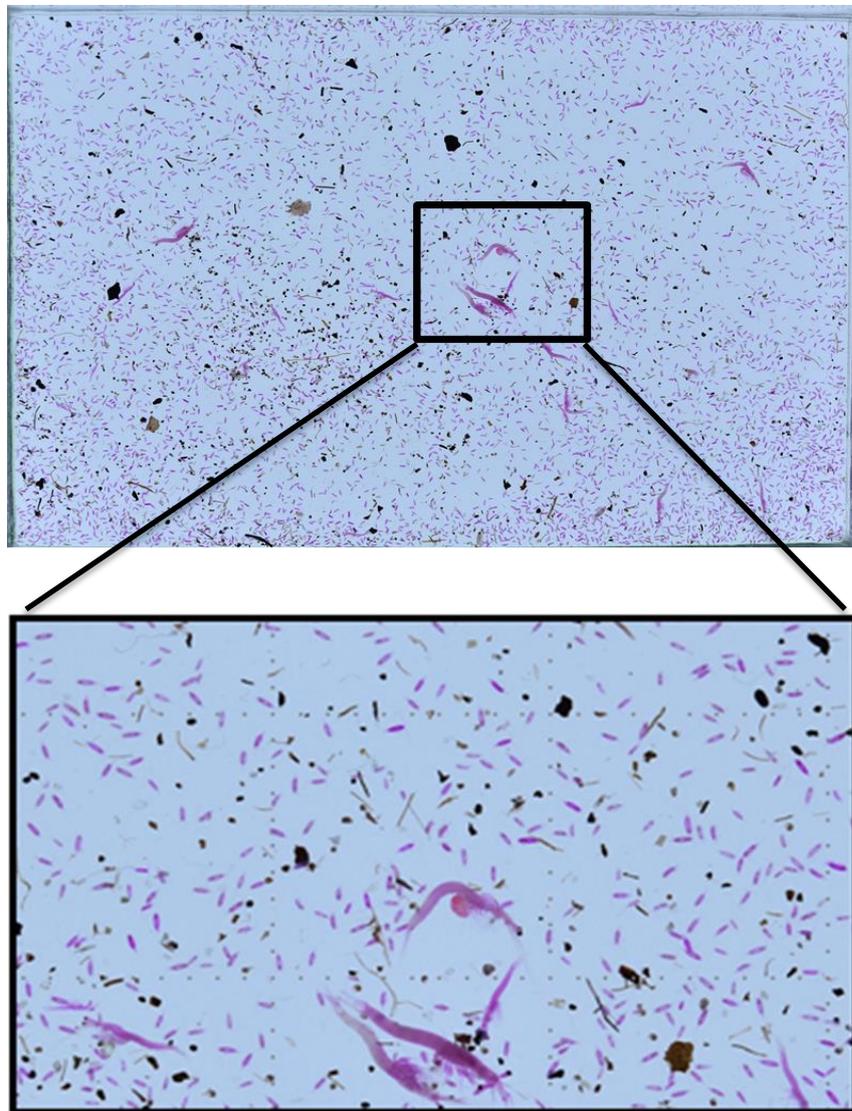


Figura 8. Fotografía de una de las muestras estudiada. En el detalle del área seleccionada se aprecian los distintos organismos teñidos de color rosa para una mejor visualización.

mismo género. Así, la única solución posible para no introducir falsos positivos en los datos sería reducir el nivel taxonómico de identificación a nivel de familia u orden. Como muestra podemos significar que se tiene constancia de 10 especies de copépodos en el río, los cuales pueden ser distinguidos con relativa facilidad por un investigador experimentado, sin embargo, *Zooimage* no es capaz de distinguirlos entre ellos, considerándolos el mismo taxón. Por tanto, como se ha apuntado, si se aplicara esta técnica se perdería mucha información de la comunidad, tanto a nivel de diversidad como de patrones reproductivos o de abundancia.

Consecuentemente, en los primeros meses del estudio se ha estado trabajando en la puesta en marcha de una técnica intermedia entre la clásica y la realizada por análisis automático de imágenes. Esta técnica utiliza el software de conteo y medición *Image J*, similar al usado por *Zooimage*, pero en vez de que el ordenador asigne un taxón de forma automática a cada partícula, es el propio investigador el que manualmente identifica el organismo a partir de imágenes tomadas en alta resolución. De esta forma, además de obtener una serie de medidas morfométricas de cada organismo (que permitirán posteriormente la realización de espectros de tamaño y estimación de las biomásas individuales) se conseguirán los valores de abundancia de cada uno de los taxones existentes en las muestras con un alto nivel fiabilidad.

El procedimiento requiere la adquisición de una imagen digital de alta resolución (Fig. 8), en este caso obtenida con una cámara Nikon D810 de 36 Mpx de resolución. La imagen se procesa con el programa de medición *Image J* obteniéndose para cada partícula el perímetro, área, eje mayor y eje menor. El investigador asigna cada uno de estos conjuntos de medida a un taxón (Fig. 9). Posteriormente y mediante de algoritmos de calibración se transforman

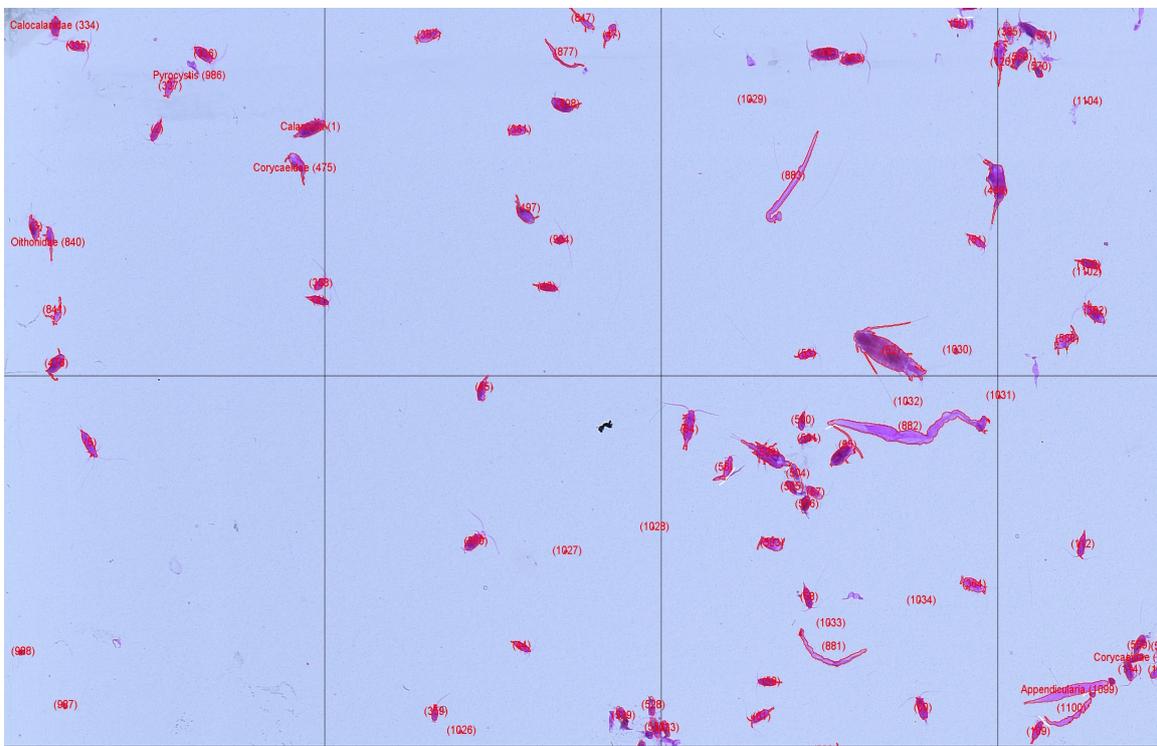


Figura 9. Imagen procesada con *Image J*. Se observan cada uno de los organismos de la muestra medidos y contabilizados.

estas medidas a unidades de masa, consiguiendo finalmente para cada organismo de la muestra su identificación, abundancia, tamaño y biomasa.

En algunos casos, dado el gran volumen de ejemplares presentes en las muestras, antes de comenzar con el análisis taxonómico, se han realizado consecuentes submuestreos empleando un separador Motoda (*"Motoda splitter"*; Motoda, 1959), el cual permite obtener fracciones equivalentes de la muestra. Una vez obtenida la fracción deseada, se obtuvieron 10 alícuotas de 10 ml, suficientes para contener un mínimo de 400 individuos. Las especies presentes en cada alícuota fueron identificadas utilizando una lupa binocular y un microscopio antes de ser digitalizadas y aplicar el procedimiento de medición y conteo explicado anteriormente. En la Fig. 10 se puede observar un esquema del proceso de submuestreo.

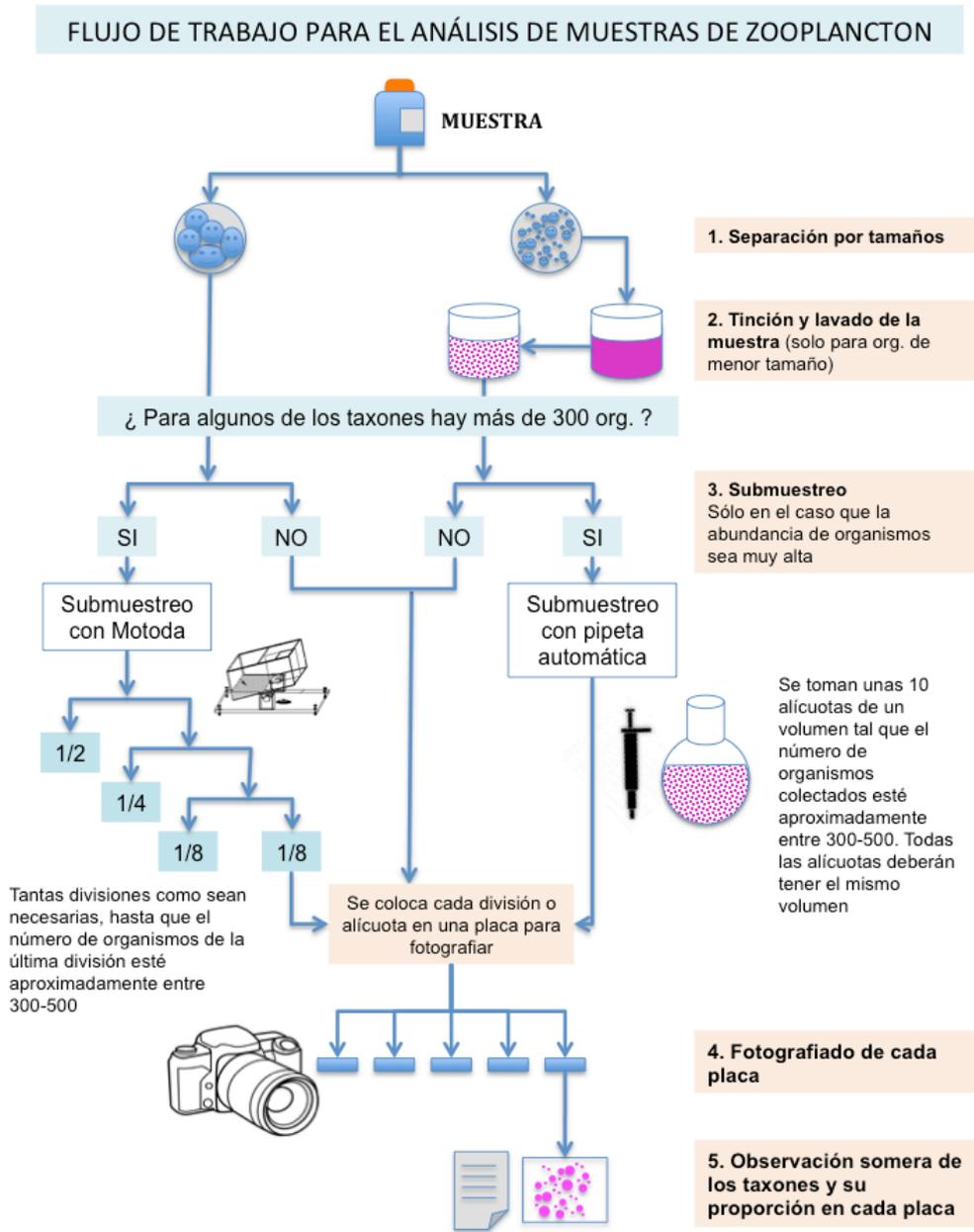


Figura 10. Esquema del proceso de submuestreo realizado para el procesamiento de las muestras de zooplancton.

Resultados

En el presente informe se muestran los resultados obtenidos del análisis de dos sets de muestras de la comunidad de planctónica del estuario del Guadalquivir:

1. Mesoplancton: Engloba a los organismos cuyo tamaño oscila entre 200 μm y 2 mm e incluye a los siguientes grupos taxonómicos: cladóceros, cirrípedos, copépodos, ostrácodos, quetognatos y larvas de crustáceos.

Para este grupo se han analizado los resultados obtenidos desde Julio 2016 a Junio 2018, a excepción de los meses de Febrero y Abril de 2017, en los que las campañas tuvieron que ser suspendidas por problemas técnicos de la embarcación de trabajo.

2. Macroplancton: Engloba a organismos de un tamaño comprendido entre 2 y 20 mm e incluye a los siguientes grupos taxonómicos: cnidarios, anfípodos, isópodos, misidáceos y decápodos.

Para esta fracción se han analizado los resultados obtenidos desde Julio 2016 a Diciembre 2017. Este set de muestras proviene de los muestreos realizados por el grupo de ictioplancton de la Universidad de Sevilla. Inicialmente no estaba previsto su análisis en este proyecto, pero se decidió abordarlo para mejorar la calidad del estudio de toda la comunidad zooplanctónica del estuario.

Descripción de la comunidad zooplanctónica

Composición taxonómica

Un total de 50 taxones han sido identificados hasta el momento, siendo el grupo de copépodos el que presenta mayor riqueza específica (17 taxones) seguido del grupo de decápodos (13 taxones). En la Tabla 3 se lista la presencia de cada uno de ellos en las distintas estaciones de muestreo.

Entre las especies encontradas hay varias no citadas en el río hasta el momento. Una de ellas es el copépodo predominante, identificado como *Acartia tonsa*. Hasta la fecha, los dos principales trabajos realizados sobre el zooplancton de la zona (Guisande y Toja, 1987; Tagliatalata et al. 2014), habían citado en el río la presencia de *A. clausi* pero no de *A. tonsa*. Este hecho es de especial relevancia, ya que *A. tonsa* es una especie exótica, introducida en Europa en la primera mitad del siglo XX, presumiblemente a través del agua de lastre de barcos procedentes de Norte América. El hecho de que *A. tonsa* tenga una distribución restringida a estuarios, puertos y ensenadas refuerza esta hipótesis.

En la Península se conoce su presencia en los ríos Tajo y Mondego (Portugal) (Sobral, 1985; Azeiteiro, 2005). Parece ser que los principales factores que contribuyen a su exitosa

colonización están relacionados con las actuaciones humanas y el aumento de la temperatura del océano. Además, trabajos previos determinan que la especie *A. tonsa* modifica el patrón estacional de la comunidad de copépodos y la distribución espacial de la especie nativa *A. clausi*. Estos cambios en la producción estacional del zooplancton podrían inducir un importante “efecto dominó” para todo el ecosistema (ver Werbrouck et al., 2016).

Otra especie encontrada en el estuario, no citada previamente es *Pseudodiaptomus marinus*. (Reyes-Martinez y Gonzalez-Gordillo, 2019) Este copépodo es originario de las costas japonesas y actualmente ha colonizado aguas europeas de Italia, Francia y Alemania. En la península ibérica, solo ha sido encontrado en las costas de Bilbao (Sabia et al. 2015).

Tabla 3. Presencia de especies zooplanctónicas en cada una de las estaciones de muestreo.

Taxón	St 5	St 15	St 25
Appendicularia			X
Cnidaria			
<i>Craspedacusta sowerbii</i>	X	X	
Cladocera			
<i>Daphnia</i> sp.1	X	X	X
<i>Moina micrura</i>	X	X	X
<i>Penilia</i> sp.			X
<i>Podon</i> sp.			X
Cirripedia	X		X
Copepoda			
<i>Acanthocyclops americanus</i>	X	X	X
<i>Acartia tonsa</i>	X	X	X
<i>Calanipeda aquadulcis</i>	X	X	X
<i>Calanus helgolandicus</i>			X
<i>Centropages chierchiae</i>			X
<i>Centropages hamatus</i>	X	X	X
<i>Ditrichocorycaeus erythraeus</i>			X
<i>Eurytemora</i> sp.			X
<i>Euterpina acutifrons</i>			X
<i>Labidoscera wollastoni</i>			X
<i>Mixodiaptomus incrassatus</i>	X		X
<i>Oithona brevicornis</i>	X		X
<i>Oithona nana</i>	X		X
<i>Oncaea curta</i>			X
<i>Paracalanus parvus</i>			X
<i>Paracartia grani</i>			X
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	X	X	X
Isopoda			
<i>Cyathura carinata</i>	X	X	X
<i>Eurydice</i> sp.	X	X	X
<i>Lekanesphaera monodi</i>	X	X	X
<i>Paragnathia formica</i>	X	X	X

<i>Synidotea laticauda</i>	X	X	X
Amphipoda			
<i>Bathyporeia sarsi</i>			X
<i>Corophium</i> sp.1	X	X	
Misidacea			
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	X	X	X
<i>Neomysis integer</i>	X	X	
<i>Rhopalophthalmus tartessicus</i>	X	X	X
Decapoda			
<i>Alpheus</i> sp.	X	X	X
<i>Crangon crangon</i>	X	X	X
<i>Hippolitidae</i>			X
<i>Melicertus kerathurus</i>	X	X	X
<i>Palaemon macrodactylus</i>	X	X	X
<i>Palaemon longirostris</i>	X	X	X
<i>Palaemon serratus</i>	X	X	X
<i>Palaemon varians</i>	X		
<i>Porcellana platychelles</i>			X
<i>Pisidia longicornis</i>			X
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	X	X	X
<i>Squilla mantis</i>		X	X
<i>Upogebia</i> sp.		X	X
Quetognatha			
<i>Sagitta</i> sp.1		X	X
Ostracoda	X	X	X
Total taxones	30	28	45

Descriptores de la comunidad

Patrones de riqueza

Las Figs. 11 y 12 muestran el máximo número de taxones de mesoplancton y macroplanton encontrados en cada estación de muestreo, comparándose los resultados obtenidos para los dos periodos de estudio. Con respecto al mesoplancton (Fig. 11), es la estación 25 la que presenta una mayor riqueza, con un máximo de 31 de taxones para ambos periodos, seguida de la estación 5 con máximos de 14 y 15 especies en el primer (2016-2017) y segundo (2017-2018) año de estudio respectivamente. Por último, la estación 15, es la que presenta un menor número de especies, encontrándose un máximo de 13 especies para el primer periodo y un máximo de 10 para el segundo.

Por su parte, el número de especies de macroplanton (Fig. 12) es más elevado en la estación 15 con un máximo de 14 especies en el primer periodo y un máximo de 13 en el

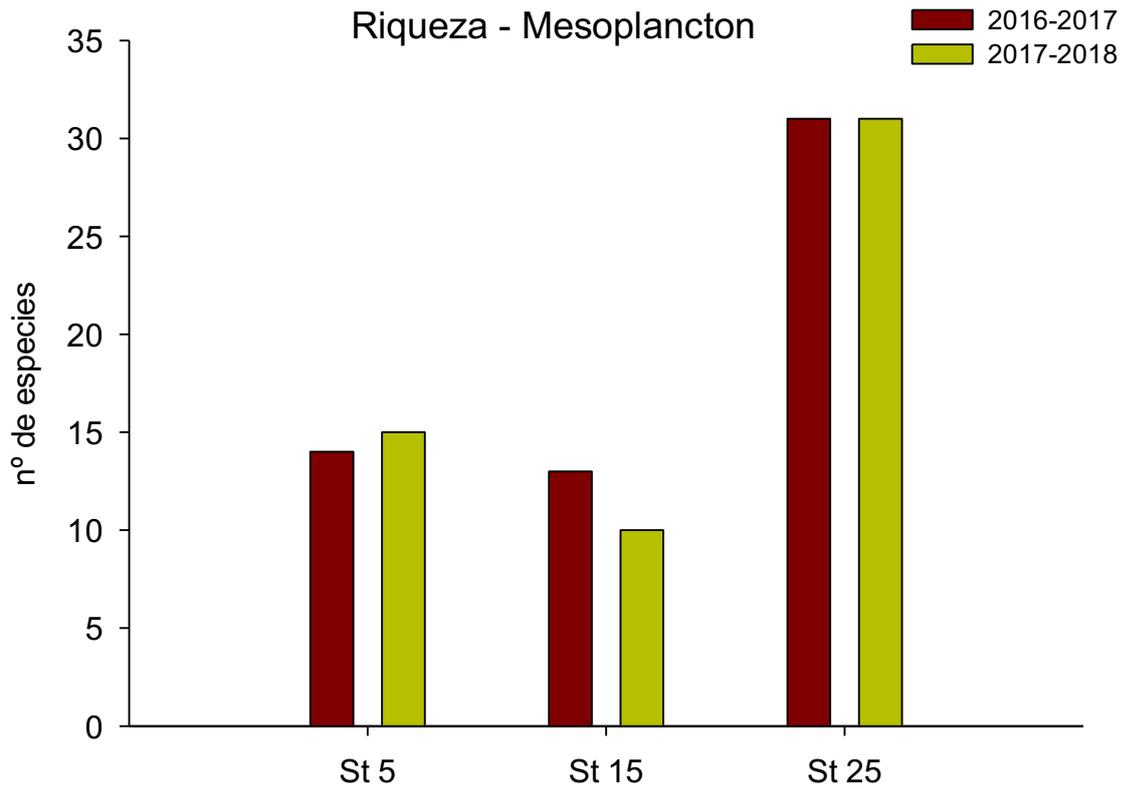


Figura 11. Número máximo de taxones de mesoplancton encontrados en cada estación de muestreo.

segundo, seguida de la estación 25, con 13 (2016-2017) y 12 (2017-2018) taxones y de la estación 5, que se mantiene con 12 taxones en ambos periodos de estudio.

Por otro lado, en las Figs. 13 y 14 se muestran los patrones de riqueza mensuales en cada estación para cada periodo de estudio. En la Fig. 13, puede observarse que los patrones interanuales de riqueza del mesoplancton son muy variables, poniéndose de manifiesto que los datos disponibles todavía son insuficientes para definir patrones más claros. A pesar de ello, se puede identificar un cierto aumento de la riqueza en verano (Julio-Septiembre) y otoño (Octubre-Diciembre) en todas las estaciones de muestreo, siendo la estación 25 la que presenta una mayor riqueza de especies, con un máximo en Octubre de 11 especies en el primer periodo de estudio (2016-2017) y un máximo de 25 en el segundo periodo (2017-2018). Es también en Octubre, cuando se observan máximos en la estación 5, con 8 especies en el primer año de estudio, y 12 en el segundo y en la estación 15, con 8 especies solo el primer año (el máximo del segundo año es alcanzado en el mes de Julio con 7 especies). Durante la temporada invernal se produce un descenso del número de especies en todas las estaciones de muestreo, que se mantiene hasta inicios de la primavera.

En cuanto al macroplancton (Fig.14), aunque no se disponen de resultados completos para los dos periodos de estudio, las gráficas muestran una menor variabilidad interanual que para el mesoplancton. De forma general, se puede observar un incremento de la riqueza en verano y a principios de otoño, con máximos de 10 especies en Julio y Agosto en la estación de muestreo 25. Es también en Agosto cuando se observan los máximos de la estación 5, con 8 especies, mientras que en la estación 15, el máximo se alcanza en el mes de Octubre, con 11 especies. A partir de esta fecha, se observa un descenso progresivo del número de especies hasta principios de invierno (Enero). Salvo en algunos meses puntuales, las gráficas también muestran que, de forma general, la riqueza de especies en todas las estaciones de muestreo, es ligeramente superior para el primer periodo de estudio (2016-2017), que para el segundo (2017-2018).

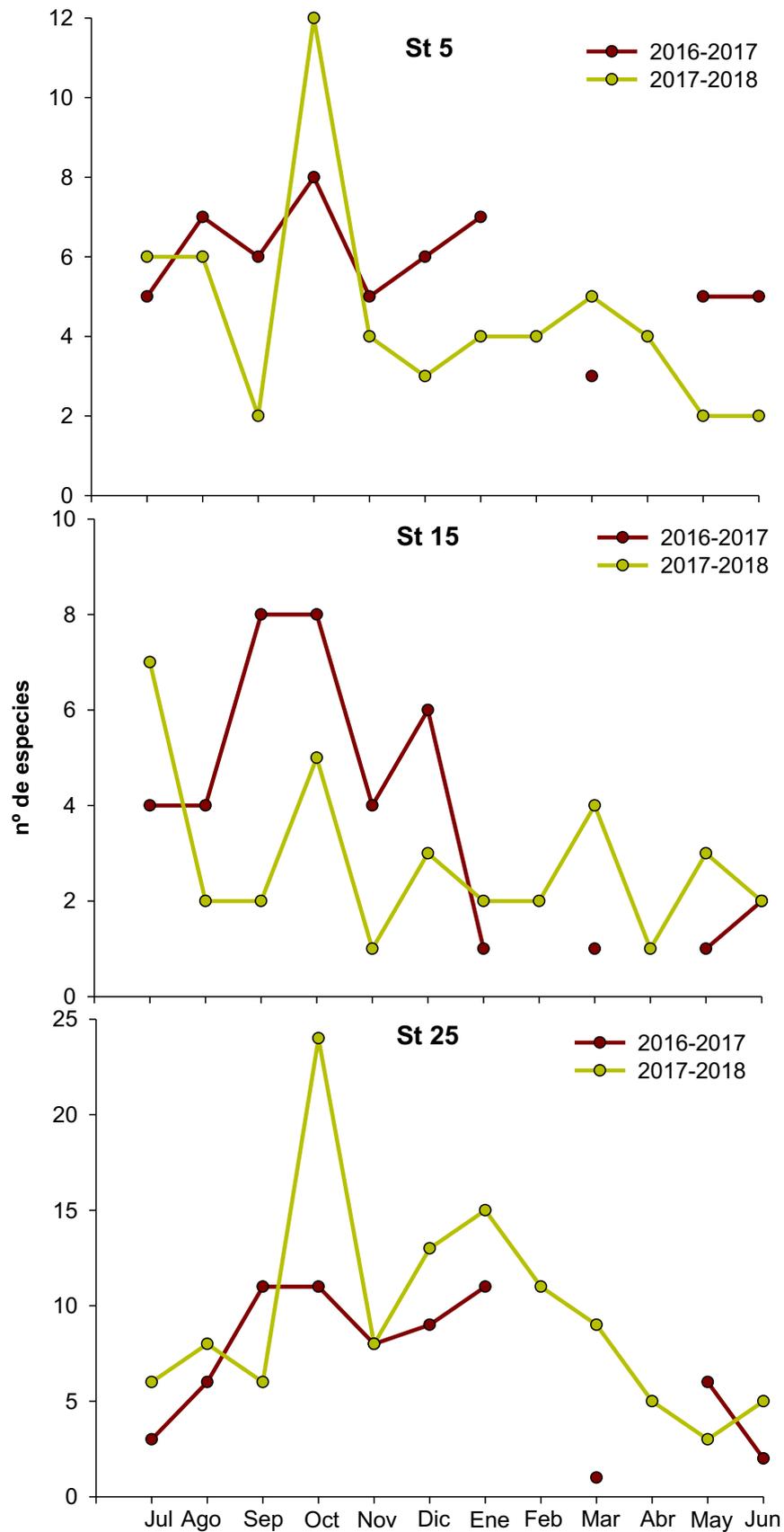


Figura 13. Patrones mensuales de riqueza específica de mesoplancton en cada estación de muestreo y periodo de estudio.

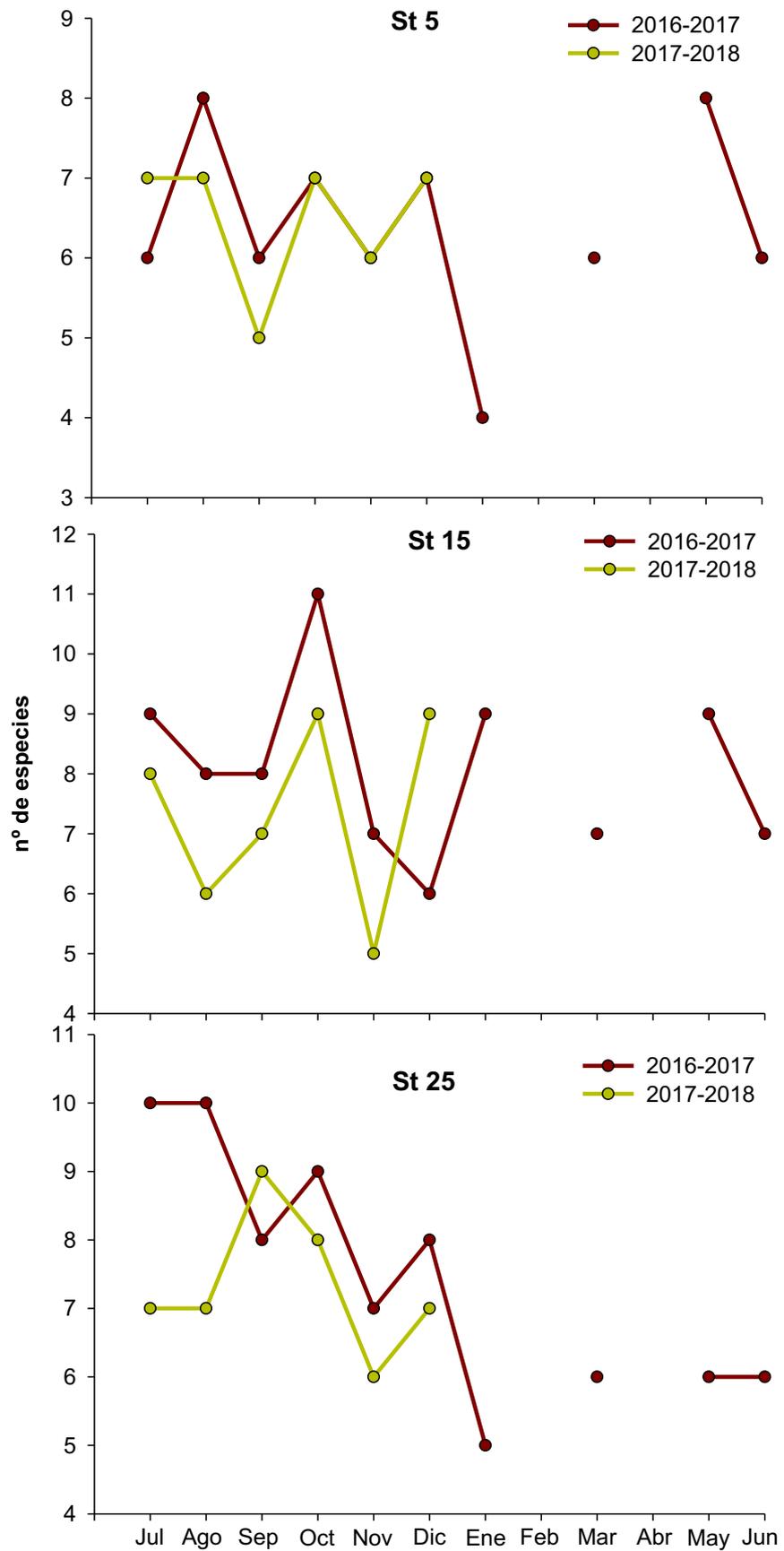


Figura 14. Patrones mensuales de riqueza específica de macroplankton en cada estación de muestreo y periodo de estudio.

Patrones de Densidad

En las Figs. 15 y 16 se representan las densidades promedio del zooplancton (individuos/m³) en cada una de las estaciones de muestreo para cada año de estudio.

La densidad de individuos de mesoplancton (Fig. 15a) es más elevada en la estación 15, especialmente para el primer año de estudio, donde se alcanza un promedio de 15600 ind/m³, seguida de la estación 25 y 5 donde se alcanzan promedios en torno a 8500 ind/m³. En el segundo año, el mayor número de individuos es encontrado nuevamente en la estación 15, pero hay un cambio de tendencia en las restantes estaciones, encontrándose más densidad de organismos en la estación 5 (8700 ind/m³). Promediando los valores de densidad obtenidos para todo el periodo de estudio (2016-2018) (Fig. 15b), puede observarse, que es la estación 15 la que presenta mayores valores de densidad (12000 ind/m³), seguida de la estación 5 (8500 ind/m³). Es por tanto en la estación 25 donde se registran los valores más bajo de densidad (7000 ind/m³).

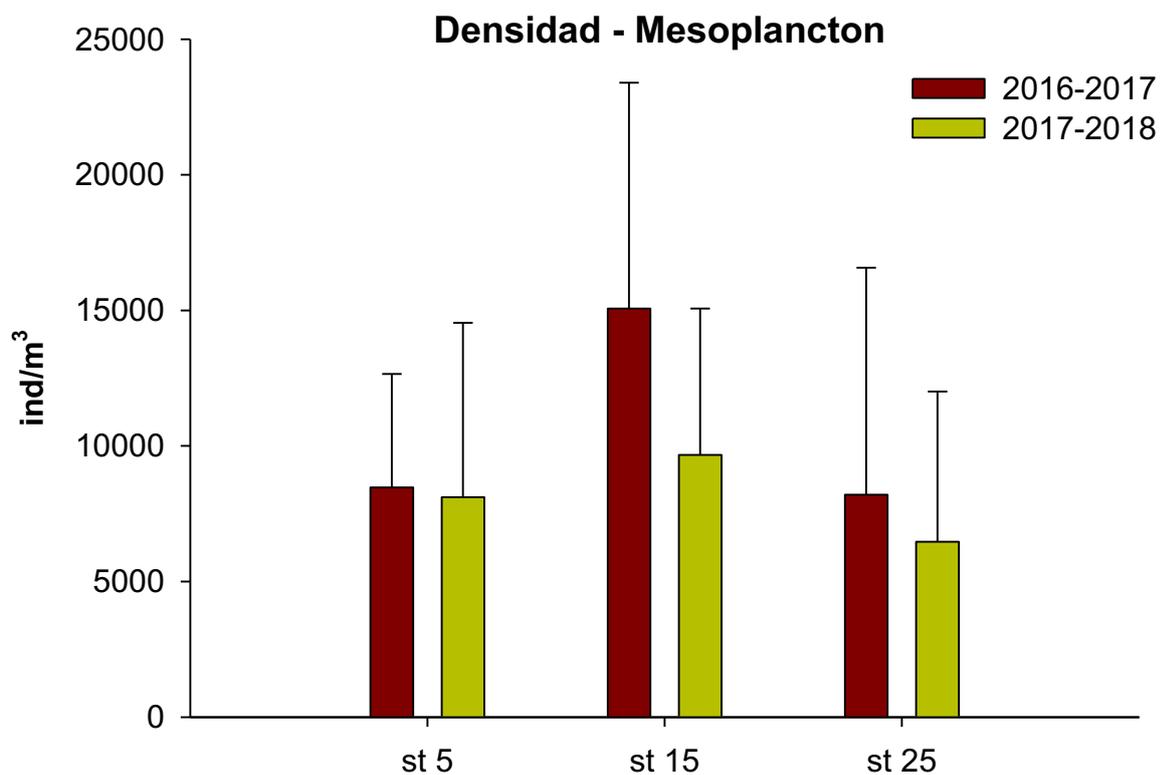


Figura 15a. Promedio anual de densidad de individuos de mesoplancton (indv/m³) en cada estación de muestreo.

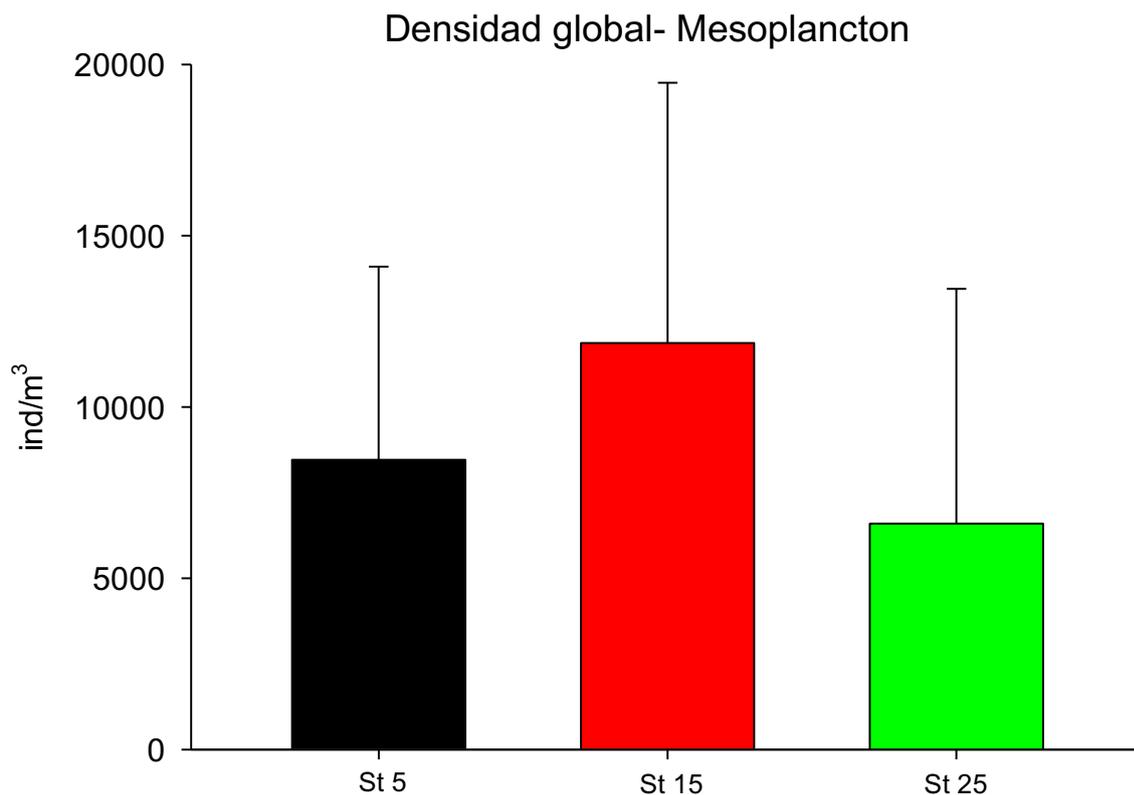


Figura 15b. Promedio de densidad de individuos de mesoplancton (indv/m³) (media \pm sd) para todo el periodo de estudio (2016-2018) en cada estación de muestreo.

En cuanto al macroplancton (Fig. 16a), para el primer año de estudio es la estación 15 la que presenta las mayores densidades de individuos, alcanzándose los 90 ind/m³, seguida de la estación 25 (62 ind/m³) y 5 (39 ind/m³). Este patrón cambia en el segundo año de estudio, encontrándose, en este caso, la mayor densidad en la estación 5 (30 ind/m³). Si observamos los resultados de forma global para todo el periodo de estudio (Fig. 16b), es la estación 15 la que presenta la mayor densidad de individuos (81 ind/m³), seguida de la estación 25 (67 ind/m³). Por último, es la estación 5 la que presenta la menor densidad (33 ind/m³).

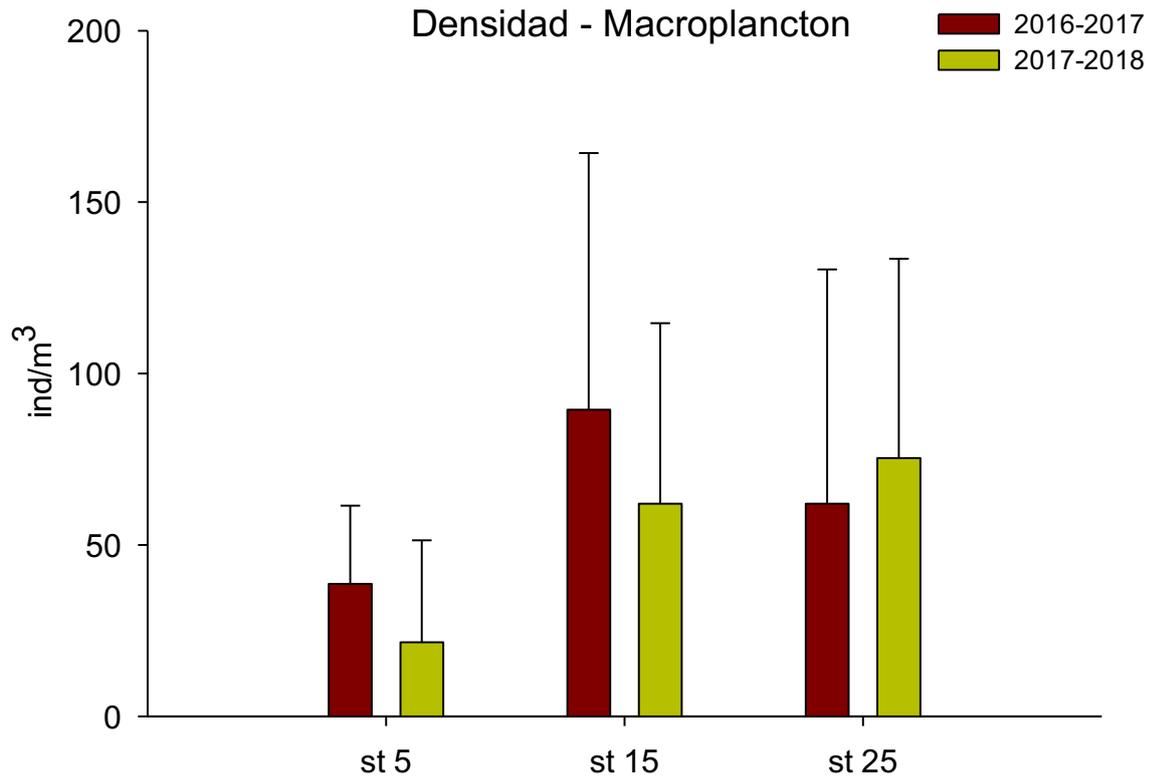


Figura 16a. Promedio anual de densidad de individuos de mesoplancton (indv/m³) en cada estación de muestreo.

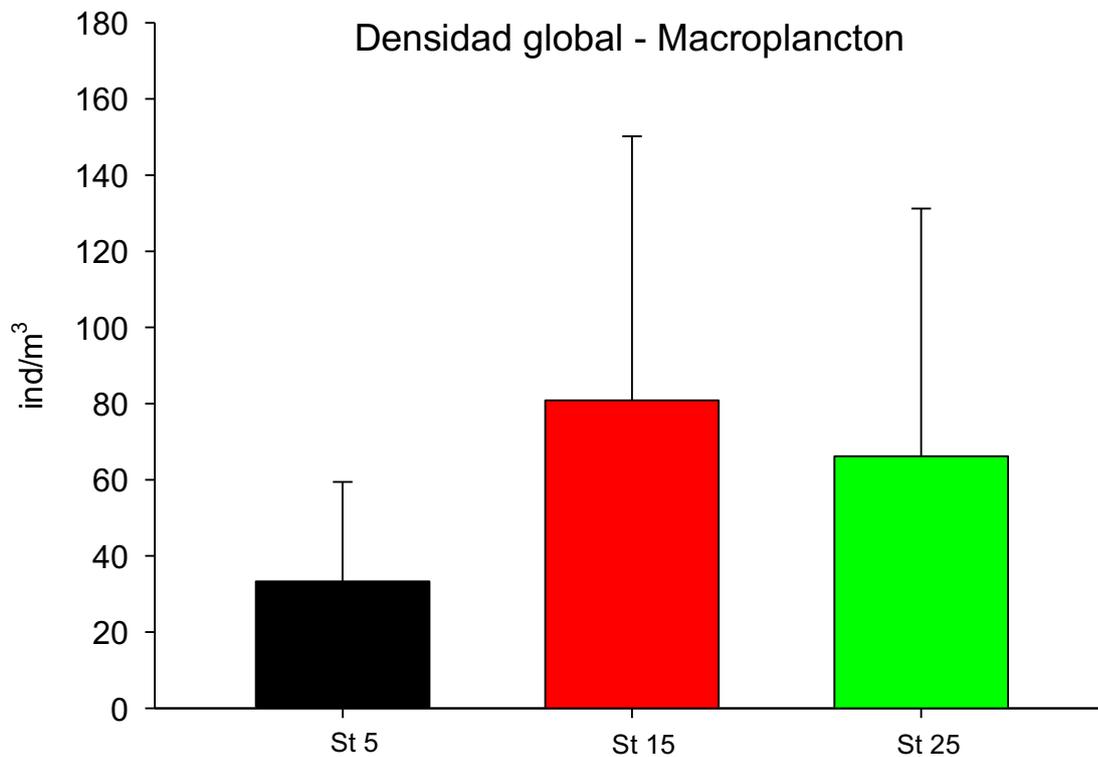


Figura 16b. Promedio de densidad de individuos de macroplancton (indv/m³) (media ± sd) para todo el periodo de estudio (2016-2018) en cada estación de muestreo.

Atendiendo al gráfico de densidad mensual del mesoplancton para cada estación (Fig. 17), se observa que la estación 15 y 25 siguen una tendencia interanual similar. En ambas estaciones, los máximos de densidad se encuentran en verano, en los meses de Junio y Julio. En la estación 25, durante el primer periodo (2016-2017) la densidad en ambos meses es de 20000 ind/m³, mientras que en el segundo (2017-2018) la densidad oscila de 14000 ind/m³ en Julio a 17000 ind/m³ en Junio. La densidad mensual de la estación 15, durante el primer año de estudio, varía de 30000 ind/m³ (Julio) a 24000 ind/m³ (Junio), mientras que durante el segundo, oscila entre 21000 ind/m³ en el mes de Julio y 15000 ind/m³ en Junio. En el gráfico también se observa en ambas estaciones de muestreo una tendencia general decreciente de las densidades de organismos desde la época estival hasta finales de otoño, seguido de un aumento progresivo de la densidad de individuos en primavera, siendo más acusada en el primer año de estudio, especialmente en la estación 15. Por su parte, la tendencia mensual de la estación 5 es más irregular que en las otras dos estaciones, pudiendo observarse un descenso de la densidad de especies a finales de otoño. En este caso, los máximos de esta estación se encuentran en Febrero, alcanzándose los 21000 ind/m³.

En cuanto al macroplancton, el gráfico de densidad mensual (Fig.18) muestra nuevamente que las estaciones 15 y 25 siguen tendencias similares, con mayores densidades de individuos en verano y menores en otoño, la estación 5 por su parte, presenta una tendencia más irregular durante todo el periodo. En todas las estaciones de muestreo se observan los máximos de densidad entre los meses de Mayo y Junio, alcanzándose los 89 (St5), 205 (St 15) y 255 (St25) individuos/m³.

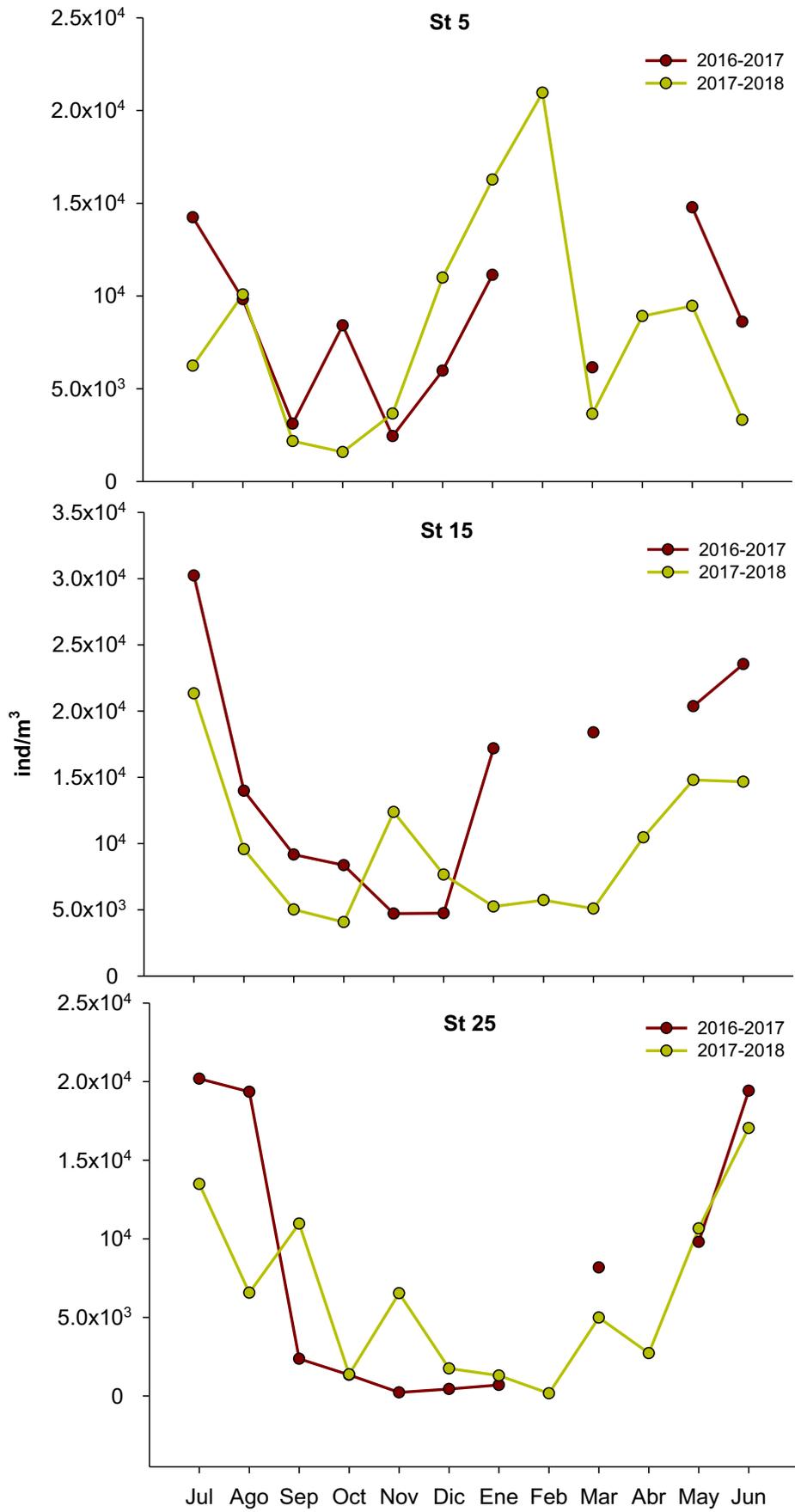


Figura 17. Patrón mensual de la densidad de individuos de mesoplancton en cada estación de muestreo y por cada periodo de estudio.

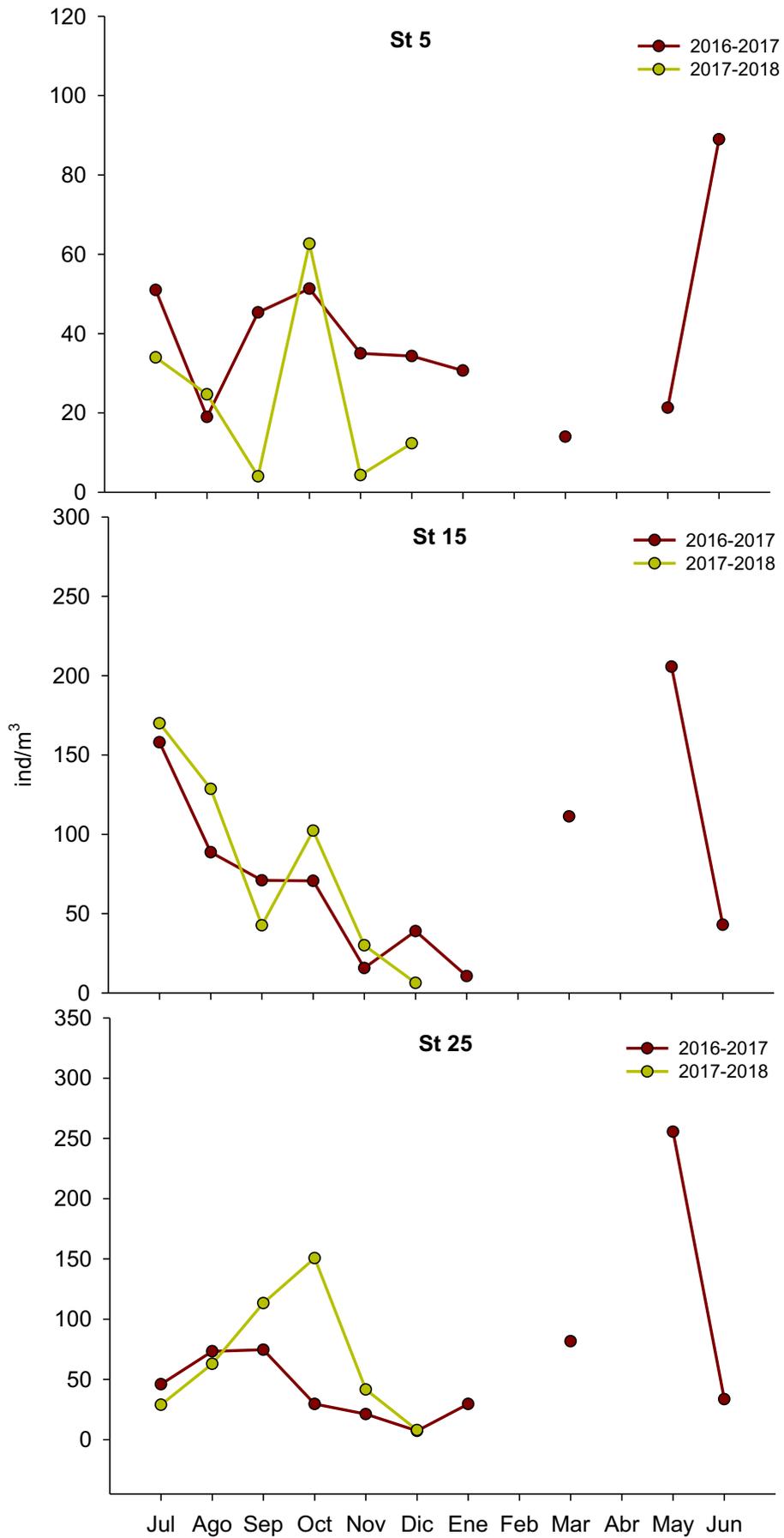


Figura 18. Patrón mensual de la densidad de individuos de macroplankton en cada estación de muestreo y por cada periodo de estudio.

Patrones de Diversidad

A continuación, se muestran los valores de diversidad obtenidos mediante la aplicación del índice de Shannon-Wiener. Siguiendo el esquema utilizado en las demás variables, se muestran para cada fracción, tanto los valores promedio para cada año de estudio (Fig. 19 y 20), como las variaciones mensuales de cada estación de muestreo y (Fig. 21 y 22).

Como podemos observar en los gráficos, para la comunidad de mesoplancton (Fig.19), la estación menos salina presenta los mayores valores de diversidad, seguida de la estación 25 y 15, mientras que, para la comunidad de macroplancton (Fig. 20) el patrón se invierte, aumentando progresivamente la diversidad desde la estación 5 a la 25. Estos resultados se mantienen constantes en los dos periodos de estudio.

En cuanto al patrón mensual de la diversidad de mesoplancton, se observa una tendencia al alza de este índice al finalizar el verano y durante toda la temporada otoñal. Las estaciones 15 y 25 presentan menor variabilidad interanual, alcanzándose los valores más elevados en el mes de Diciembre en la estación 15 y en Octubre en la estación 25. La estación menos salina presenta mayor variabilidad interanual, con picos de diversidad en Octubre y Diciembre durante el primer año de estudio (2016-2017) y en Marzo, durante el segundo periodo (2017-2018)(Fig. 21). En cuanto a la tendencia mensual de la diversidad de macroplancton (Fig. 22), durante el primer año, todas las estaciones muestran una variación mensual muy irregular, mientras que durante el segundo año puede observarse un patrón más claro, con una disminución de la diversidad en verano y un aumento progresivo a finales de otoño y principios de invierno.

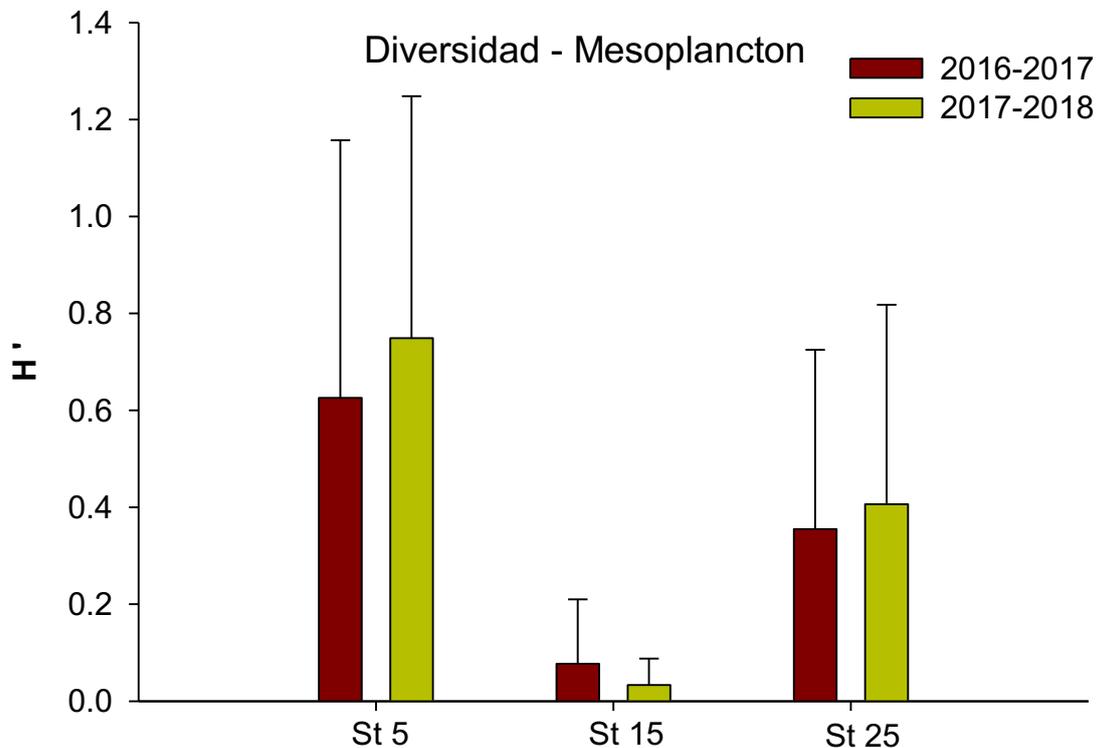


Figura 19. Promedio anual del índice de diversidad de Shannon-Wiener (media \pm sd) en cada estación de muestreo, para la fracción de mesoplancton.

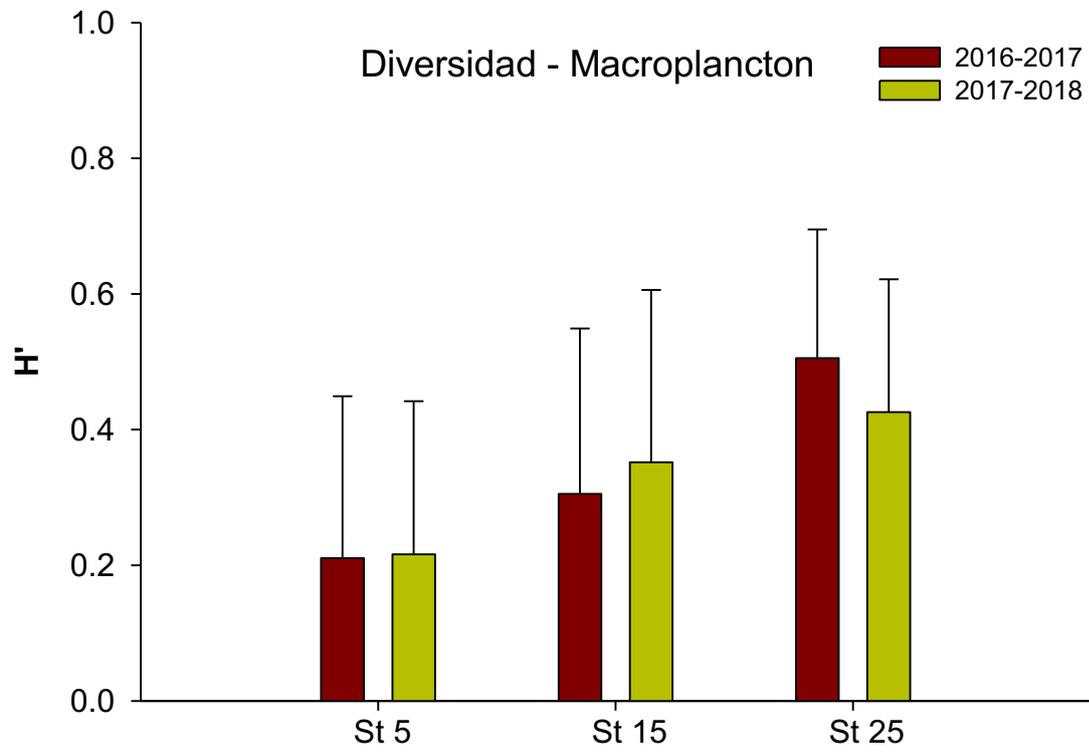


Figura 20. Promedio anual del índice de diversidad de Shannon-Wiener (media \pm sd) en cada estación de muestreo, para la fracción de macroplancton.

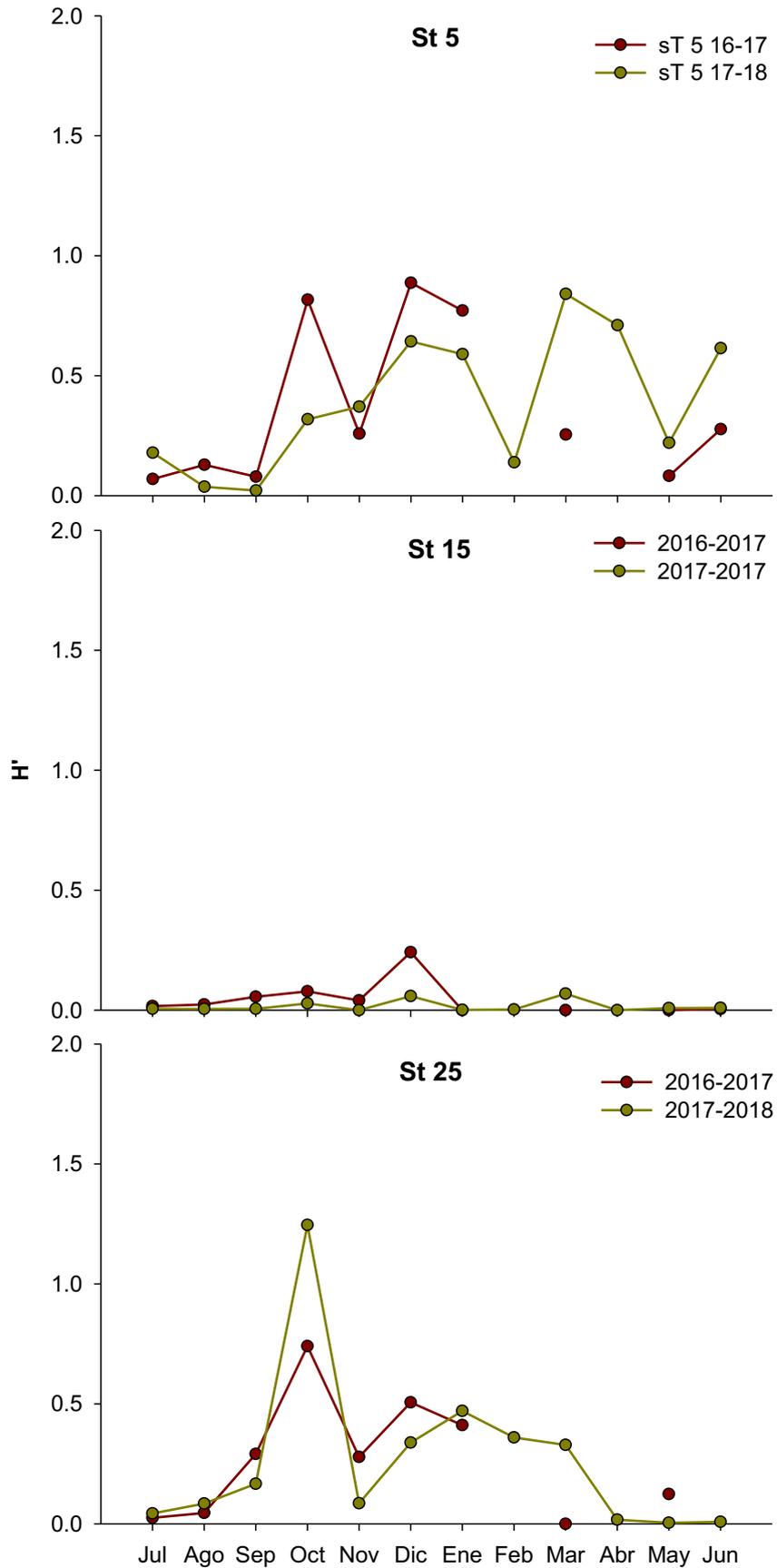


Figura 21. Patrón mensual de la diversidad de mesoplancton por estación de muestreo y para cada periodo de estudio.

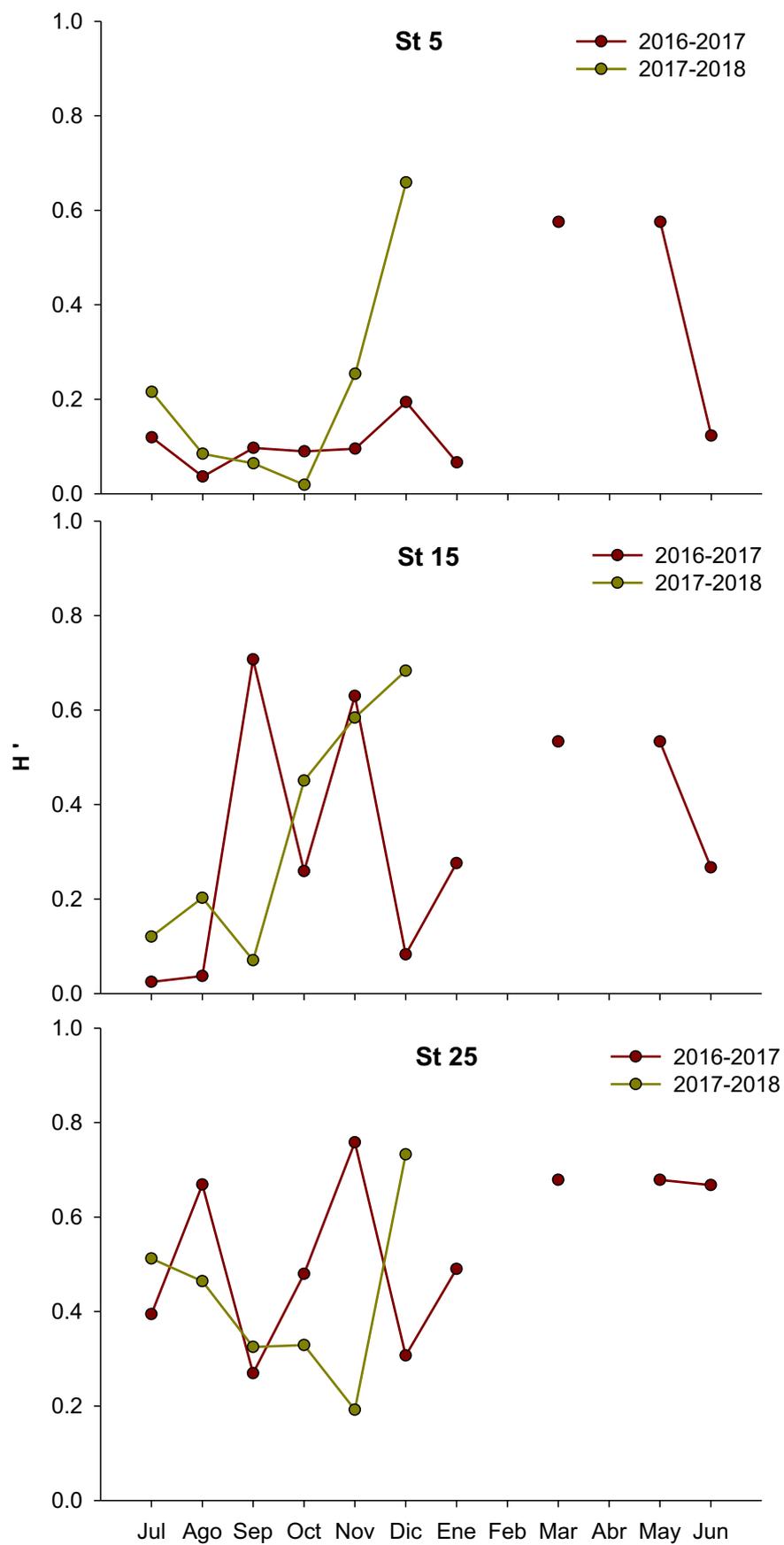


Figura 22. Patrón mensual de la diversidad de macroplankton por estación de muestreo y para cada periodo de estudio.

Descripción de la estructura de la comunidad

Análisis de ordenación MDS y análisis SIMPER

En las Figs. 22 y 23 se muestran los análisis de la estructura espacio-temporal de la comunidad de mesoplancton, en cada estación de muestreo y para los dos años de estudio. Así, podemos observar como en ambos periodos de estudio, existe una segregación espacial de la comunidad de mesoplancton en las diferentes estaciones de muestreo, encontrándose a la izquierda de ambos gráficos la representación de la comunidad mensual de la estación 5 (\blacktriangle), a la derecha la de la estación 25 (\blacksquare) y en la zona central la de la estación 15 (\blacktriangledown). Por otro lado, también se observa que la comunidad de mesoplancton de la estación 25 es más variable temporalmente, debido a la mayor dispersión de los datos. De este modo, la comunidad de las otras dos estaciones es más estable en el tiempo, especialmente la comunidad de la estación 15 en el segundo periodo de estudio (2017-2018, Fig. 23).

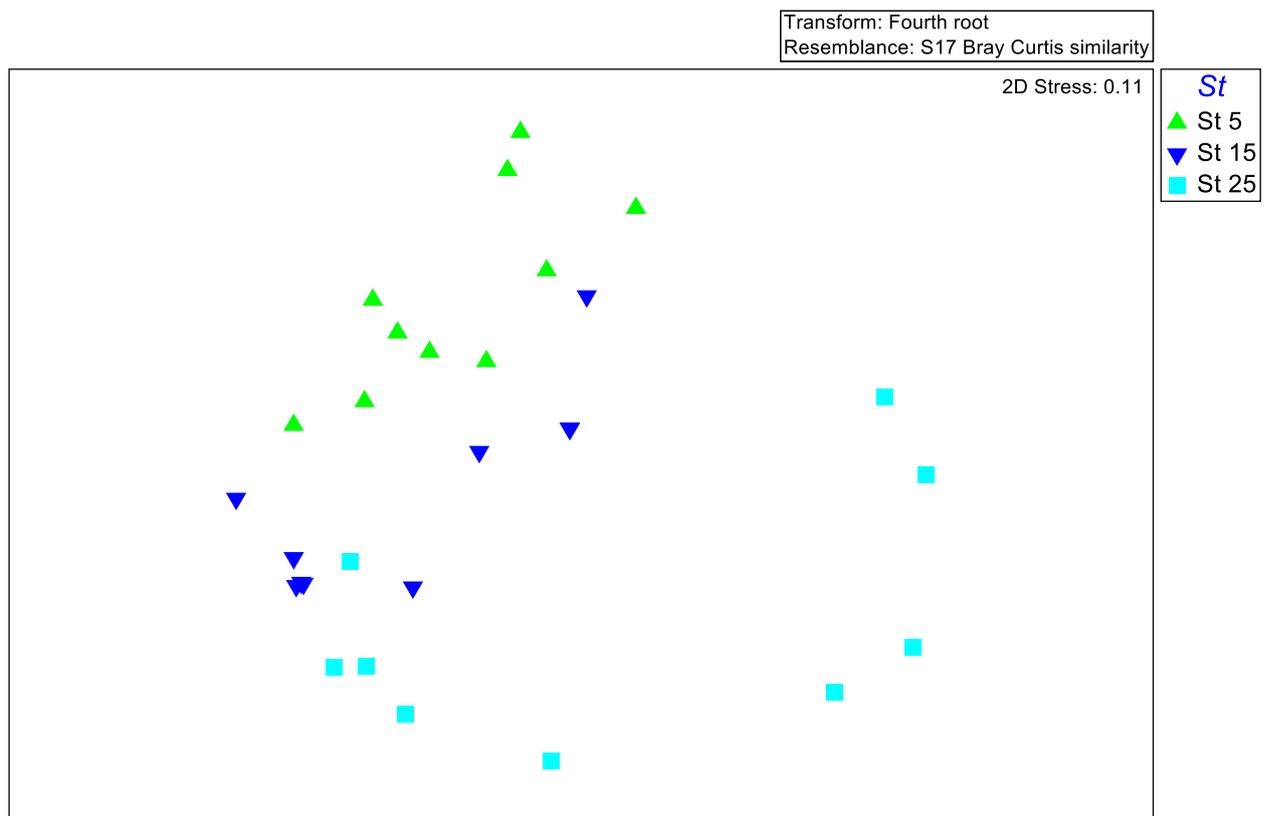


Figura 22. Gráfico de ordenación MDS, realizado con las matrices de densidad mensual de mesoplancton en cada estación de muestreo (5, 15 y 25) para el primer periodo de estudio (2016-2017)

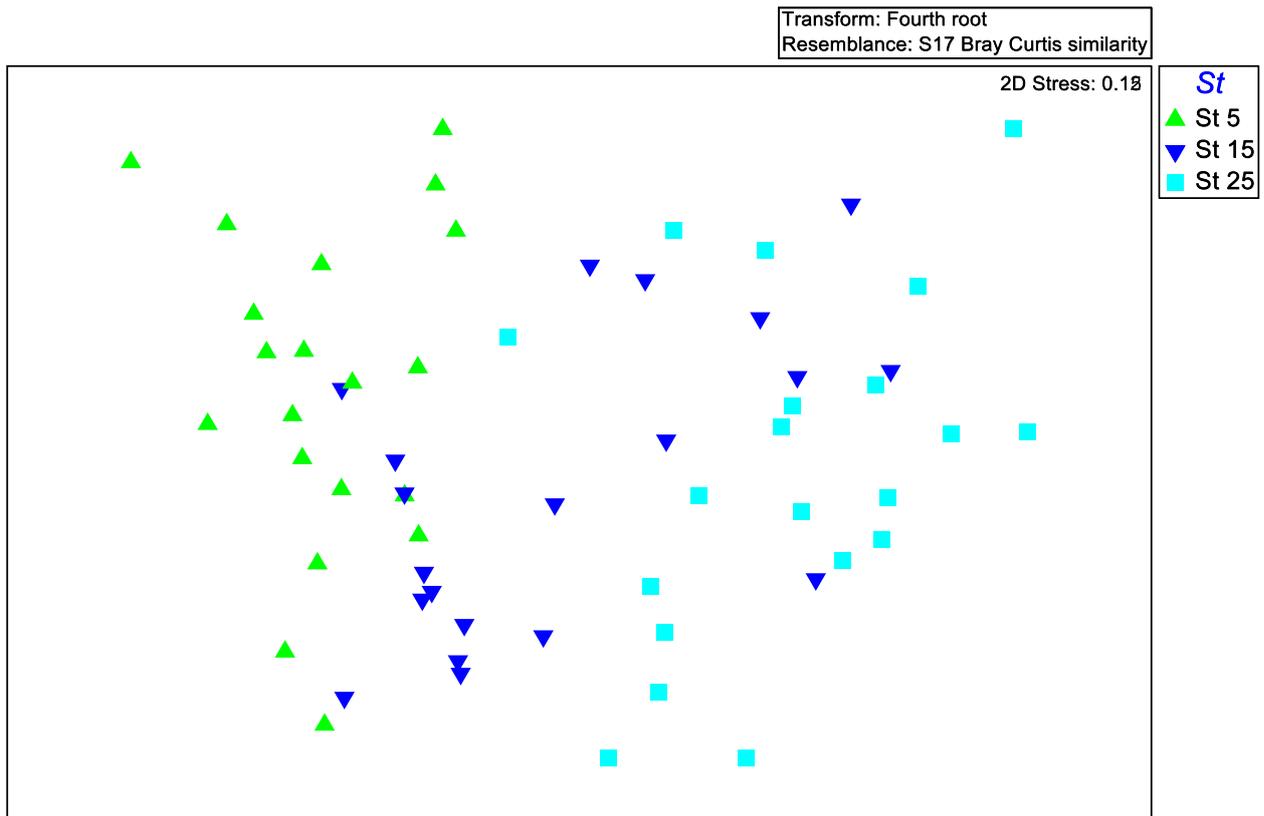


Figura 23. Gráfico de ordenación MDS, realizado con las matrices de densidad mensual de mesoplancton en cada estación de muestreo (5, 15 y 25) para el segundo periodo de estudio (2017-2018)

Con respecto al macroplankton (Figs. 24 y 25), también se observa una segregación espacial, quedando diferenciada la comunidad en cada estación de muestreo. Al igual que para el mesoplancton, a la izquierda de ambos gráficos se encuentra la representación de la comunidad mensual de la estación 5 (▲), a la derecha la de la estación 25 (■) y en la zona central la de la estación 15 (▼). En este caso, la estructura de la comunidad presenta un patrón distinto siendo la estación 25 la que muestra una mayor estabilidad, mientras que la comunidad de macroplankton de las estaciones 5 y 15, están sujetas a mayores variaciones temporales.

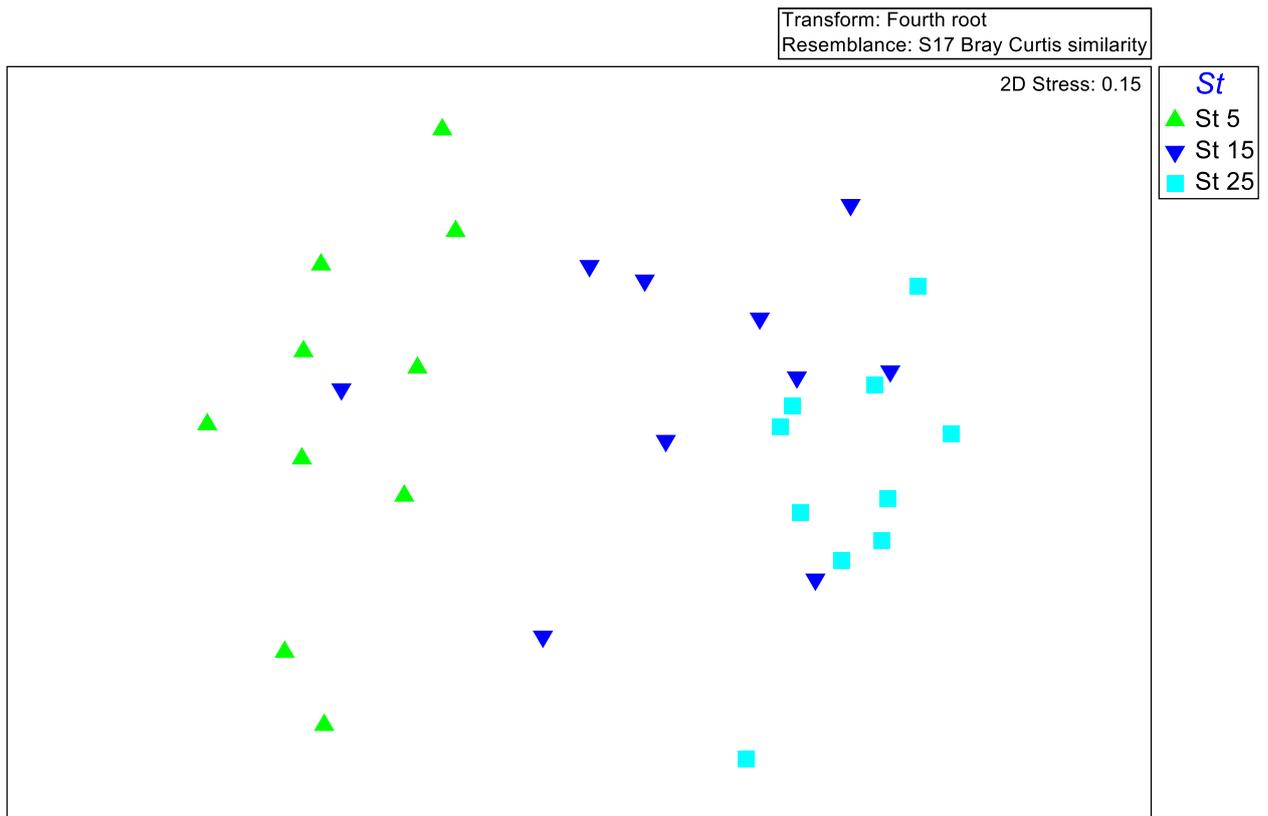


Figura 24. Gráfico de ordenación MDS, realizado con las matrices de densidad mensual de macroplankton en cada estación de muestreo (5, 15 y 25) para el segundo periodo de estudio (2016-2017)

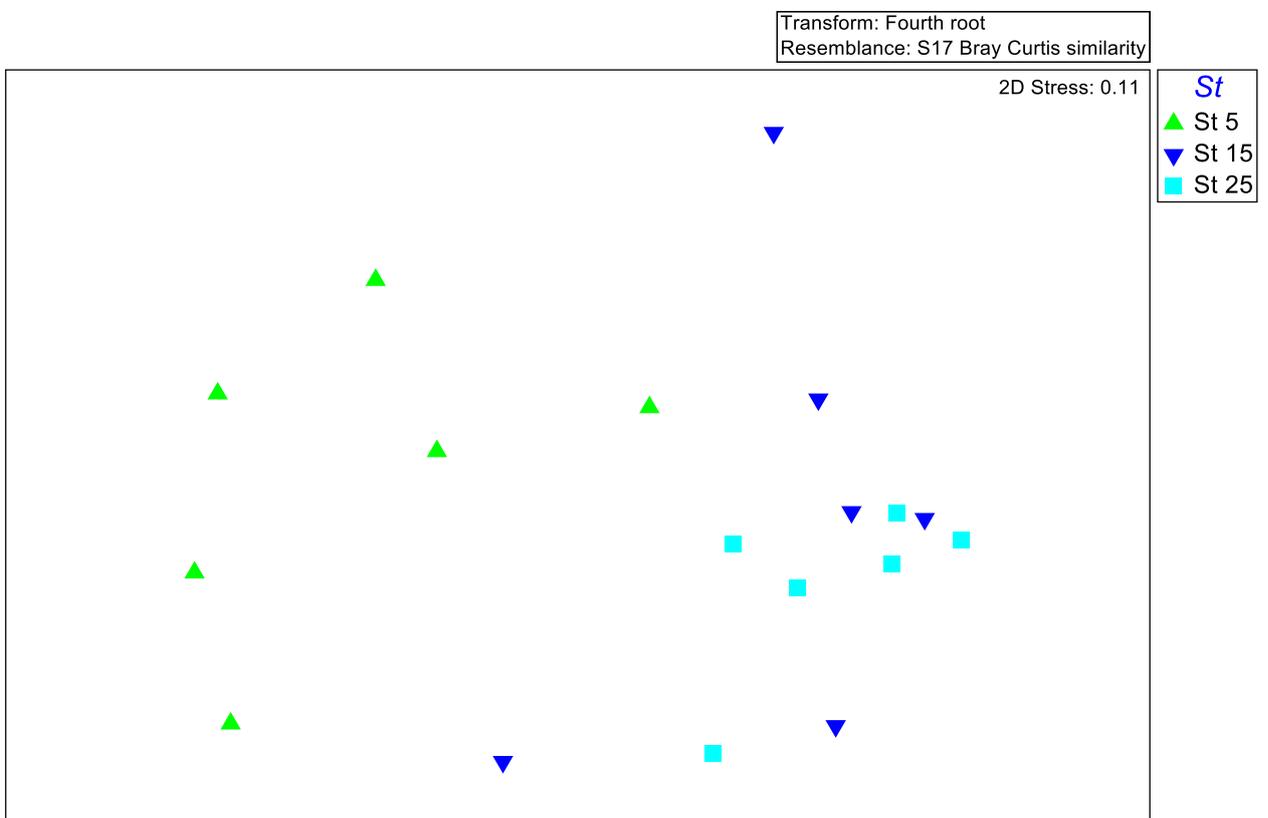


Figura 23. Gráfico de ordenación MDS, realizado con las matrices de densidad mensual de mesoplankton en cada estación de muestreo (5, 15 y 25) para el segundo periodo de estudio (2017-2018)

En las Tablas 4-7, se muestran los resultados del análisis de SIMPER para la comunidad de mesoplancton y macroplancton durante los años 2016-2017 y 2017-2018. Este análisis se utiliza para identificar aquellas especies más características de cada estación de muestreo, también llamadas tipificadoras.

En relación al mesoplancton, podemos identificar como especie típica de todos los ambientes al copépodo *Acartia tonsa*. En la estación 5, además se consideran especies tipificadoras los copépodos *Calanipeda aquaedulcis* y *Acanthocyclops americanus*, mientras que en la estación 25, también pueden considerarse como especies típicas al quetognato *Sagitta* sp. y al copépodo *Pseudodiaptomus marinus*. Estas especies se mantienen como tipificadoras durante los dos años de estudio (Tablas 4-5).

Respecto al macroplancton (Tablas 6-7), se identifican como especies tipificadoras de todos los ambientes, el misidáceo *Mesopodopsis slabberi* y el decápodo *Palaemon longirostris*. En la estación 5, además, se consideran especies típicas el decápodo *Palaemon macrodactylus* y el misidáceo *Neomysis integer*, mientras que en la estación 15 son también especies típicas el misidáceo *Rhopalophthalmus tartessicus* y el decápodo *Crangon crangon*. En esta estación, durante el segundo periodo de estudio (2017-2018), la especie *Crangon crangon* es sustituida por el isópodo *Synidotea* sp., como especie tipificadora. Por último, la estación 25, muestra como especie tipificadora adicional al misidáceo *Rhopalophthalmus tartessicus*

Tabla 4. Resultados del análisis SIMPER, mostrando las especies de mesoplancton identificadas como tipificadoras de cada estación en el periodo 2016-2017.

	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
St 5					
<i>Acartia tonsa</i>	8.21	40.4	5.41	57.38	57.38
<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	4.48	17.68	3.24	25.12	82.5
<i>Acanthocyclops americanus</i>	2.45	8.85	1.57	12.57	95.07
St15					
<i>Acartia tonsa</i>	10.69	61.92	3.74	90.84	90.84
St25					
<i>Acartia tonsa</i>	7.88	34.89	2.22	64.9	64.9
<i>Sagitta</i> sp.	2.13	8.31	1.68	15.45	80.35
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	1.77	4.61	0.87	8.57	88.92

Tabla 5. Resultados del análisis SIMPER, mostrando las especies de mesoplancton identificadas como tipificadoras de cada estación en el periodo 2017-2018.

	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
St 5					
<i>Acartia tonsa</i>	7.07	35.68	3.5	54.11	54.11
<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	5.33	20.13	1.98	30.52	84.63
<i>Acanthocyclops americanus</i>	2.2	8.55	1.58	12.96	97.59
St15					
<i>Acartia tonsa</i>	9.4	73.22	6.38	93.99	93.99
St25					
<i>Acartia tonsa</i>	7.51	31.26	2.8	59.42	59.42
<i>Sagitta</i> sp.	1.56	5.04	2.92	9.58	69
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	1.45	4.42	1.37	8.39	77.39

Tabla 6. Resultados del análisis SIMPER, mostrando las especies de macroplancton identificadas como tipificadoras de cada estación en el periodo 2016-2017.

	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
St 5					
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	2.44	46.51	10.62	60.90	60.90
<i>Palaemon macrodactylus</i>	0.43	7.61	5.74	9.96	70.86
<i>Palaemon longirostris</i>	0.39	6.70	2.35	8.77	79.63
<i>Neomysis integer</i>	0.45	4.83	1.06	6.32	85.95
St15					
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	2.39	30.86	7.98	37.79	37.79
<i>Rhopalophthalmus tartessicus</i>	1.68	21.50	6.36	26.32	64.11
<i>Palaemon longirostris</i>	0.49	6.62	6.41	8.11	80.72
<i>Crangon crangon</i>	0.40	4.61	2.26	5.64	86.36
St25					
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	2.39	30.86	7.98	37.79	37.79
<i>Rhopalophthalmus tartessicus</i>	1.68	21.50	6.36	26.32	64.11
<i>Palaemon longirostris</i>	0.49	6.62	6.41	8.11	80.72

Tabla 7. Resultados del análisis SIMPER, mostrando las especies de macroplancton identificadas como tipificadoras de cada estación en el periodo 2017-2018.

	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
St 5					
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	2.4	44.02	6.46	60.99	60.99
<i>Neomysis integer</i>	0.83	10.59	1.41	14.67	75.67
<i>Palaemon longirostris</i>	0.49	8.08	5.39	11.19	86.86
<i>Palaemon macrodactylus</i>	0.28	3.1	0.9	4.29	91.15
St15					
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	2.75	35.31	6.4	49.14	49.14
<i>Rhopalophthalmus tartessicus</i>	1.14	9.62	1.31	13.38	62.52
<i>Synidotea sp.</i>	0.65	7.81	1.84	10.87	73.39
<i>Palaemon longirostris</i>	0.47	6.49	5.47	9.02	82.41
St25					
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	2.44	34.07	9.07	43.17	43.17
<i>Rhopalophthalmus tartessicus</i>	1.76	23.73	4.53	30.07	73.24
<i>Palaemon longirostris</i>	0.45	6.56	3.81	8.31	81.55

Especies tipificadoras

Estudio de la dinámica temporal de las especies tipificadoras

- Mesoplancton

Centrándonos ahora en las especies con mayor importancia dentro de la comunidad del estuario, se han realizado gráficos de las tendencias temporales de las poblaciones de *Acartia tonsa*, *Calanipeda aquaedulcis*, *Acanthocyclops americanus*, *Sagitta sp.* y *Pseudodiaptomus marinus*.

El copépodo predominante en todo el estuario, *Acartia tonsa*, muestra una dinámica poblacional (Fig. 24) caracterizada por un fuerte aumento de la densidad de individuos durante el verano en todas las estaciones de muestreo, especialmente en el mes de julio, alcanzando los 30000 indv/m³ en la estación 15. Su dinámica continúa con un descenso de la densidad durante el otoño que culmina en un aumento progresivo a finales del invierno. Aunque *A. tonsa*, haya sido identificada en análisis anteriores como especie tipificadora de todas las estaciones de muestreo, la Fig. 28 muestra cierta predilección de esta especie por ambientes más salobres, pues es en esta localización (St15) donde se encuentran las mayores densidades de este copépodo. En el gráfico también se comparan las densidades mensuales obtenidas durante los dos años de estudio, pudiendo observarse que generalmente las densidades siguieron una dinámica temporal similar en los dos años de estudio, pero fueron más elevadas durante el primer periodo (2016-2017), con un promedio

de densidad de 6500 indv/m³ en la estación 5, 15000 indv/m³ en la estación 15 y 8000 indv/m³ en la estación 25, frente a 3700 indv/m³ (St 5), 9600 indv/m³ (St 15) y 6300 indv/m³ (St 25) encontrados durante el periodo 2017-2018. La reducción estimada de la densidad de individuos de un año a otro fue de 42 % en la estación 5, un 35% en la estación 15 y de un 20% en la estación 25.

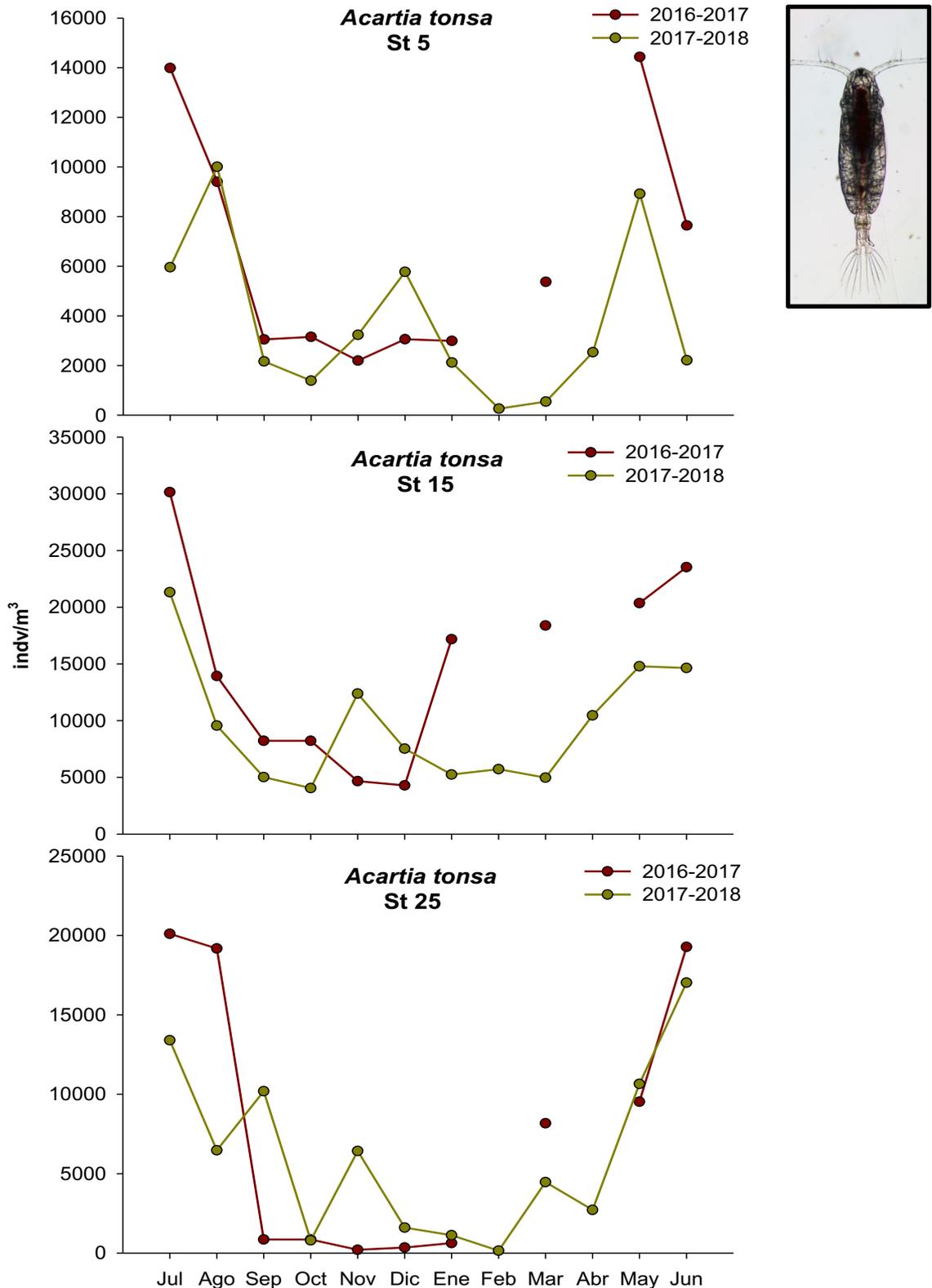


Figura 24. Dinámica temporal de las poblaciones de *A. tonsa* en cada estación de muestreo y en cada periodo de estudio.

Otra de las especies identificadas como tipificadoras en la estación 5 es el copépodo *Calanipeda aquaedulcis*. Su dinámica poblacional se muestra en la Fig. 25 donde pueden observarse picos de densidad a finales de otoño y durante el invierno, especialmente en Enero del segundo año de estudio (2017-2018). Aunque esta especie es típica de aguas menos salinas, se observan dos picos de densidad en la estación 15 y 25 en el mes de Marzo, con 50 y 180 indv/m³, respectivamente. Esta especie, al contrario de lo que ocurría con *A. tonsa*, muestra un incremento de su densidad durante el segundo año de más del 50% (St 5).

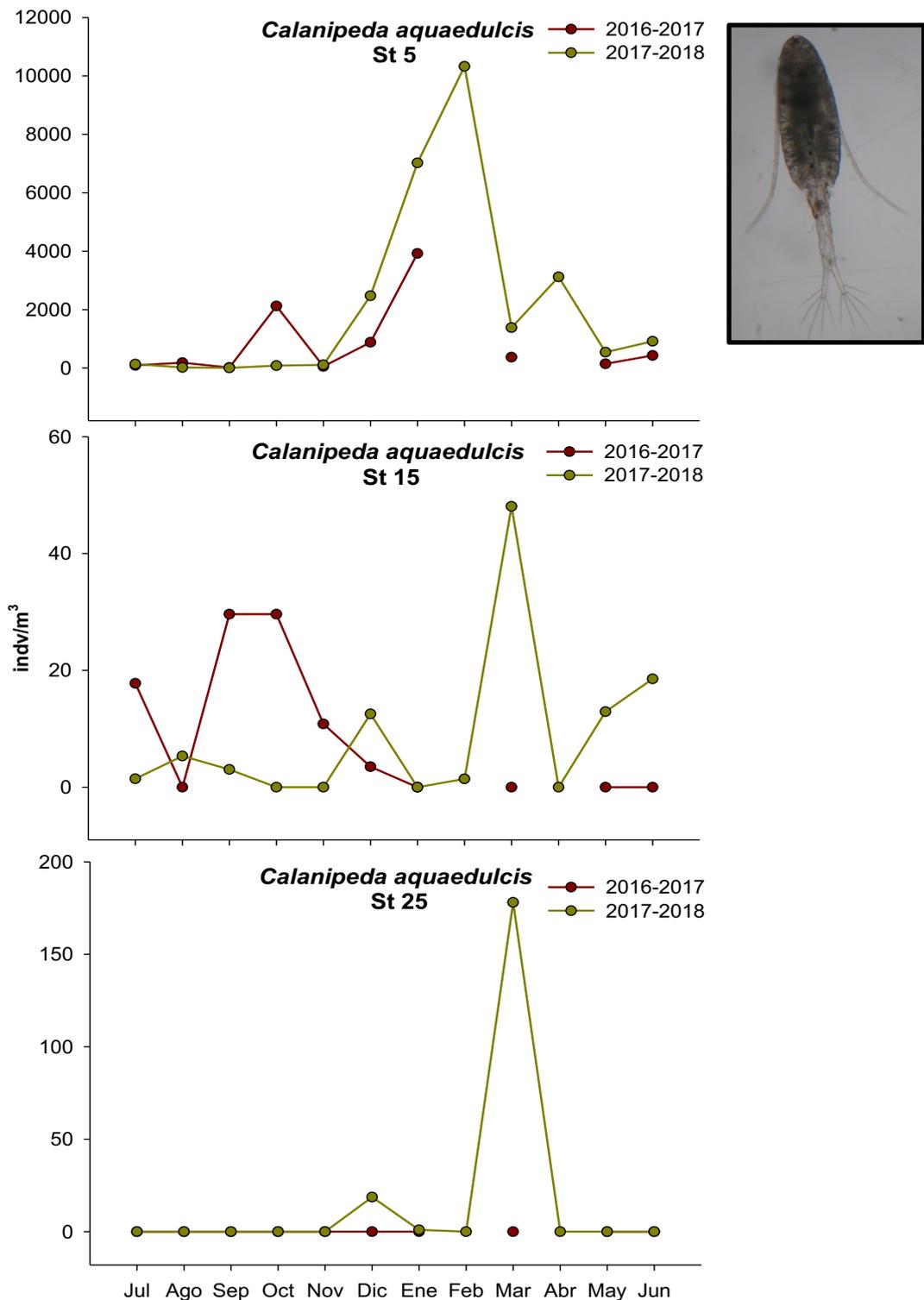


Figura 25. Dinámica temporal de las poblaciones de *C. aquaedulcis* en cada estación de muestreo y en cada periodo de estudio. 44

En la Fig. 26 se muestra la dinámica poblacional de *Acanthocyclops americanus*, otra especie de copépodo identificada como tipificadora de la estación 5. Esta especie muestra una dinámica similar en los dos años de estudio con picos de densidad especialmente notables durante el mes de Noviembre. Estos máximos pueden observarse en la estación 5 y 15, y son más acusados en el periodo 2016-2017, cuando se alcanzan densidades de 550 indv/m³ (St 5) y 215 indv/m³ (St 15). Aunque esta especie es típica de aguas menos salinas, se observa un pico de densidad en la estación 25 durante el mes de Marzo del segundo periodo de estudio, alcanzándose los 55 indv/m³, el resto del año muestra una contribución meramente residual. Al igual que ocurría con *A. tonsa*, esta especie muestra una reducción de la densidad de individuos de un año a otro fue de 48 % en la estación 5.

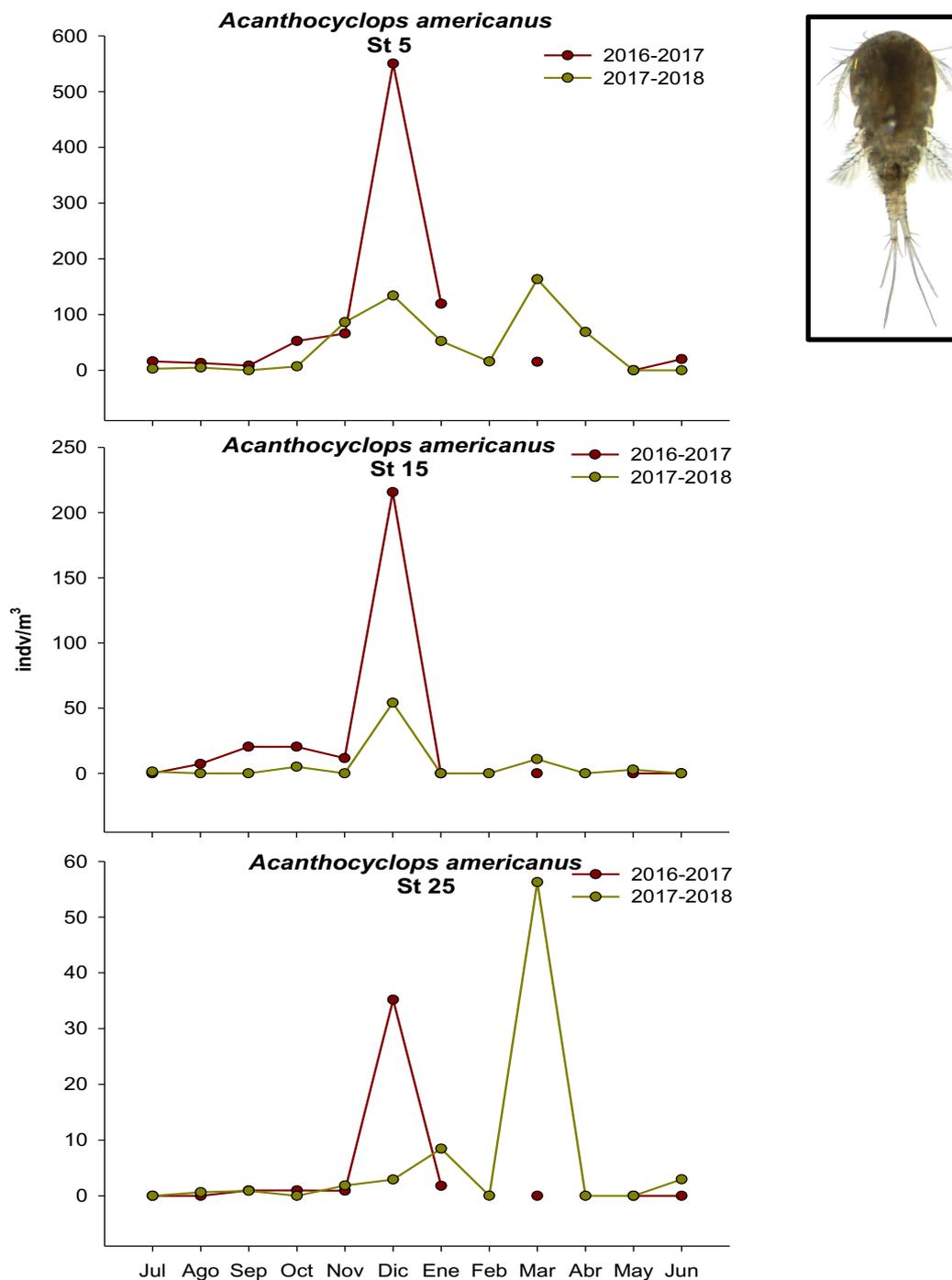


Figura 26. Dinámica temporal de las poblaciones de *C. aquaedulcis* en cada estación de muestreo y en cada periodo de estudio. 45

El quetognato *Sagitta* sp. es una especie tipificadora de la estación 25. Su dinámica poblacional se representa en la Fig. 27. Se observa que, en ambos periodos de estudio, su dinámica temporal es muy similar, caracterizada por presentar las mayores densidades en verano, seguido de un paulatino descenso durante el otoño y el invierno. Especialmente notable es el incremento observado en el mes de Julio de 2017, donde se alcanzan los 140 indv/m³. Este incremento no se aprecia en el siguiente año (Julio 2018), donde la densidad se mantiene en torno a 10 indv/m³. No se representa el resto de estaciones, puesto que no se ha observado la presencia de esta especie en ellas.

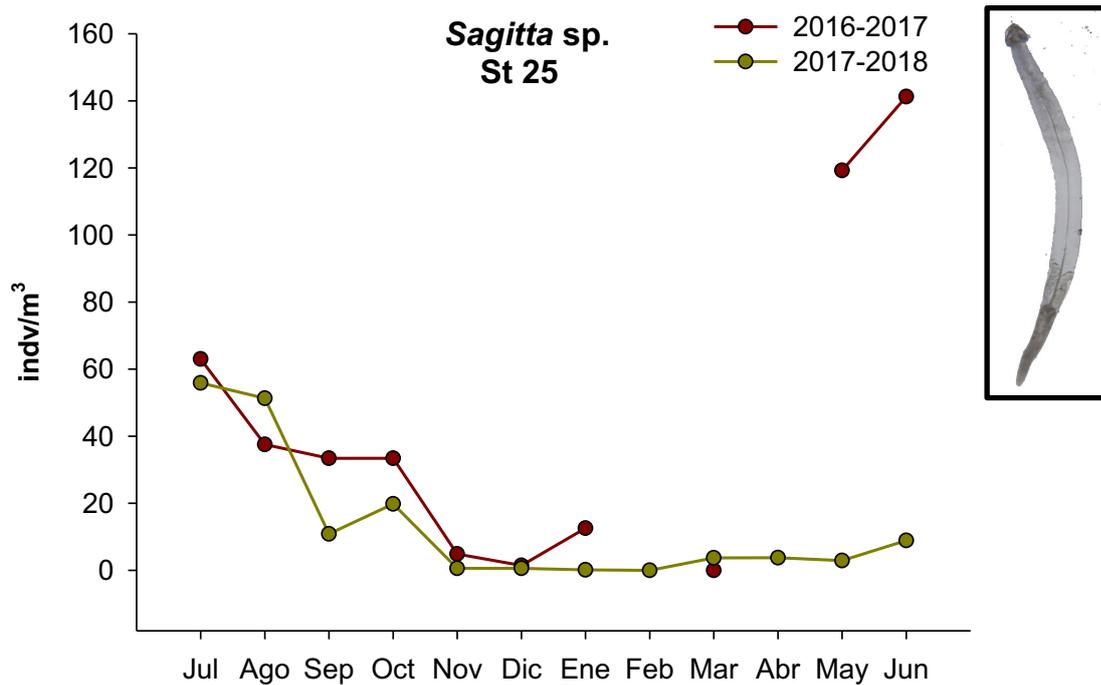


Figura 27. Dinámica temporal de las poblaciones de *Sagitta* sp. en la estación de muestreo 25 y en cada periodo de estudio.

Otras de las especies tipificadoras de la estación 25, es el copépodo *Pseudodiaptomus marinus*. Esta especie es nativa de la región Indo-Pacífica y no existen registros de su presencia en el estuario previos a este estudio. Como puede observarse en la Fig. 28, las mayores densidades de esta especie se alcanzan en otoño, especialmente en Septiembre, con densidades que alcanzan los 200 indv/m³ en el primer periodo y 400 indv/m³ durante el segundo. A partir de ahí, se produce un brusco descenso de individuos, hasta llegar a desaparecer por completo durante la primavera y el invierno.

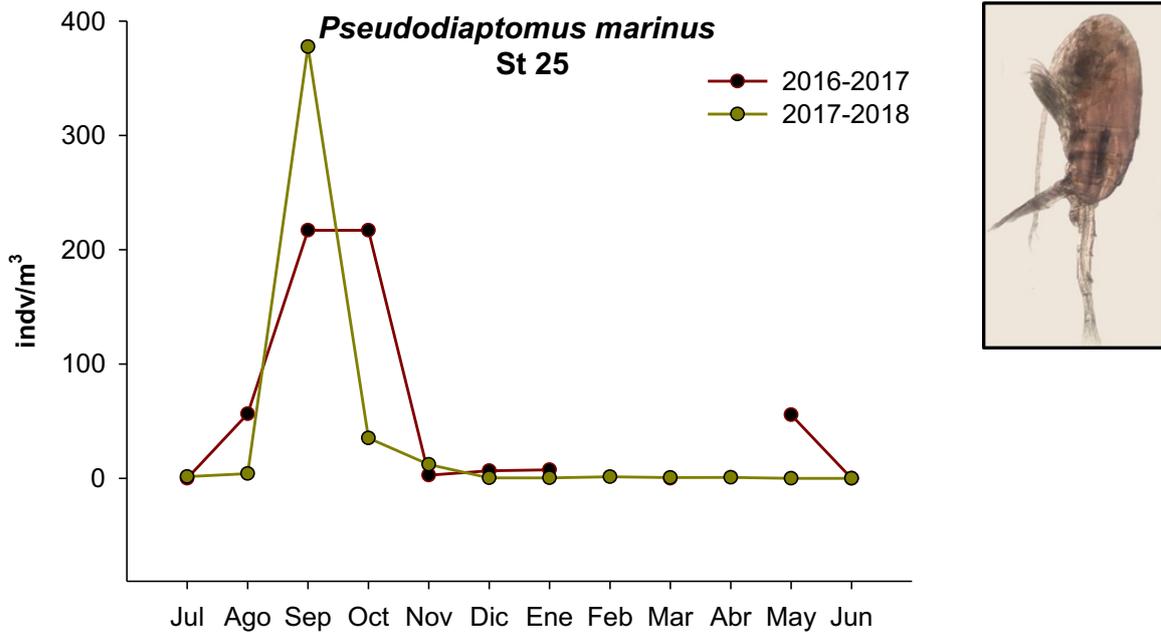


Figura 28. Dinámica temporal de las poblaciones de *Pseudodiaptomus marinus* en la estación de muestreo 25 y en cada periodo de estudio.

- Macroplancton

Con respecto al macroplancton, también se han realizado gráficos de las tendencias temporales de las poblaciones con mayor importancia dentro de la comunidad del estuario, estas son: *Mesopodopsis slabberi*, *Palaemon longirostris*, *Palaemon macrodactylus*, *Neomysis integer*, *Rhopalophthalmus tartessicus* y *Crangon crangon*.

Mesopodopsis slabberi, dentro de las especies de macroplancton, es el misidáceo predominante en todo el estuario, siendo especie tipificadora de todas las estaciones de muestreo. Su dinámica poblacional se muestra en la Fig. 29 y se caracteriza por un fuerte aumento de la densidad de individuos a finales de la primavera y durante el verano en todas las estaciones de muestreo, especialmente en el mes de Mayo, alcanzando los 250 indv/m³ en la estación 25. Su dinámica continúa con un descenso de la densidad durante el otoño que culmina en un aumento progresivo a finales del invierno.

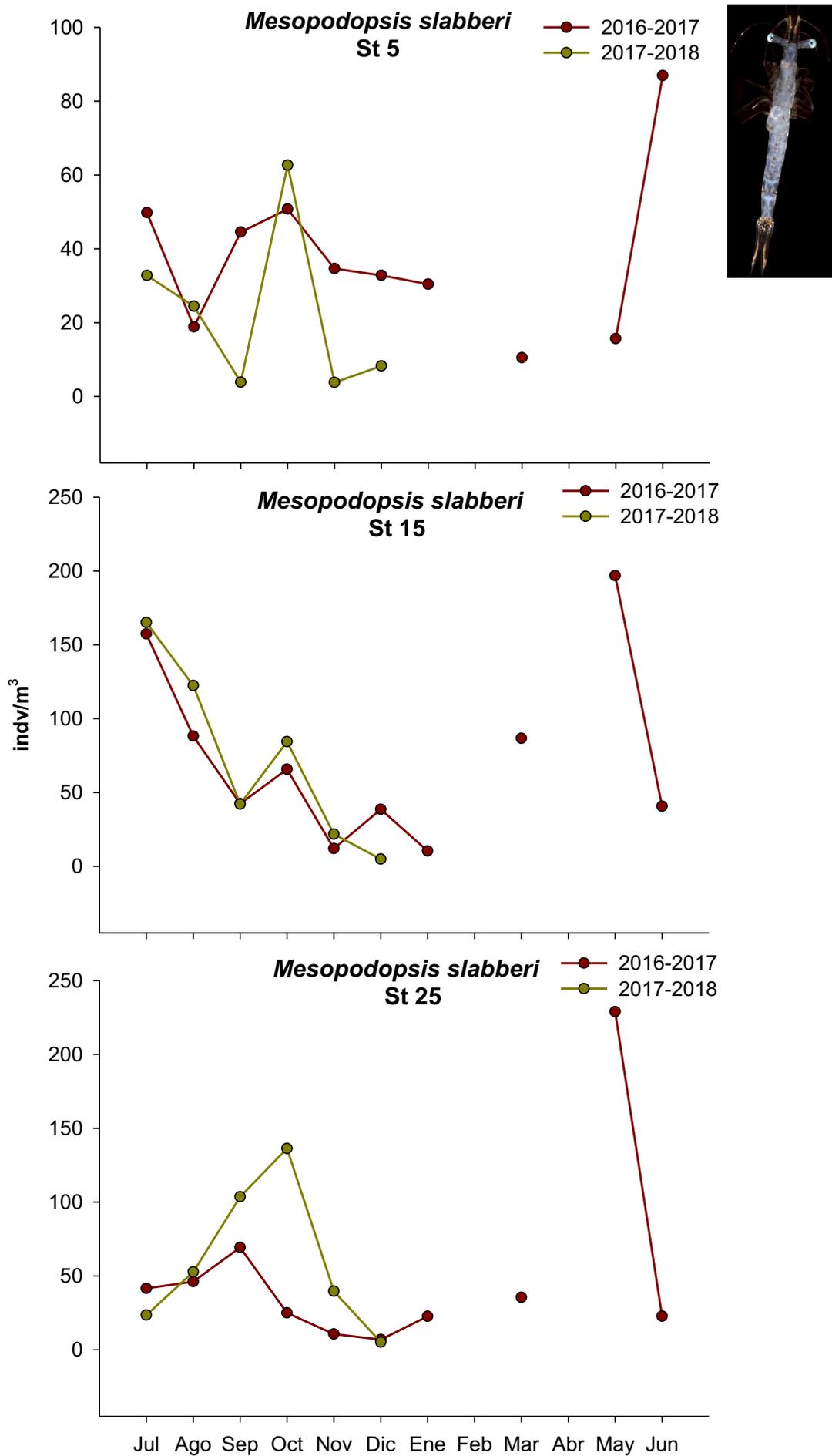


Figura 29. Dinámica temporal de las poblaciones de *M. slabberi* en cada estación de muestreo y en cada periodo de estudio.

Otra de las especies identificadas como tipificadoras de todas las estaciones de muestreo es el decápodo *Palaemon longirostris*. Su dinámica poblacional se muestra en la Fig. 30 donde pueden observarse picos de densidad en verano, especialmente en Julio, donde se alcanzan máximos en torno a 0,5 indv/m³. Su dinámica continúa con un descenso de la densidad durante el otoño que culmina en un aumento progresivo a principios de primavera.

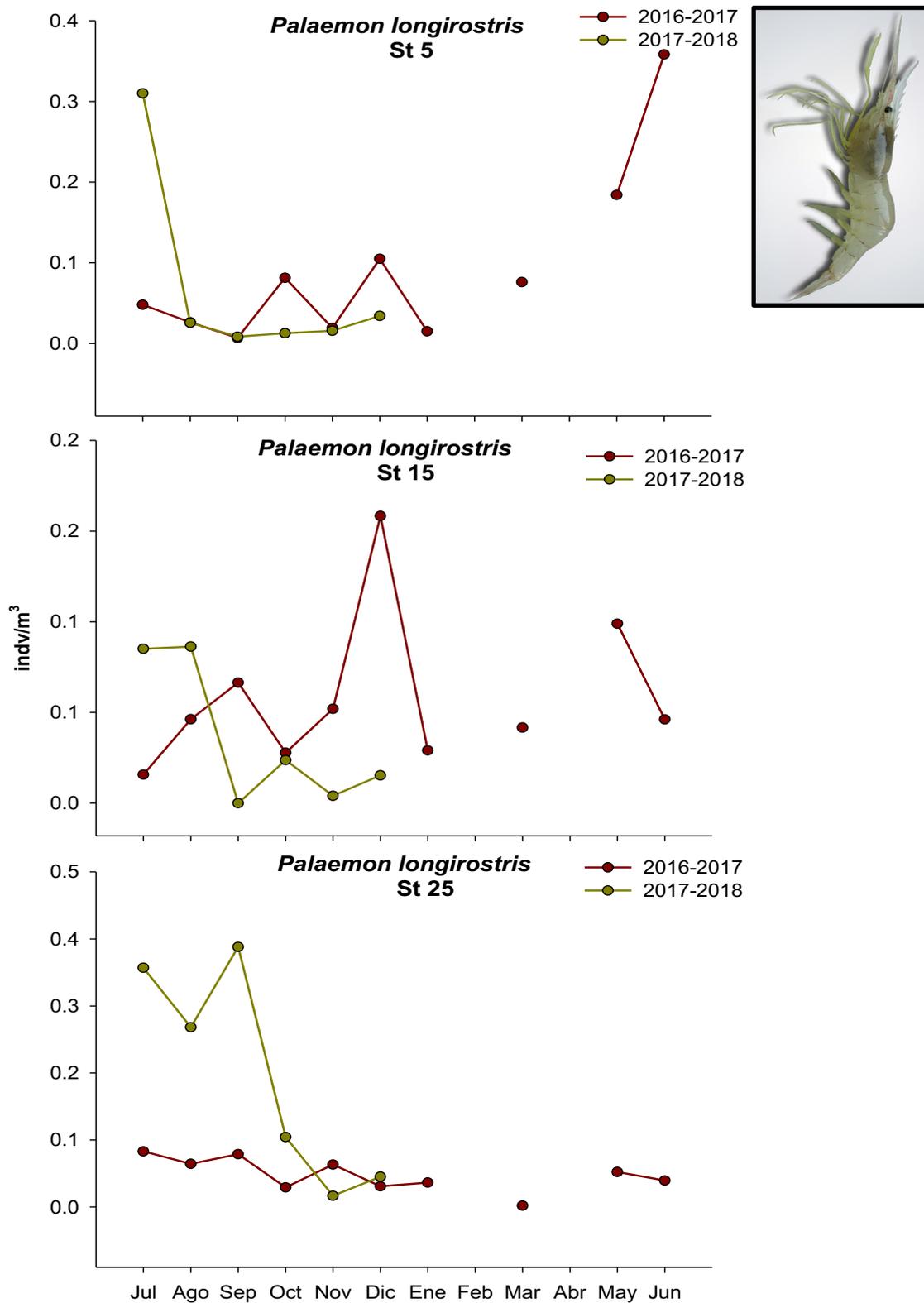


Figura 30. Dinámica temporal de las poblaciones de *P. longirostris* en cada estación de muestreo y en cada periodo de estudio.

El decápodo *Palaemon macrodactylus*, es otra de las especies identificadas como tipificadoras de la estación 5. Su dinámica poblacional se muestra en la Fig. 31, donde pueden observarse picos de densidad en verano, especialmente en Julio, donde se alcanzan máximos en torno a 0,5 indv/m³. Su dinámica continúa con un descenso de la densidad durante el otoño que culmina en un aumento progresivo a principios de primavera.

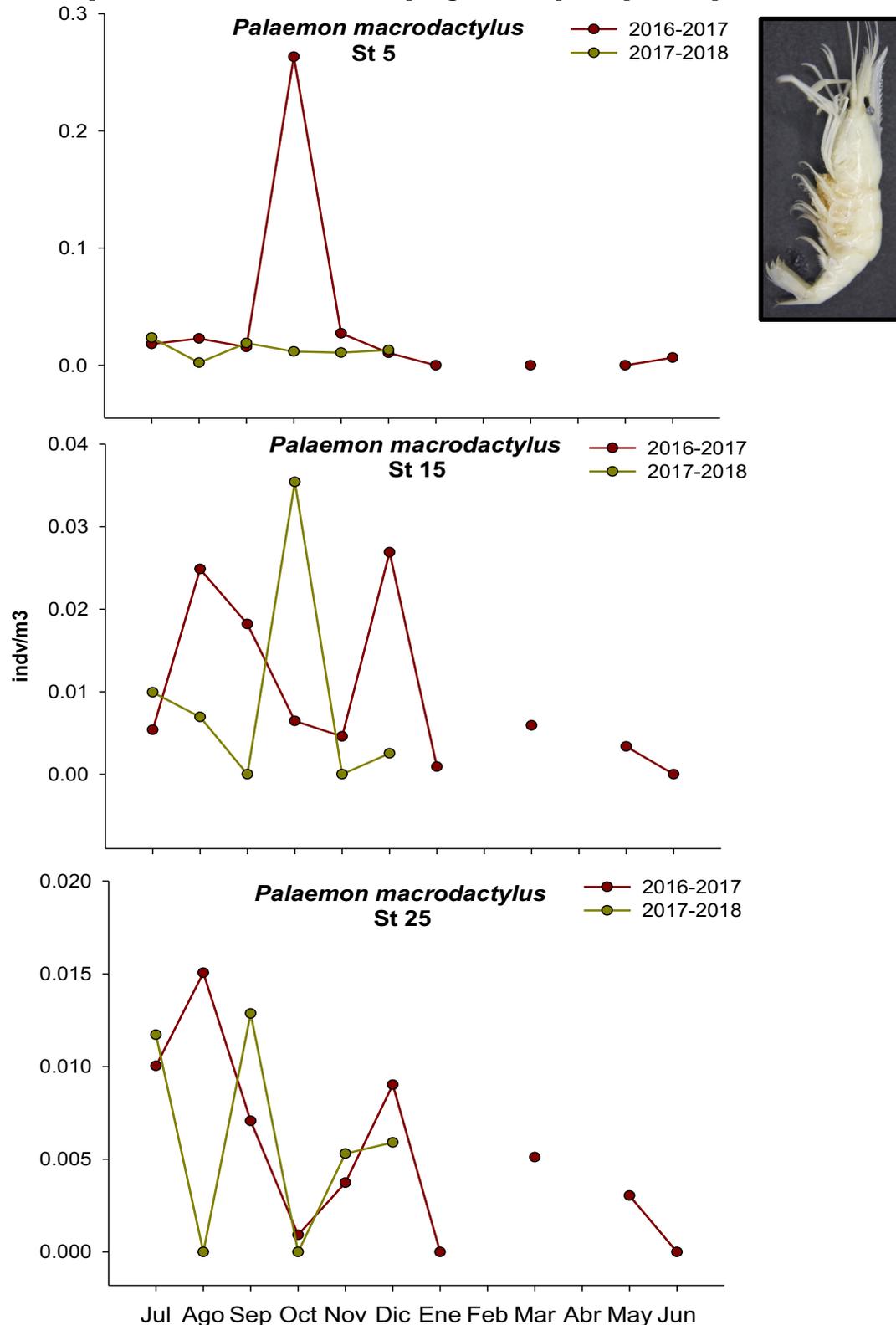


Figura 31. Dinámica temporal de las poblaciones de *P. macrodactylus* en cada estación de muestreo y en cada periodo de estudio.

Otra de las especies identificadas como tipificadoras de la estación 5, es el misidáceo *Neomysis integer*. Su dinámica poblacional se muestra en la Fig. 32, donde puede observarse que los principales picos de densidad se producen en Diciembre y especialmente en Mayo, donde se alcanzan más de 5 indv/m³. Se ha representado su dinámica poblacional en la estación 15, ya que también se han encontrados ejemplares de esta especie, pero como puede observarse su presencia se limita a los meses donde se producen los picos de densidad previamente descritos.

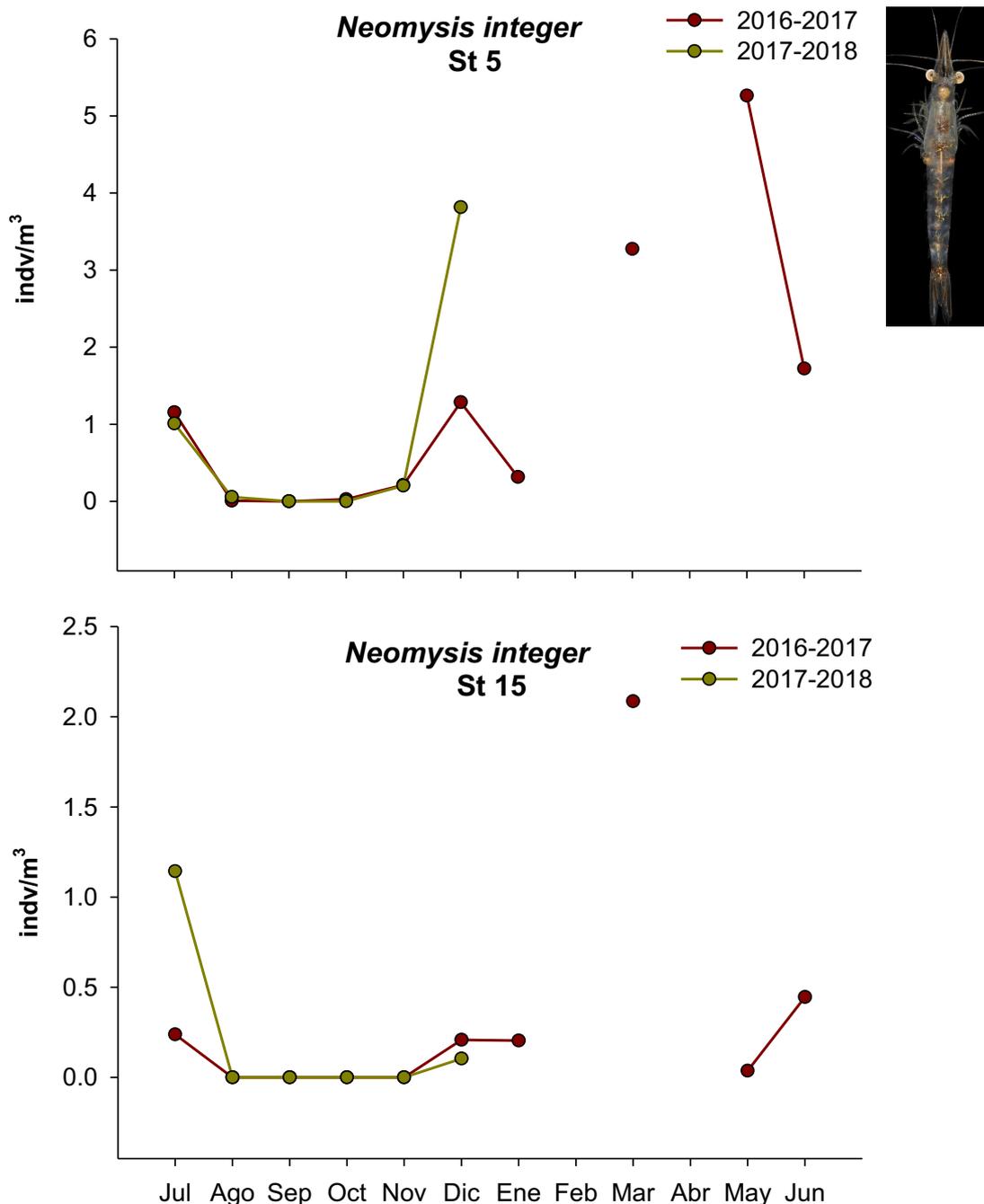


Figura 31. Dinámica temporal de las poblaciones de *N. integer* en cada estación de muestreo y en cada periodo de estudio.

En la Fig. 32 se representa la dinámica poblacional del decápodo *Crangon crangon*. Aunque se ha encontrado en todas las estaciones de muestreo, es una especie tipificadora de la estación 15, a pesar de sus bajas densidades. Los picos de densidad ocurren, al igual que en otras especies de macroplanton, a finales de primavera y principios de verano, especialmente en Mayo y Julio.

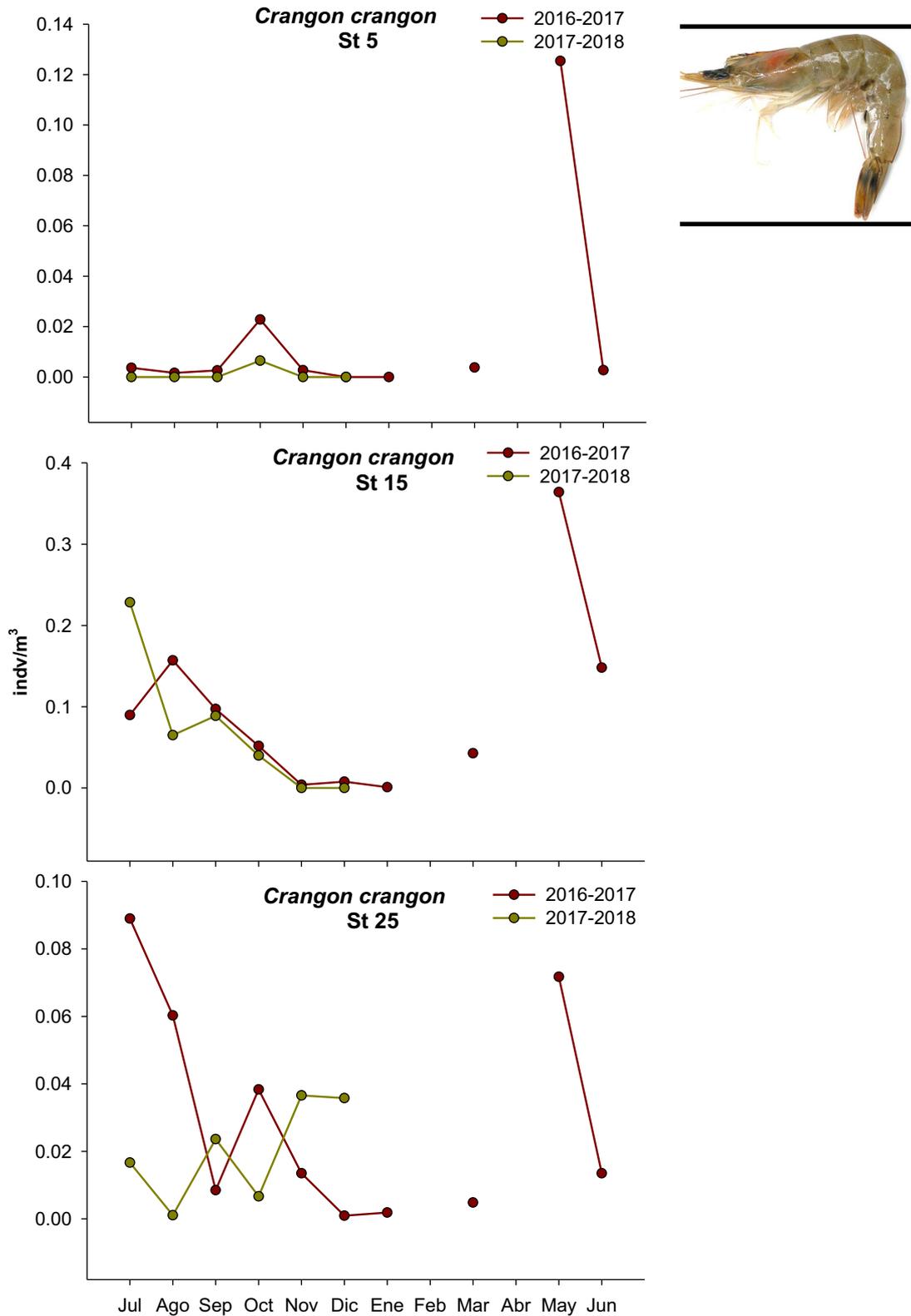


Figura 32. Dinámica temporal de las poblaciones de *Crangon crangon* en cada estación de muestreo y en cada periodo de estudio.

Por último, en la Fig. 33 se representa la dinámica poblacional del misidáceo *Rhopalophthalmus tartessicus*, especie tipificadora de la estación 15 y 25. Como se observa en la gráfica, la dinámica poblacional de esta especie, está caracterizada por picos de densidad durante el verano y principios de otoño, alcanzándose los 30 indv/m³. También puede observarse, que durante el primer año de estudio (2016-2017), las densidades fueron más elevadas para este periodo.

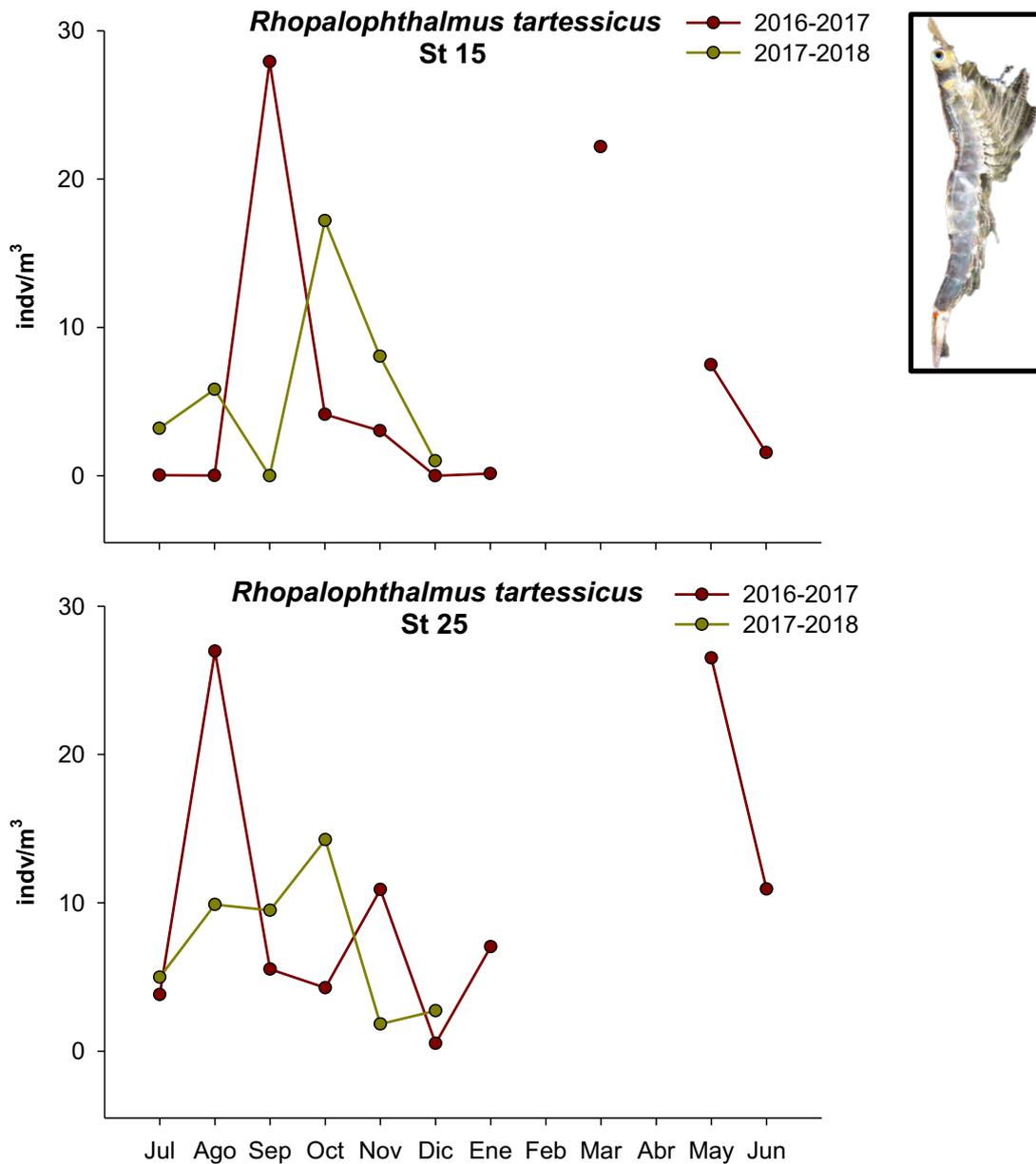


Figura 33. Dinámica temporal de las poblaciones de *Rhopalophthalmus tartessicus* en cada estación de muestreo y en cada periodo de estudio.

Descripción ambiental del área de estudio

Dinámica temporal de las variables ambientales

A continuación, se muestran los resultados de las variables ambientales medidas a través de la sonda multiparamétrica (Turbidez, Ph, Oxígeno disuelto y Temperatura) en las diferentes masas de agua y aquellas variables analizadas en laboratorio (Sólidos en suspensión y Materia orgánica). También se representan variables climáticas como la precipitación mensual y el volumen de agua desembalsado desde la presa de Alcalá del Río. Se muestran tanto los promedios anuales para cada masa de agua, como sus patrones mensuales. Para las variables medidas con la sonda multiparámetrica, los valores han sido obtenidos integrando toda la columna de agua.

Como se observa en las Figs. 34 y 35, las variables Materia orgánica y Sólidos en suspensión muestran diferencias entre las masas de agua de estudio, encontrándose valores más elevados en las estaciones menos salinas. También se observa una marcada diferencia interanual, siendo los valores para el segundo periodo (2017-2018) más altos. Mensualmente, estas dos variables muestran sus mayores valores en primavera, especialmente en el mes de Marzo, cuando se alcanzan valores de materia orgánica en torno a 1000 mg/l (Fig. 34) y en torno a 7000mg/l de sólidos en suspensión (Fig. 35), en todas las estaciones de muestreo.

El contenido en Clorofila a medido en las diferentes masas de agua se representa en la Fig. 36. Los promedios anuales muestran valores más elevados en las estaciones 5 y 15, con un contenido en clorofila a de 4,5 y 3,7 $\mu\text{g/l}$ respectivamente, para el primer periodo de estudio (2016-2017) y un promedio de 3,6 $\mu\text{g/l}$ en ambas estaciones para el segundo periodo (2017-2018). Mensualmente, el contenido en clorofila a, muestra una dinámica temporal similar en todas las estaciones de estudio, con una leve disminución de las concentraciones en los meses de invierno y seguida de un brusco aumento en primavera, especialmente en el mes de Marzo, alcanzándose picos de clorofila a de 11 $\mu\text{g/l}$ en la estación 5, de 11 $\mu\text{g/l}$ en la estación 15, y de 8 $\mu\text{g/l}$, en la estación 25.

En cuanto a la variable turbidez (Fig. 37), los valores promedio son más elevados en la estación menos salina, y se observa una variabilidad interanual, con valores más altos durante el segundo periodo. Así, en la estación 5, los valores promedio varían de 600 (2016-2017) a 1400 (2017-2018) NTU, en la estación 15 oscilan de 300 a 900 NTU y en la estación 25, de 150 a 400 NTU. Mensualmente se aprecia una tendencia estable de los valores en todas las estaciones de muestreo, con un aumento progresivo a finales de Otoño e Invierno. Destaca el pico de Turbidez observado en el mes de Marzo de 2018, donde se alcanzaron valores en torno a 5000 NTU en la estación 5 y 15, y de 3000 NTU en la estación 25.

En la Fig. 36 también se observa que la estación 5 presenta siempre los mayores valores de turbidez, seguida de la estación 15 y 25, alcanzando máximos de 1500 NTU en el mes de Octubre. Los perfiles verticales de esta variable (Fig. 41) muestran un aumento de la turbidez con la profundidad, especialmente en las estaciones 5 y 15, donde los valores son más elevados.

Los valores promedio de la variable pH (Fig. 38) no muestran diferencias entre las masas de agua de estudio, y tampoco variaciones interanuales, observándose valores en torno a 8 para todo el periodo de estudio, aunque si pueden observarse algunas variaciones temporales. Esta variable se mantiene constante durante el verano y el otoño, disminuyendo en invierno y primavera, observándose los valores más bajo en el mes de Marzo. La fig. 38 también muestra que mensualmente, es en la estación 5 donde se registran valores de pH ligeramente superiores en comparación las demás estaciones.

Los promedios anuales para cada estación de muestreo y las variaciones mensuales de la variable ambiental oxígeno disuelto se muestran en la Fig. 39. Puede observarse que anualmente no existen diferencias en el contenido de oxígeno entre las estaciones de muestreo, encontrándose valores promedio en torno a 7 mg/l para el primer periodo de estudio y en torno a 7,5 mg/l para el segundo periodo. Pueden observarse variaciones mensuales, con un aumento progresivo del contenido de oxígeno durante el invierno, alcanzándose los valores más elevados en el mes de Febrero, seguido de una disminución del oxígeno en primavera y verano, especialmente en el mes de Marzo de 2018, cuando se alcanzan los mínimos de todo el periodo de estudio, especialmente notable en la estación 5 y 15.

Entrando en las variables climáticas, en la Fig. 40, puede observarse que la temperatura promedio del primer año de estudio fue ligeramente superior, alcanzándose los 21°C, frente al promedio de 19°C del segundo periodo. Mensualmente, puede observarse que la temperatura del agua presenta un rango de variación entre 28 grados, registrados en el mes de Julio, y 11 grados en el mes de Febrero.

Por último, en la Fig. 41 se han representado los valores promedio y las variaciones mensuales de las precipitaciones y el volumen de agua desembalsado desde la presa de Alcalá. Puede observarse una variación interanual de los valores promedio de ambas variables, con valores de precipitaciones que varían de 52 l/m³ (2016-2017) a 44 l/m³ (2017-2018) y promedios de volumen desembalsado que cambian de 25 m³/s (2016-2017) a 20 m³/s (2017-2018). Los patrones de precipitaciones fueron diferentes en los dos años de estudio, en el primer periodo pueden observarse dos picos de lluvias, en otoño y en primavera, siendo los primeros más elevados y donde se alcanzaron medias mensuales de 150 l/m³ (Noviembre 2016). En el segundo periodo, las lluvias se concentraron en la primavera, especialmente en el mes de Marzo, donde se alcanzaron los mayores valores de todo el periodo de estudio, cercanos a los 170 l/m³. Los máximos valores de caudal desembalsado coinciden con los picos de lluvia previamente descritos.

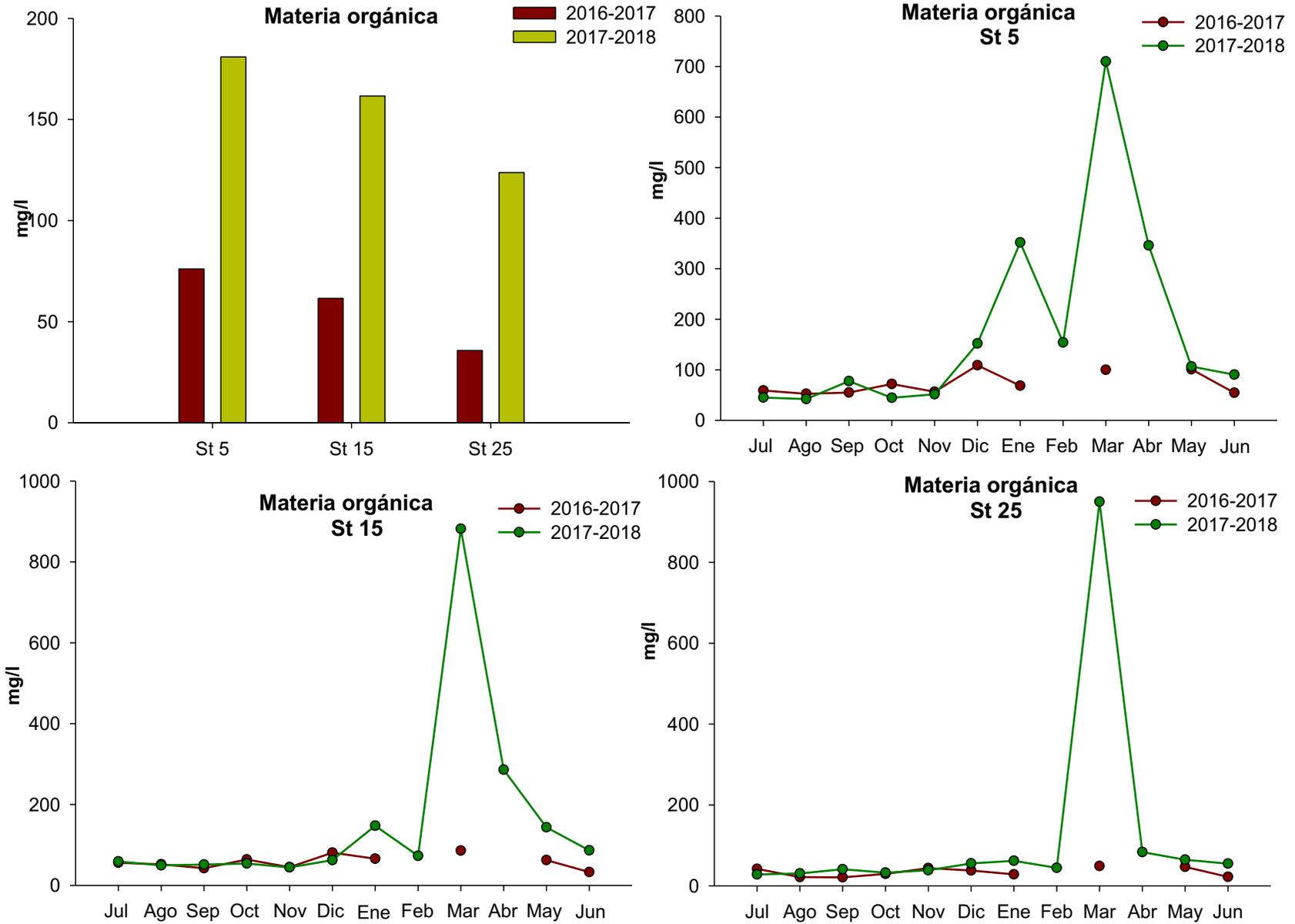


Figura 34. Valores medios y mensuales del contenido en Materia orgánica (mg/l), medido para cada masa de agua y durante los dos periodos de muestreo.

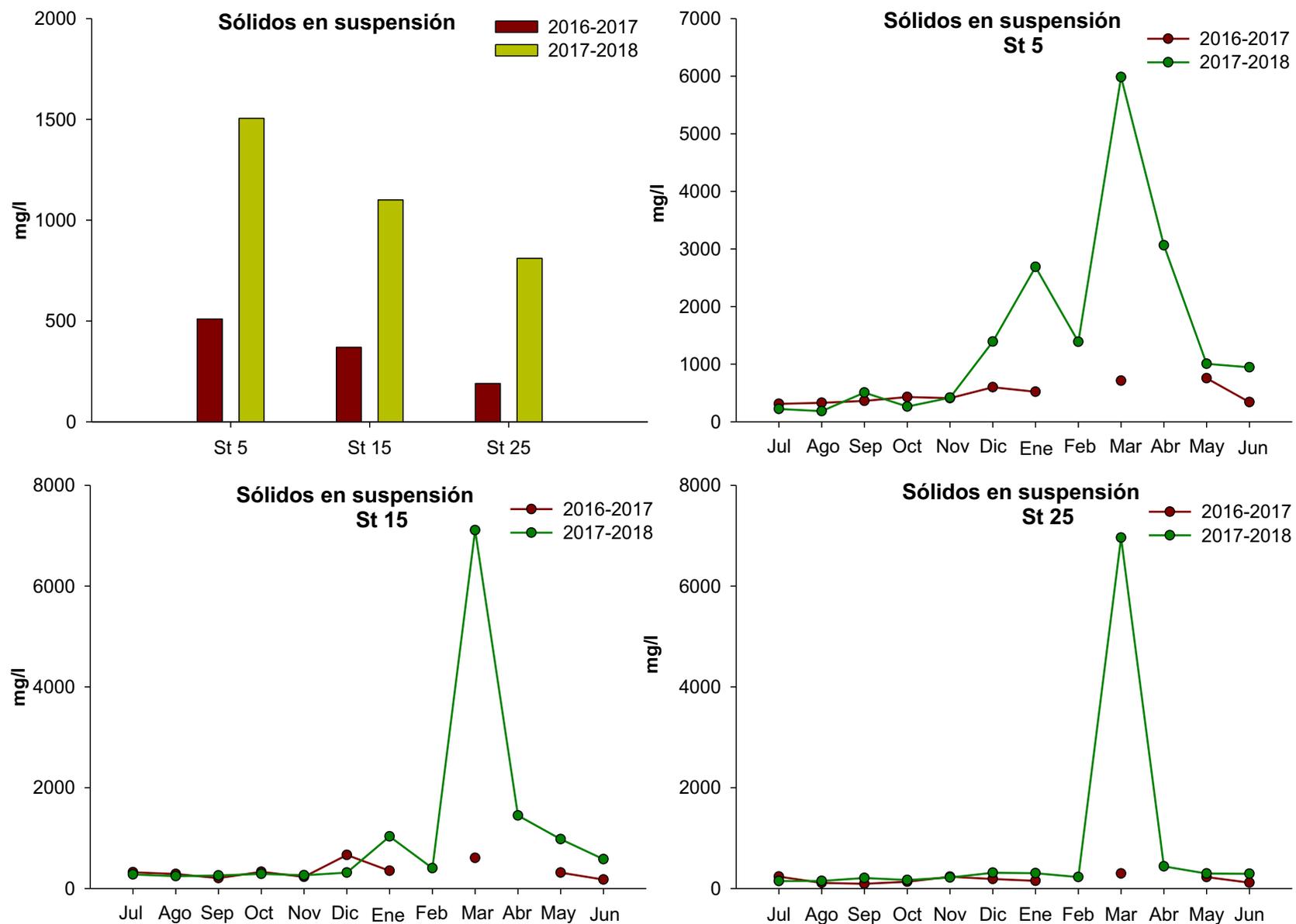


Figura 35. Valores medios y mensuales de los Sólidos en suspensión (mg/l) medidos para cada masa de agua y durante los dos periodos de muestreo.

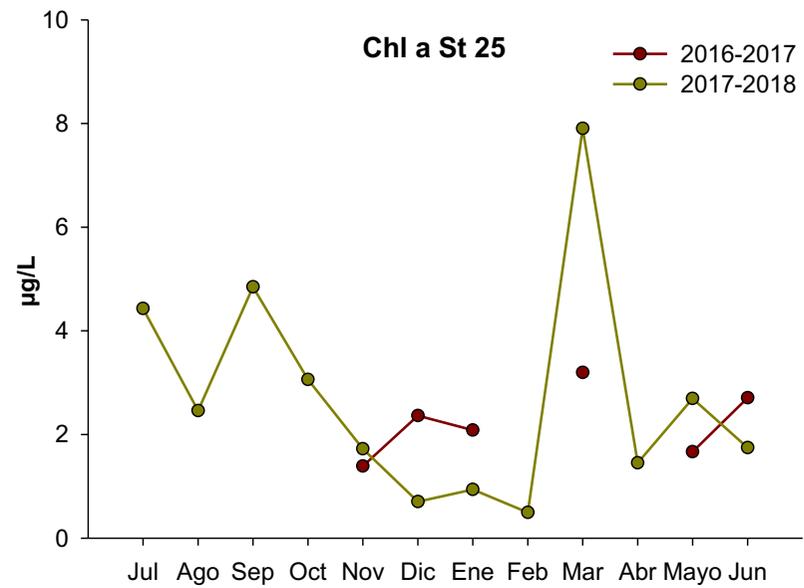
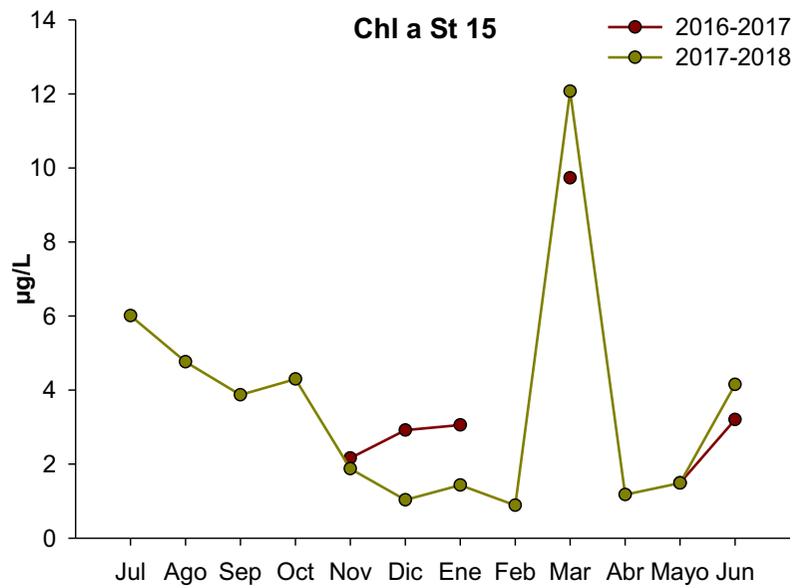
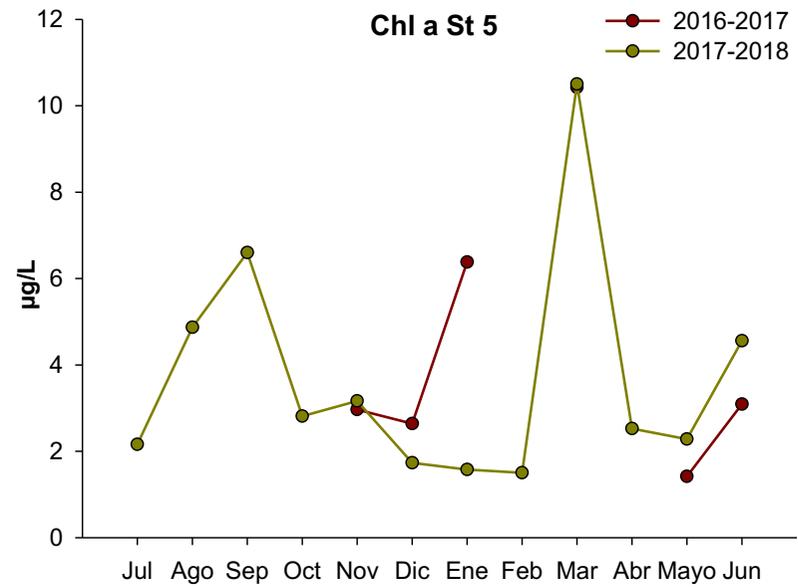
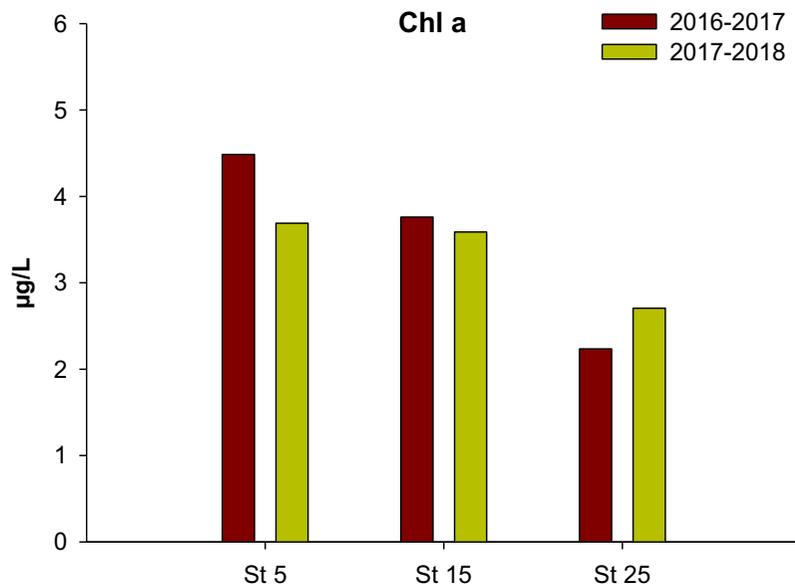


Figura 36. Valores medios y mensuales del contenido en Clorofila a ($\mu\text{g/l}$) medidos para cada masa de agua y durante los dos periodos de muestreo.

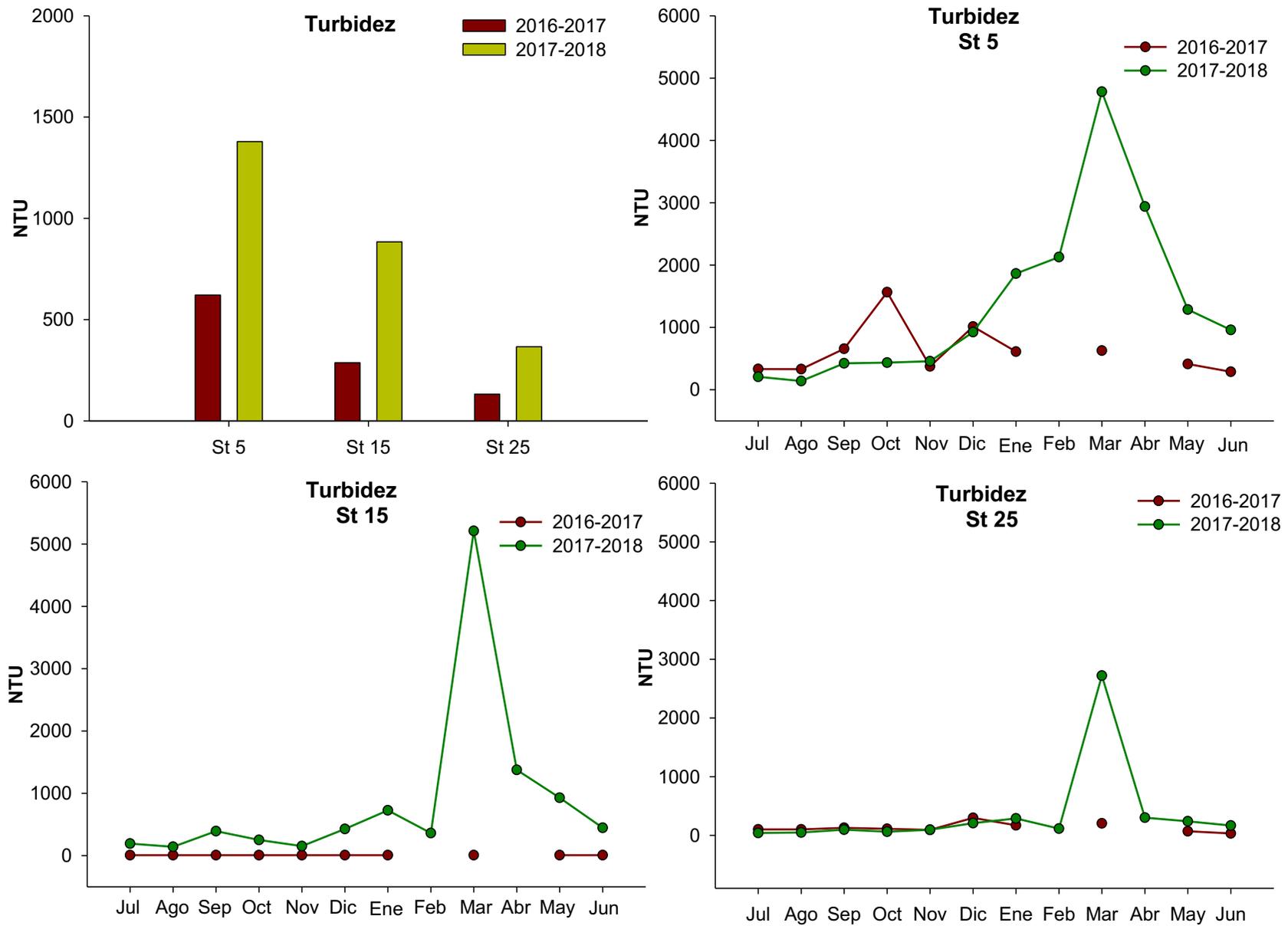


Figura 37. Valores medios y mensuales de los valores de Turbidez (NTU) medidos para cada masa de agua y durante los dos periodos de muestreo.

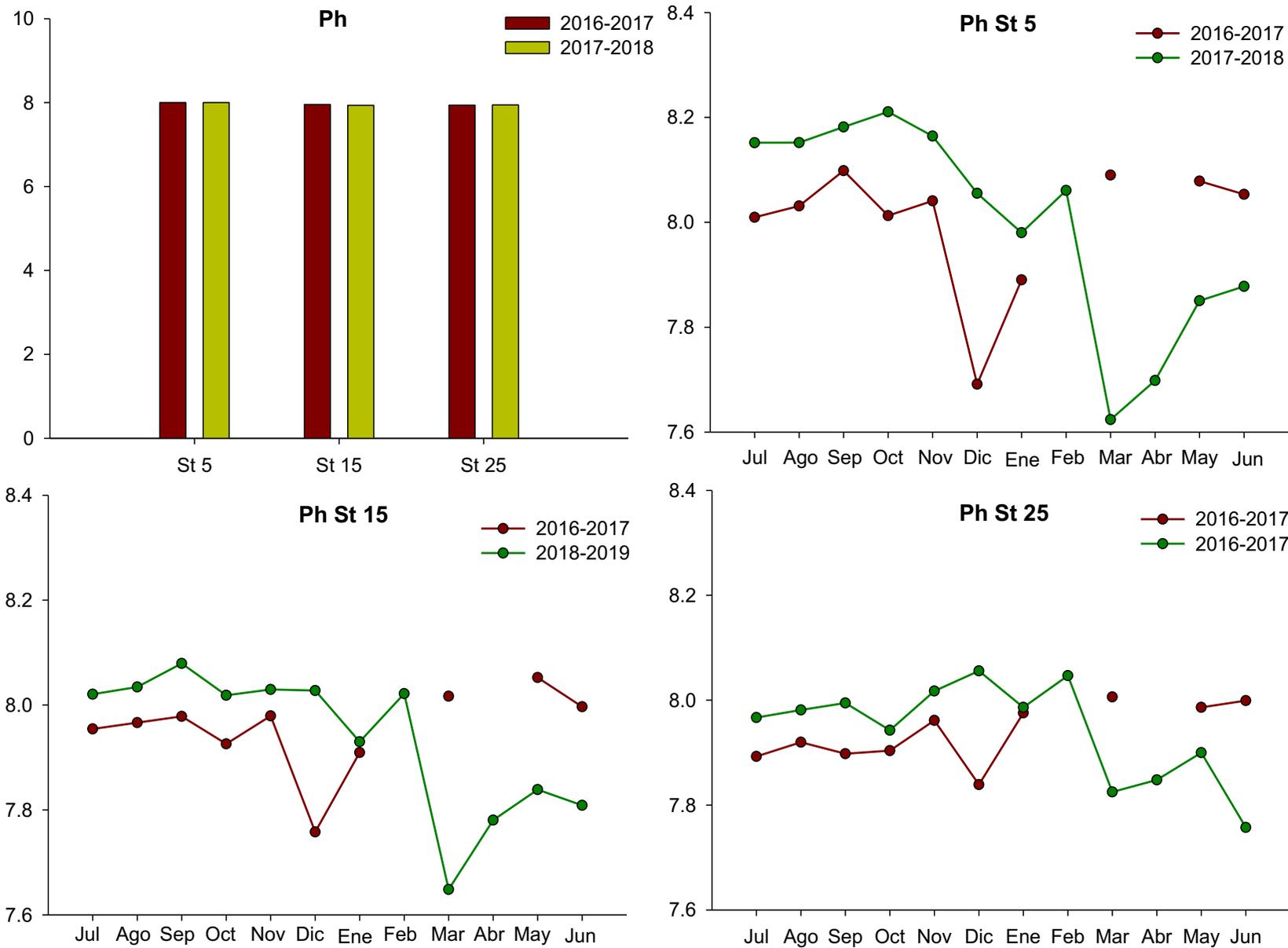


Figura 38. Valores medios y mensuales de los valores Ph medidos para cada masa de agua y durante los dos periodos de muestreo.

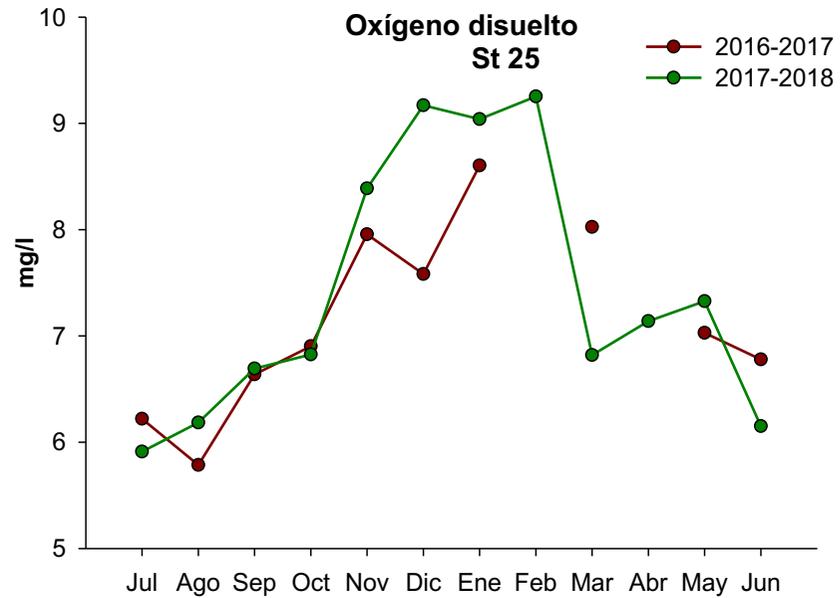
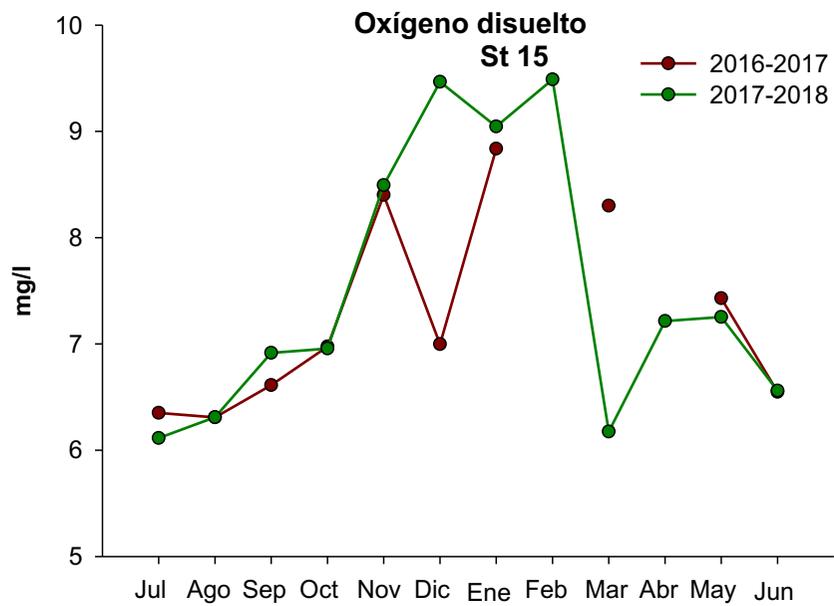
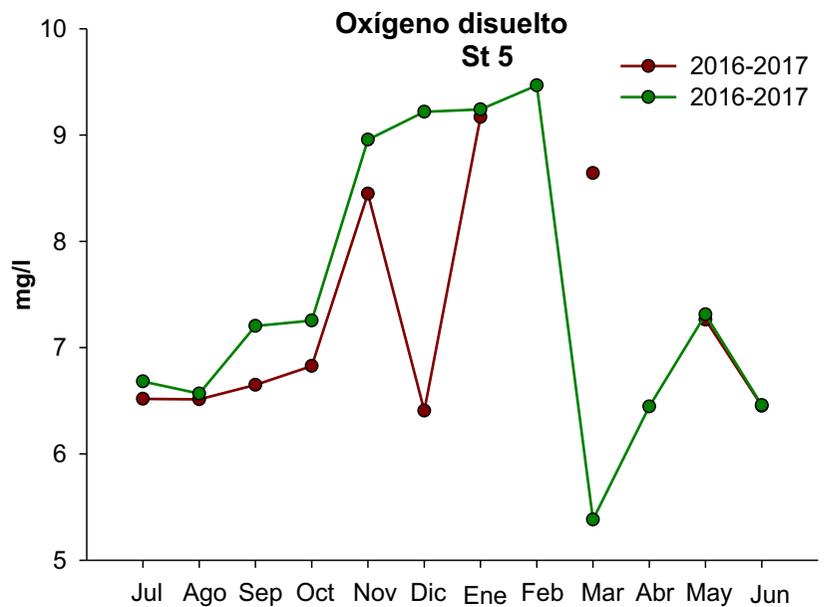
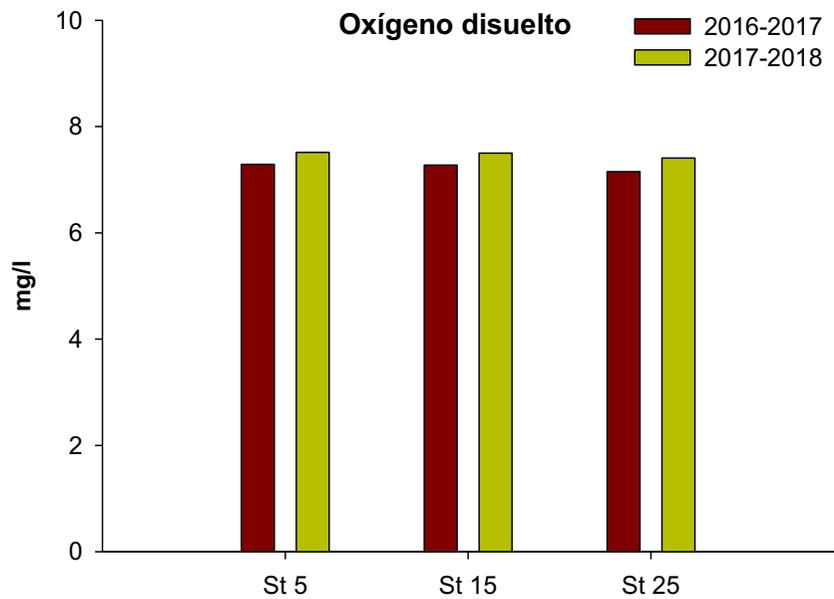


Figura 39. Valores medios y mensuales de los valores de la variable Oxígeno disuelto (mg/l) medidos para cada masa de agua y durante los dos periodos de muestreo.

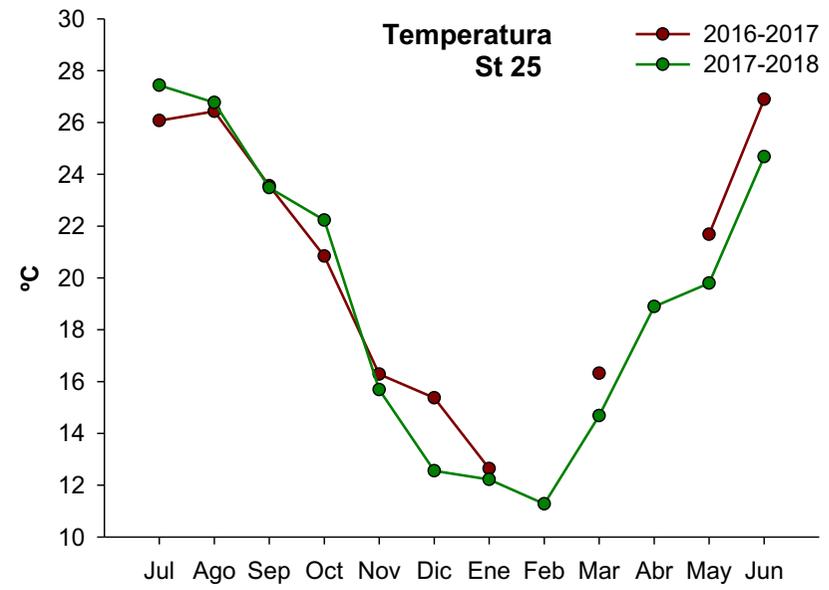
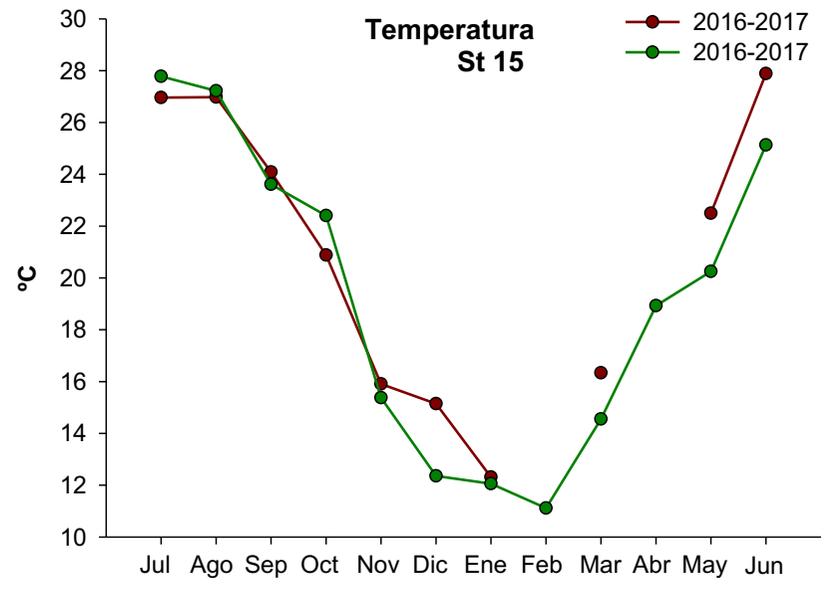
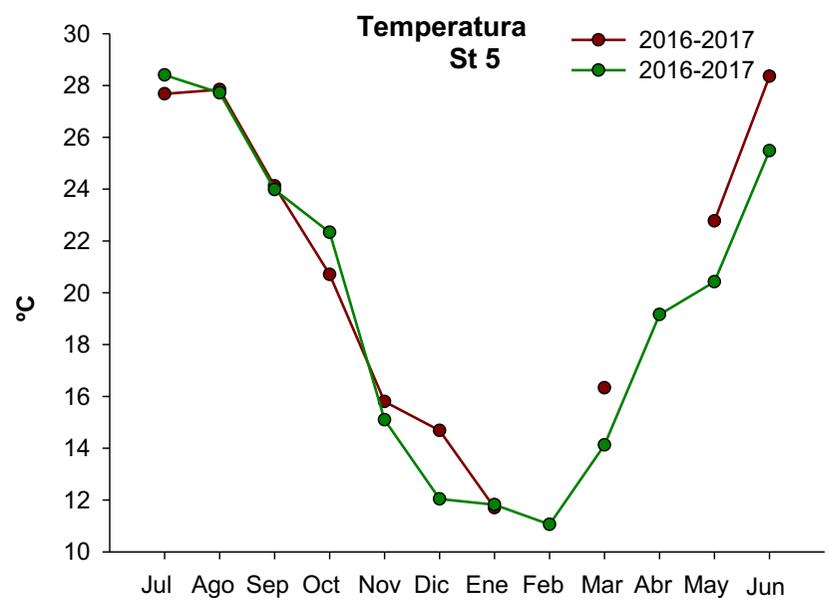
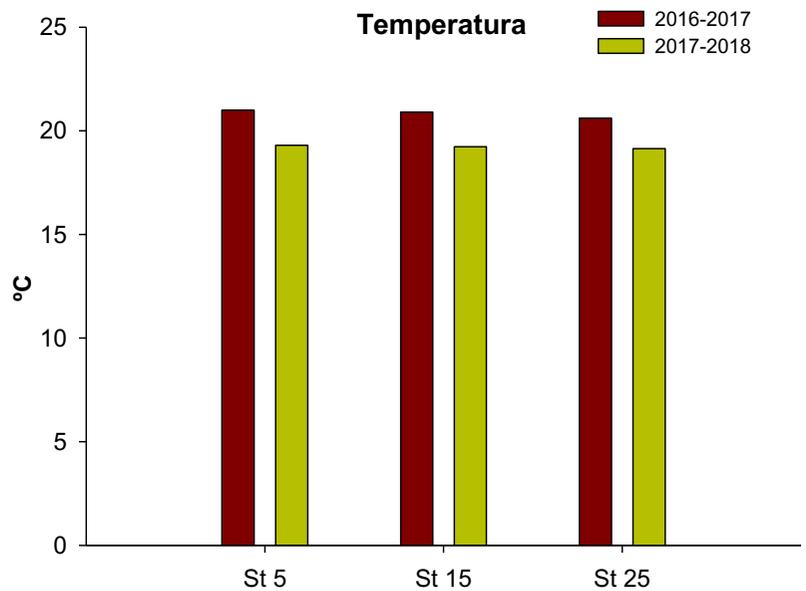


Figura 40. Valores medios y mensuales de los valores de la variable Temperatura (°C) medidos para cada masa de agua y durante los dos periodos de muestreo.

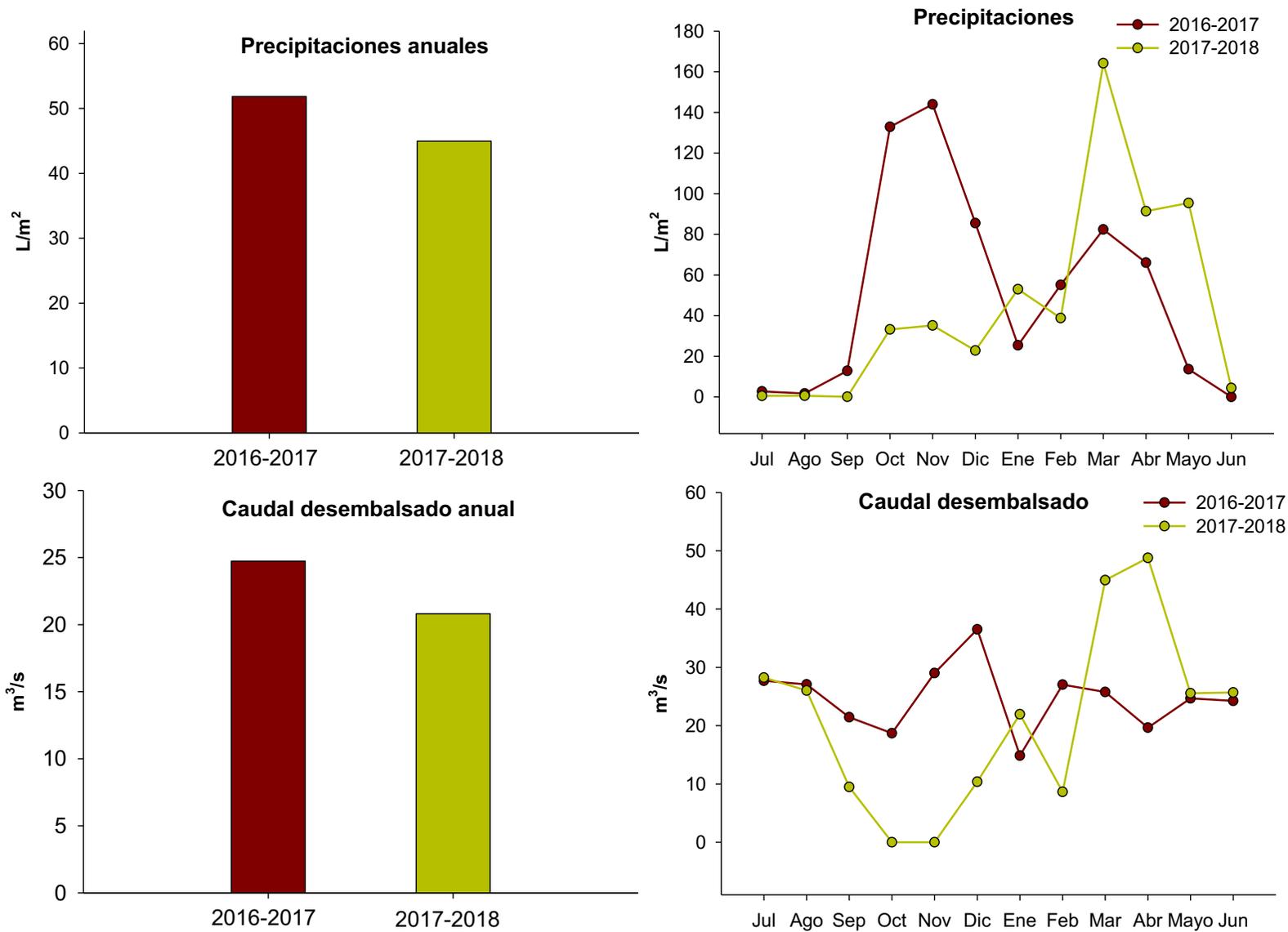


Figura 41. Promedios anuales y variaciones mensuales de las precipitaciones (l/m³) y volumen de agua dulce desembalsado (m³/s) por la presa de Alcalá del Río durante los dos periodos de muestreo. Fuente: SAIH, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

Análisis de ordenación de las variables ambientales

Para el estudio de la influencia de las variables ambientales sobre la variabilidad de las diferentes estaciones dentro del estuario, se ha realizado un análisis de componentes principales (PCA), que permite establecer qué variables ambientales marcan las posibles agrupaciones de datos, así como, cuales son las más explicativas de la variabilidad. Para este análisis se han tenido en cuenta las siguientes variables ambientales: pH, Turbidez, Clorofila a, Salinidad, Oxígeno disuelto, Materia orgánica y Sólidos en suspensión.

En el siguiente gráfico podemos observar el resultado del PCA donde se muestra la distribución de las estaciones de muestreo según las variables ambientales. Se representan únicamente los ejes PC1 y PC2, ya que entre ambos son capaces de explicar un 70% de la variabilidad de los datos, lo cual resulta significativo.

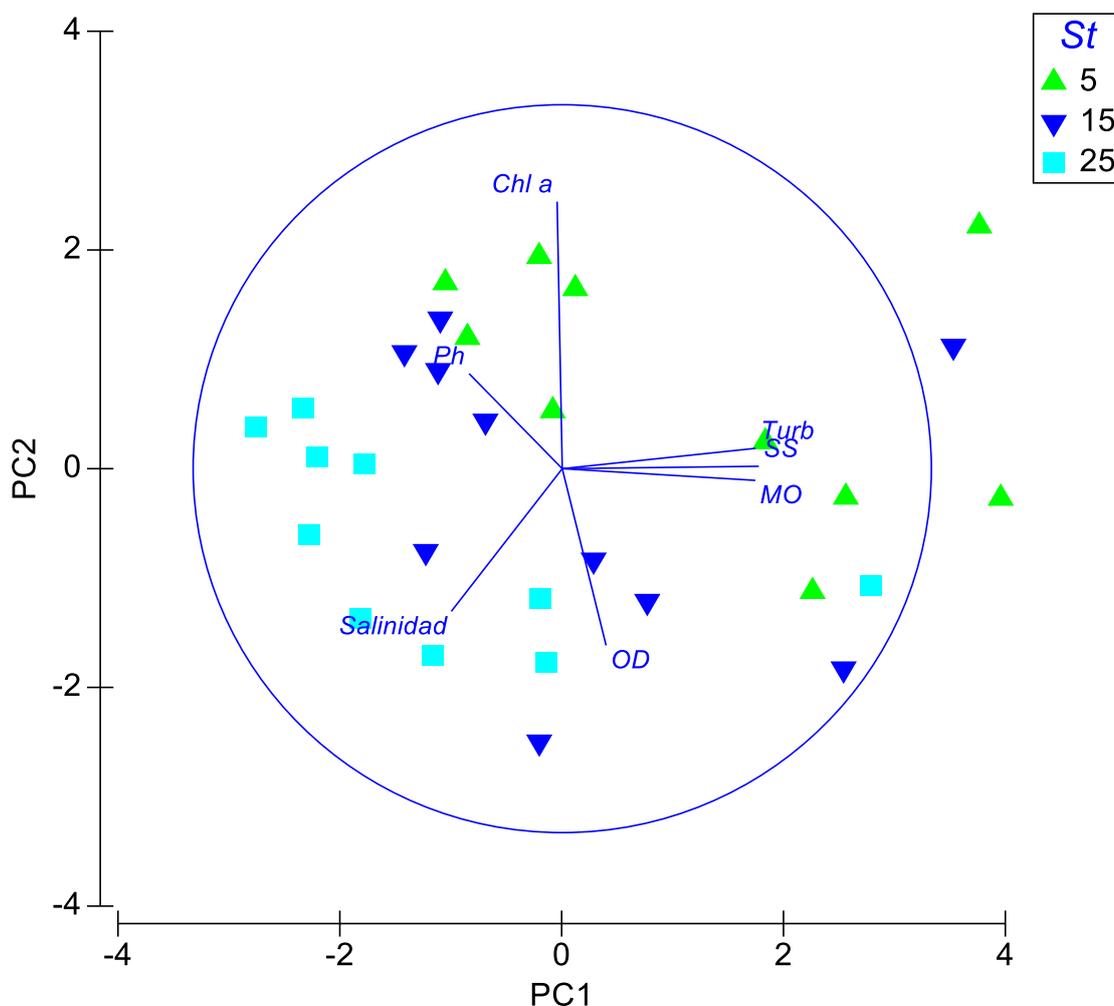


Figura 42. Resultado del análisis de componentes principales (PCA). Turb (turbidez); Chl a (clorofila a); OD (oxígeno disuelto); MO (materia orgánica); SS (sólidos en suspensión).

El eje 1 (PC1) viene determinado por las variables Turbidez (0.524), Sólidos en suspensión (0.533), Materia orgánica (0.523) y Salinidad (-0.300). Centrándonos en este eje podemos observar 3 agrupaciones claras, correspondientes a las tres estaciones de muestro. Esto quiere decir que aquellos puntos que se localizan más hacia la izquierda del gráfico, los representados por cuadrados azules (estación 25), se caracterizan por presentar una menor turbidez, menor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica y una mayor salinidad.

De este modo, la estación 5 representada por triángulos verdes, se caracteriza por presentar menor salinidad, mayor turbidez y mayor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica, mientras que la estación 15 (triángulos invertidos azules) muestra características ambientales intermedias entre las dos estaciones anteriores.

Por otro lado, el eje 2 (PC2) viene determinado por las variables Oxígeno disuelto (-0.486) y Clorofila a (0.734) e indica que los puntos situados más arriba del eje se caracterizan por presentar menor contenido en oxígeno disuelto y mayor contenido en clorofila, mientras que en los puntos situados más abajo, ocurriría lo contrario. Centrándonos en este eje, no se observan agrupaciones por estación de muestro claras, teniendo más que ver con variaciones temporales.

Relación entre variables ambientales y biológicas

Por último, se ha realizado un análisis BioEnv, cuyo objetivo es realizar correlaciones entre las variables ambientales y la comunidad biológica y así poder identificar que variables ambientales son capaces de explicar en mayor medida la distribución y estructura de la comunidad de zooplancton en el río.

El resultado muestra (Tabla 8), con un coeficiente de correlación de 0.408, que aquellas variables ambientales que mejor explican la comunidad zooplanctónica son: Salinidad, Turbidez y Temperatura, lo que muestra la relación de dependencia entre el zooplancton y las variables ambientales.

Tabla 8. Resultados del análisis BioEnv

Nº de variables	Correlación	Variables
3	0.408	Salinidad, Turbidez, Temperatura
2	0.390	Salinidad, Temperatura
1	0.387	Salinidad

También se han realizado correlaciones de Pearson entre la variable densidad de organismos y las variables ambientales para todo el periodo de estudio, con el objetivo de determinar que variables ambientales son más influyentes en la variación temporal de la densidad de zooplancton del estuario.

Tabla 9. Resultados de correlaciones de Pearson entre variables ambientales y la densidad de organismos. ** Correlación con significación <0.01.

	Densidad
Precipitaciones	-0.361**
Caudal desembalsado	-0.091
Materia orgánica	-0.089
Sólidos en suspensión	-0.090
Salinidad	-0.007
Temperatura	0.459**
Turbidez	-0.075

Como puede observarse en la Tabla 9, existen correlaciones significativas entre la densidad de zooplancton, y las variables precipitaciones y temperatura. Para la primera variable la relación es inversamente proporcional, es decir, a mayor valor de precipitaciones, menor densidad de organismos, mientras que para la variable temperatura, la relación es directamente proporcional, lo que quiere decir que, a mayores valores de temperatura, mayores valores de densidad de organismos. Estas relaciones pueden apreciarse en las Figs. 41-42 donde se observa que los periodos en los que las precipitaciones son menores y la temperatura más elevada, la densidad de organismos es mayor, esto ocurre a finales de primavera y en verano (Mayo-Julio), mientras que por el contrario, los periodos caracterizados con mayores precipitaciones y menor temperatura, la densidad de individuos disminuye. En la figura 43, se representa también la variable Turbidez frente a la densidad, aunque el análisis no haya sido significativo, pero puede observarse que generalmente a menores periodos de turbidez mayores densidades de organismos. También se han encontrado correlaciones positivas y significativas entre las precipitaciones y el caudal desembalsado con la Turbidez.

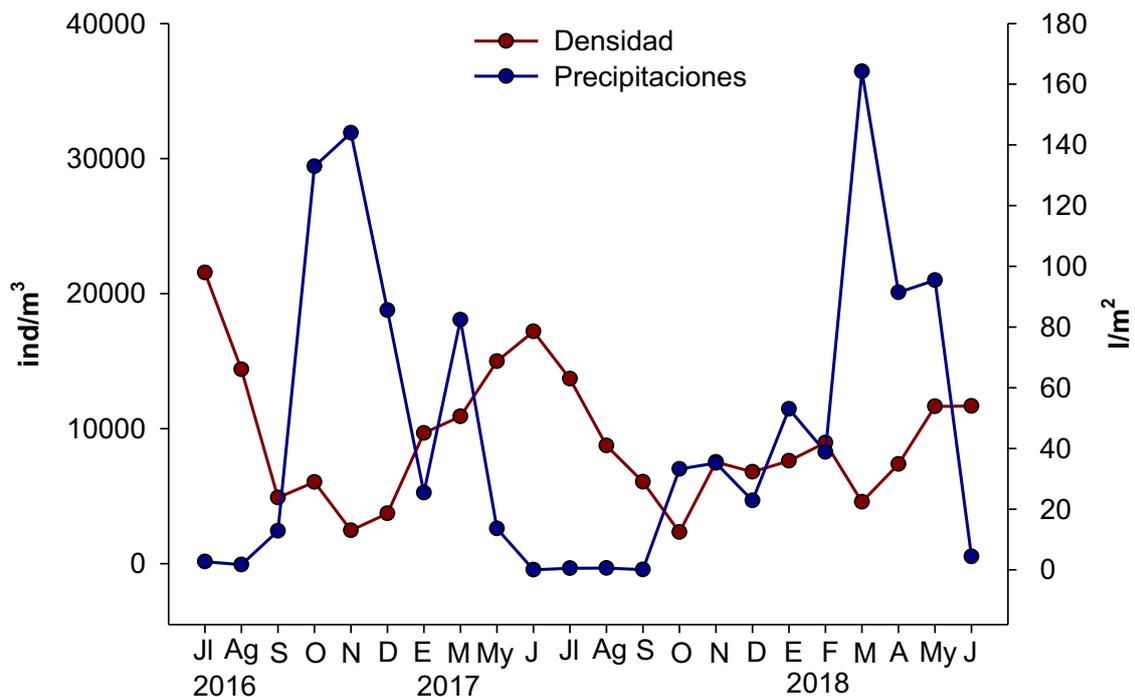


Figura 41. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m³; eje izquierdo) y de las precipitaciones (l/m²; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

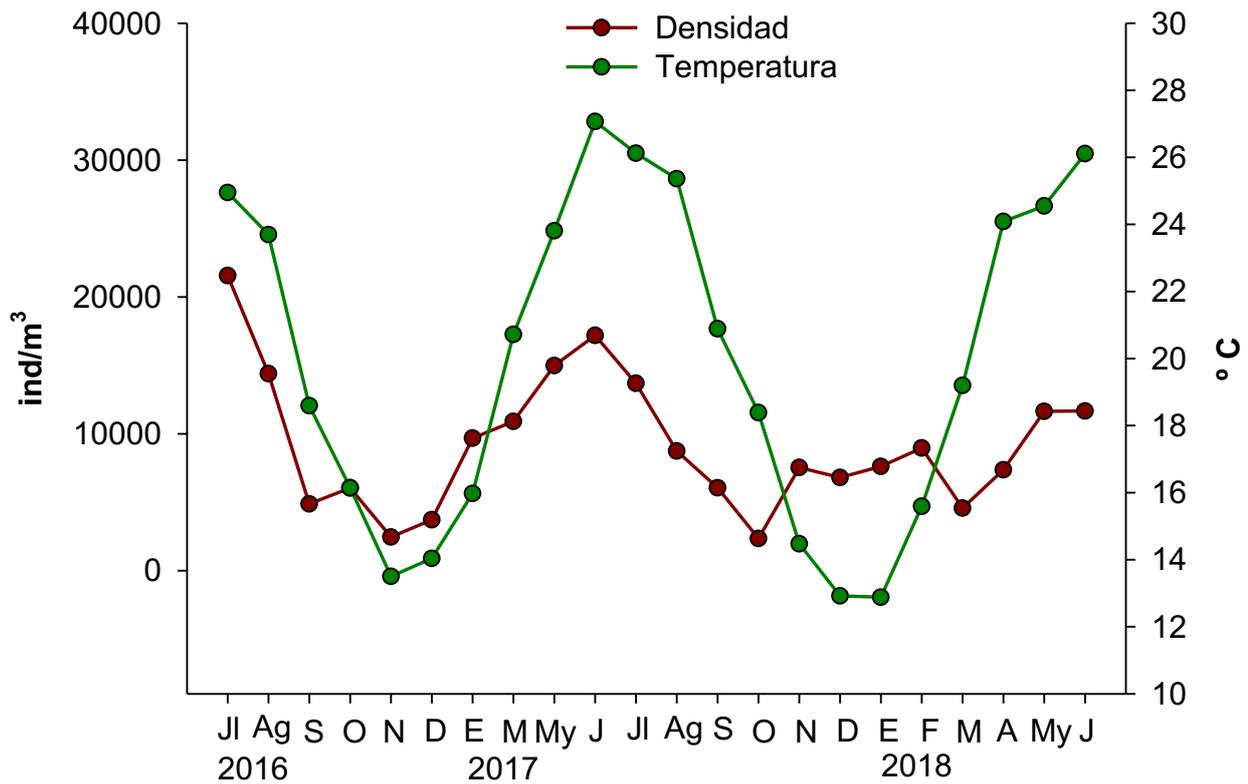


Figura 42. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m³; eje izquierdo) y de la temperatura (°C; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

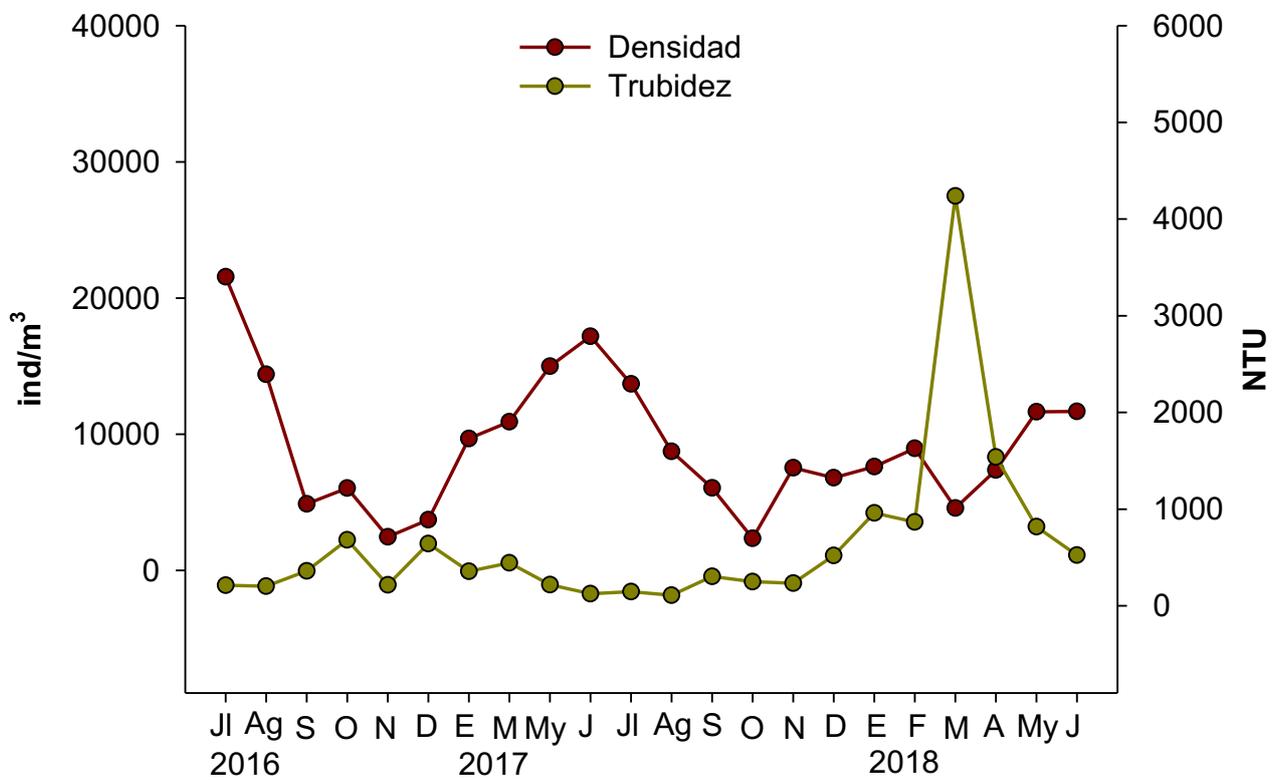


Figura 43. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m³; eje izquierdo) y de la turbidez (NTU; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

Conclusiones

Las principales conclusiones obtenidas a partir del seguimiento espacio-temporal de la comunidad de zooplancton del estuario del Guadalquivir en el periodo 2016-2018 son las siguientes:

- Generalmente, en un sistema estuárico las variables univariantes, como densidad, riqueza y diversidad de zooplancton tienden a ser más elevadas en las zonas más salinas del sistema. En el estuario del Guadalquivir, esta tendencia no es tan clara, ya que la densidad de organismos es más elevada en la estación 15 y los valores de diversidad son más elevados en la zona menos salina (St 5). La riqueza de especies, sigue la tendencia esperada, con mayores valores en la estación 25. En cuanto a la comunidad macroplantónica, es la estación 15 la que presenta mayor riqueza y densidad, y la estación 25 la que posee mayores valores de diversidad.
- La densidad de zooplancton del estuario del Guadalquivir puede considerarse elevada en comparación con otros estuarios de la península, con gradientes similares de salinidad, como es el caso del estuario del Guadiana, del Mira (Esteves et al., 2000) y del Mondego (Cotrim-Marques et al., 2006), estos dos últimos localizados en Portugal. La comparación de las densidades de zooplancton entre los estuarios puede verse en la siguiente tabla (se muestran los valores promedios y entre paréntesis los valores máximos)

	Guadalquivir	Guadiana	Mira	Mondego
St 25	7000 (20000) indv/m³	300 (600) indv/m³	650 (1100) indv/m³	(700) indv/m³
St 15	12000 (30000) indv/m³	< 50 (<50) indv/m³	300 (600) indv/m³	(2500) indv/m³
St 5	8500 (21000) indv/m³	< 50 (<50) indv/m³	< 50 (<50) indv/m³	(750) indv/m³

- La variabilidad mensual de la densidad de zooplancton sigue una tendencia interanual similar, especialmente en la estación 15 y 25, con máximos durante el verano. Por su parte, la estación 5 presenta una tendencia interanual más variable, encontrándose el pico de densidad en el mes de Febrero.

- En cuanto al macroplancton, nuevamente se observa que las estaciones 15 y 25 siguen tendencias similares, con mayores densidades de individuos en verano y menores en otoño mientras que la estación 5, presenta una tendencia más irregular durante todo el periodo.
- La estructura de la comunidad zooplanctónica difiere entre las estaciones de muestreo, siendo la comunidad de la estación 25 la más variable en el tiempo, lo que resulta lógico debido a su mayor influencia marina. En cuanto al macroplancton, se observa un patrón contrario, siendo la estación 25 la más estable temporalmente.
- Se puede identificar como especie típica de todos los ambientes al copépodo *Acartia tonsa*. En la estación 5, además se consideran especies tipificadoras los copépodos *Calanipeda aquaedulcis* y *Acanthocyclops americanus*, mientras que en la estación 25, también pueden considerarse como especies típicas al quetognato *Sagitta* sp. y al copépodo *Pseudodiaptomus marinus*.
- Respecto al macroplancton, se identifican como especies tipificadoras de todos los ambientes, el misidáceo *Mesopodopsis slabberi* y el decápodo *Palaemon longirostris*. En la estación 5, además, se consideran especies típicas el decápodo *Palaemon macrodactylus* y el misidáceo *Neomysis integer*, mientras que en la estación 15 son también especies típicas el misidáceo *Rhopalophthalmus tartessicus* y el decápodo *Crangon crangon*. Por último, la estación 25, muestra como especie tipificadora adicional al misidáceo *Rhopalophthalmus tartessicus*
- De forma general, puede determinarse que las especies dominantes en el estuario son el copépodo *Acartia tonsa*, el misidáceo *Mesopodopsis slabberi* y el decápodo *Palaemon longirostris*. *A. tonsa* también han sido identificados como especie dominantes en el estuario del río Mondego.
- Durante los dos años de estudio, se ha estimado una reducción de la densidad de individuos de *A. tonsa* de un 42 % en la estación 5, un 35% en la estación 15 y de un 20% en la estación 25.
- En cuanto a los datos ambientales medidos, el análisis de componentes principales muestra que la estación 25, se caracteriza por presentar una menor turbidez, menor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica, así como una mayor salinidad. La estación 5, se caracteriza por presentar menor salinidad, mayor turbidez y mayor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica, mientras que la estación 15 muestra características ambientales intermedias entre las dos estaciones anteriores.
- Se han detectado correlaciones significativas entre la densidad de zooplancton, y las variables precipitaciones y temperatura. Para la primera variable la relación es

inversamente proporcional mientras que para la variable temperatura, la relación es directamente proporcional.

- En cuanto a la turbidez, aunque la correlación con la densidad no sea significativa, comparando el mes de Marzo de 2017, donde los valores de turbidez pueden considerarse normales, la densidad promedio de individuos en todo el estuario fue 2400 ind/m³, mientras que en Marzo de 2018, frente a un periodo de turbidez extrema, la densidad promedio disminuyó a 1000 ind/m³. Estos resultados pueden indicar, que los episodios de turbidez extrema, asociados a un periodo de fuertes lluvias, produce un descenso considerable de la densidad de organismos de zooplancton.
- Aunque no se ha realizado un estudio específico que permita determinar el efecto de las descargas de agua dulce desde la presa de Alcalá del río sobre las comunidades de zooplancton, con los datos disponibles, no se ha detectado ninguna correlación entre el caudal desembalsado y la densidad de individuos de zooplancton, aunque si de éste con los valores de turbidez.

Bibliografía

- Baldó, F., Taracido, L.J., Arias, A.M., Drake, P., 2001. *Distribution and life history of the mysid Rhopalophthalmus mediterraneus in the Guadalquivir estuary (SW Spain)*. Journal of Crustacean Biology. 21: 961-972.
- Cartaxana, A., 1994 *Distribution and migrations of the prawn Palaemon longirostris in the Mira River estuary (southwest Portugal)*. Estuaries, 17(3):685-694.
- Cotrim Marques, S., Azeiteiro, U.M., Marques, J.C., Neto, J.M., Pardal, M.A., 2006. *Zooplankton and ichthyoplankton communities in a temperate estuary: spatial and temporal patterns*. Journal of Plankton Research 28: 297–312.
- Cuesta, J., Serrano, L., Bravo, M., Toja, J., 1996. *Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain), including an introduced species*. Limnética 12
- Cuesta, J., González-Ortegón, E., Rodríguez, A., Baldó, F., Vilas, C., Drake, P., 2006. *The decapod crustacean community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): seasonal and inter-year changes in community structure*. Hydrobiologia 557: 85-95.
- Cuesta, J., Garcia-Raso, J.E., Gonzalez-Gordillo, J.I. 1991. *Primera cita de Rhithropanopeus harrisi (Gould, 1841) (Crustacea, Decapoda, Brachyura, Xanthidae) en la Península Ibérica*. Boletín IEO, 7:149-153.
- Cuesta, J.A., González-Ortegón, E., Drake, P., Rodríguez, A. 2004. *First record of Palaemon macrodactylus Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from European Waters*. Crustaceana 77: 377-380.
- De Lisle, P.F., Roberts, M.H., 1986. *Osmoregulation in the estuarine mysid, Mysidopsis bahia molenock: comparison with other mysid species*. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology, 88: 369–372.
- Drake, P., Arias, A.M., Baldó, F., Cuesta, J.A., Rodríguez, A., Silva-Garcia, A., Sobrino, I., García-González, D., Fernández-Delgado, C., 2002. *Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with regulated freshwater inflow*. Estuaries, 25 (3): 451-468.
- Esteves, E., Pina, T., Chicharo, M.A., Andrade, J.P. *The distribution of estuarine fish larvae: Nutritional condition and co-occurrence with predators prey*. Acta Oecologica, 21: 161-173.
- Guisande, C., Toja, J., 1987. *Relación entre las especies de zooplankton y los factores del medio en el estuario del río Guadalquivir*. IV Congreso Español de Limnología, Sevilla.
- Guisande, C., Toja-Santillana, J. 1988. *The Dynamics of Various Species of the Genus Brachionus (Rotatoria) in the Guadalquivir River*. Hydrobiologie, 112: 579-585.
- Helenius, L.K., Leskinen, E., Lehtonen, H., Nurminen, L. 2016. *Spatial patterns of littoral zooplankton assemblages along a salinity gradient in a brackish sea: A functional diversity perspective*. Estuarine, Coastal and Shelf Science (in press).

- Jeppesen, E., Nøges, P., Davidson, T.A., Haberman, J., Nøges, T., Blank, K., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L.S., Bjerring, R., Amsinck, S.L., 2011. *Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD)*. *Hydrobiologia* 676:279-297.
- Kinne, O., 1971. *Salinity: animals-invertebrates*. *Marine ecology*, 1(2): 821-995.
- Navarro, G., Huertas, I. E., Costas, E., Flecha, S., Díez-Minguito, M., Caballero, I., Lopez-Rodas, V., Prieto, L., Ruiz, J. 2012. *Use of a real-time remote monitoring network (RTRM) to characterize the Guadalquivir estuary (Spain)*. *Sensors*, 12(2): 1398–1421.
- Navarro, G., Ruiz, J., 2006. *Spatial and temporal variability of phytoplankton in the Gulf of Cádiz through remote sensing images*. *Deep-Sea Research II*, 53: 1241–1260.
- Pequeux, A., 1995. *Osmotic Regulation in Crustaceans*. *Journal of Crustacean Biology*, 15 (1):1-60.
- Plan Hidrológico de la demarcación del Guadalquivir 2015-2021 (R.D. 1/2016). Anejo 2: Descripción general de la demarcación.
- Reyes-Martinez, M.J., Gonzalez-Gordillo, J.I. *New record of the non-indigenous copepod Pseudodiaptomus marinus Sato, 1913 (Calanoida, Pseudodiaptomidae) from the Guadalquivir Estuary (Gulf of Cádiz, SW Spain)*. *Crustaceana*, 2019.
- Sabia, L., Zagami, G., Mazzochi, M., Zambiche, E., Uttieri, M. 2015. *Spreading factors of a globally invading coastal copepods*. *Mediterranean Marine Science* 16: 460-471.
- Steinberg, D.K., Landry, M.R., 2017. *Zooplankton and the Ocean Carbon Cycle*. *Annual Review of Marine Science* 9: 413-44.
- Taglialatela, S., Ruiz, J., Prieto, L., Navarro, G., 2014. *Seasonal forcing of image-analysed mesozooplankton community composition along the salinity gradient of the Guadalquivir estuary*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 149: 244-254.
- Vilas, C., Drake, P., Foëckedey, N., 2008. *Feeding preferences of estuarine mysids Neomysis integer and Rhopalophthalmus tartessicus in a temperate estuary (Guadalquivir Estuary, SW Spain)*. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 77: 345-356
- Vilas-Fernández, C., Drake, P., Sorbe, J.C., 2008. *Rhopalophthalmus tartessicus sp. nov. (Crustacea: Mysidacea), a new mysid species from the Guadalquivir estuary (SW Spain)*. *Organisms, Diversity & Evolution* 7: 292e1–292e13.
- Vilas, C., Drake, P., Pascual, E., 2009. *Inter- and intra-specific differences in euryhalinity determine the spatial distribution of mysids in a temperate European estuary*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 369: 165–176.
- Werbrouck, E., Tiselius, P., Van Gansbeke, D., Cervin, G., Vanreusel, A., De Troch, M., 2016. *Temperature impact on the trophic transfer of fatty acids in the congeneric copepods Acartia tonsa and Acartia clausi*. *Journal of Sea Research* 112: 41–48.

Proyecto de investigación

Estructura y dinámica espacio-temporal de la comunidad zooplanctónica del bajo Guadalquivir: relación con variables ambientales e implicaciones con la gestión del estuario.

Informe final

Marzo, 2020



**Instituto Universitario de Investigación Marina (INMAR)
Universidad de Cádiz**

PREÁMBULO.....	3
I. SEGUIMIENTO ESPACIO-TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE ZOOPLANCTON DEL ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR (2016-2019).	5
INTRODUCCIÓN	5
METODOLOGÍA	7
RESULTADOS	10
<i>Descripción de la comunidad zooplanctónica</i>	10
Composición taxonómica	10
Patrones de Riqueza	12
Patrones de Densidad	15
<i>Descripción de la estructura de la comunidad</i>	18
Similitud entre muestras e identificación de especies tipificadoras	18
<i>Especies tipificadoras</i>	21
Dinámica temporal de las especies tipificadoras	21
<i>Descripción ambiental del área de estudio</i>	25
<i>Dinámica temporal de las variables ambientales</i>	25
<i>Influencia de las variables ambientales</i>	33
<i>Relación entre variables ambientales y biológicas</i>	34
CONCLUSIONES	39
II. EFECTO DE EPISODIOS DE HIPOXIA SOBRE LA COMUNIDAD DE MESOZOOPLANCTON DEL RÍO GUADALQUIVIR.	42
INTRODUCCIÓN	42
METODOLOGÍA	44
RESULTADOS	46
<i>Descripción ambiental del área de estudio</i>	46
<i>Descripción de la comunidad zooplanctónica</i>	50
Composición taxonómica	50
Patrones de Densidad	51
<i>Descripción de la estructura de la comunidad</i>	53
Similitud entre muestras. Análisis de ordenación MDS	53
Análisis del comportamiento reproductivo	54
CONCLUSIONES	57
III. ESTUDIO DE LOS EFECTOS A CORTO PLAZO DE LOS DRAGADOS DE MANTENIMIENTO EN LA COMUNIDAD DE MESOZOOPLANCTON DEL RÍO GUADALQUIVIR.	59
INTRODUCCIÓN	59
METODOLOGÍA	60
RESULTADOS	62
<i>Descripción ambiental del área de estudio antes y después de los dragados</i>	62
<i>Descripción de la comunidad zooplanctónica antes y después de los dragados de mantenimiento</i>	67
PROPUESTA FUTURA DE ACTUACIONES	71
BIBLIOGRAFÍA	72

A propuesta de la Autoridad Portuaria de Sevilla, el Instituto Universitario de Investigación Marina de la Universidad de Cádiz, junto al Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla, desarrollan desde 2014 una serie de estudios biológicos encaminados a entender cómo funciona el ecosistema del río Guadalquivir, y en que medida pueden afectar a su natural funcionamiento algunas actuaciones de origen antrópico.

El informe que se presenta ahora corresponde al documento final del proyecto de investigación "**ESTRUCTURA Y DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA DEL BAJO GUADALQUIVIR: RELACIÓN CON VARIABLES AMBIENTALES E IMPLICACIONES EN LA GESTIÓN DEL ESTUARIO DURANTE EL PERIODO JUNIO-DICIEMBRE DE 2019**", suscrito entre la Autoridad Portuaria de Sevilla (APS) y la Universidad de Cádiz (UCA) el 26 de julio de 2019. En diciembre de 2019, la APS concede una prórroga a la UCA, hasta el 31 de mayo de 2020, para la presentación de este informe.

Una de las principales acciones que se llevan a cabo en este estudio es la monitorización mensual de determinadas variables ambientales, así como de las poblaciones de zooplancton y micronecton del río. Este estudio a largo plazo, está reportando una serie de datos temporales que permitirá en un futuro modelar el funcionamiento del ecosistema, establecer tendencias y prever las posibles respuestas de éste a impactos naturales o antropogénicos. En este proyecto en particular, además de continuar con la serie temporal comentada, se ha evaluado la posible incidencia de un dragado de mantenimiento puntual realizado en el segundo semestre de 2019, así como la afección de episodios de hipoxia en las poblaciones de zooplancton.

Finalmente, en un último apartado de este informe, se proponen una serie de actuaciones para realizar en futuros estudios, los cuales entendemos que pueden resultar muy útiles para que la APS pueda planificar con una base científica más sólida la gestión sus actuaciones sobre el ecosistema.

En la realización del siguiente informe han participado los siguientes investigadores:

Dra. María José Reyes Martínez, Doctora en Ciencias Ambientales, Investigadora contratada por la Universidad de Cádiz. Responsable del programa de muestreo y de análisis de datos del proyecto.

Dr. Juan Ignacio González Gordillo, Doctor en Ciencias del Mar, Catedrático de ecología de la Universidad de Cádiz. Coordinador del proyecto.

I. Seguimiento espacio-temporal de las comunidades de zooplancton del estuario del Guadalquivir (2016-2019).

Introducción

Las variaciones en el funcionamiento de un ecosistema como el estuario del Guadalquivir, asociado entre otras causas a ciclos climáticos o a cambios climáticos globales, dificulta la obtención de patrones generalizables a corto plazo. Por este motivo, los estudios de seguimientos a largo plazo que permitan conocer el funcionamiento del ecosistema y la variación de densidades de los organismos a diferentes escalas espaciales y temporales son, a día de hoy, un aspecto crucial para gestionar estos ecosistemas, ayudando a mejorar su estado de conservación, sus servicios ecosistémicos y contribuyendo al desarrollo de herramientas de gestión ante posibles cambios ambientales o actuaciones humanas.

La literatura científica disponible acerca del zooplancton es especialmente escasa para el ecosistema del Bajo Guadalquivir. En relación a los organismos meroplanctónicos, es decir, aquellos organismos que sólo forman parte del plancton durante una etapa de su vida (ej. misidáceos, decápodos, etc.) la información disponible data desde 1996. Estos trabajos se han centrado en destacar la presencia de varias especies de crustáceos que hasta el momento eran desconocidas en el estuario (Cuesta et al., 1996), en el estudio de variaciones estacionales y espaciales del necton e hiperbentos (Drake et al. 2002); en la descripción de una nueva especie de misidáceo (Vilas et al., 2008), y en el estudio de la distribución, ciclo de vida y comportamiento trófico de crustáceos, particularmente decápodos (Cuesta et al. 2006) y misidáceos (Baldó et al. 2001; Vilas et al., 2009).

Centrándonos ahora en los organismos holoplanctónicos, es decir, aquellos que son planctónicos durante todo su ciclo de vida (ej. Copépodos, cladóceros, etc.), la información científica disponible es aún más escasa. Con un trabajo sobre la caracterización de la comunidad zooplanctónica en 1987 (Guisande y Toja, 1987), y más recientemente, el realizado por Tagliatela et al. (2014), en el que se

estudió la composición de la comunidad de mesozooplankton desde una perspectiva espacio-temporal, aunque solo analizándose la franja temporal que comprende abril de 2008 a junio de 2009.

El presente estudio pretende completar esta información precedente, aportando datos recientes y con mayor temporalidad sobre la dinámica espacio-temporal de la comunidad planctónica, contribuyendo así a la obtención de una serie temporal de datos lo suficientemente amplia que permita la obtención de patrones generales del funcionamiento ecosistémico del estuario del Guadalquivir y proponer medidas de gestión adecuadas. Para ello se muestran los resultados del análisis de la estructura y dinámica de la comunidad de mesozooplankton, la distribución espacial y temporal de las especies presentes y su relación con las diferentes variables ambientales, medidas hasta la fecha (2016-2019).

Metodología

Para caracterizar las comunidades planctónicas se han establecido 3 estaciones de muestreo situadas en el interior del estuario. A diferencia de anteriores estudios biológicos encontrados en la bibliografía, las estaciones de interior no se sitúan en puntos geográficos concretos, sino en masas de agua de determinadas características que se desplazan con la marea, cambiando su posición geográfica a lo largo del estuario. De esta forma, la estación de muestreo 25 (St 25) se caracteriza por tener una salinidad aproximada de 25 ‰ (polihalina), la St 15 comprende una masa de agua con salinidad en torno a 15 ‰ (mesohalina) y la St 5 presenta una salinidad media de la masa de agua de 5‰ (oligohalina) (Figura 1).

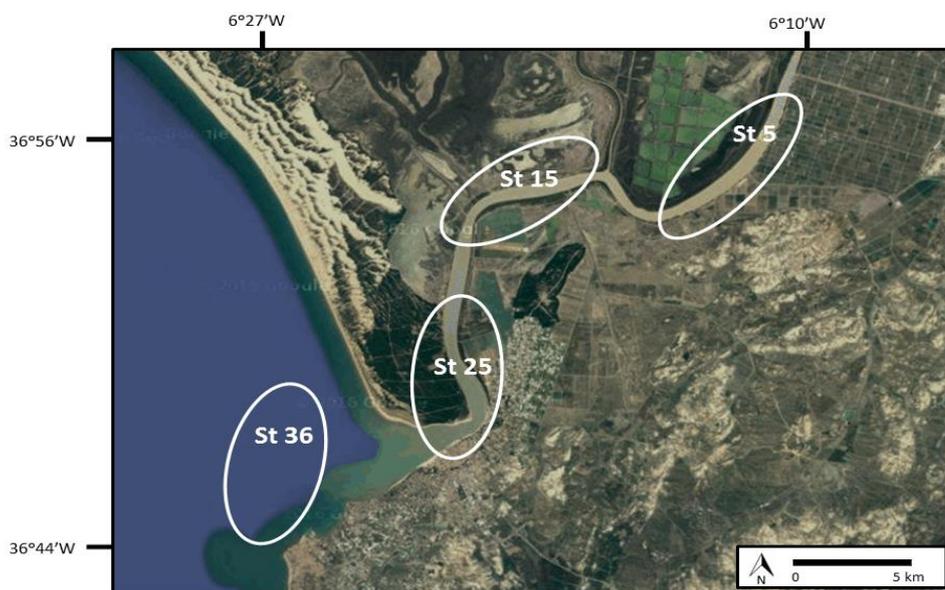


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo.

La recogida de muestras de zooplancton (Figura 2) se realiza arrastrando una red tipo WP2 de 200 micras de luz de malla y una boca de 40 cm de diámetro desde la embarcación LBM III” y siguiendo transectos dobles oblicuos. Para estandarizar las abundancias se cuantifica el volumen muestreado mediante un flujómetro localizado en la boca de la red. De cada pesca se toman dos tipos de muestras, una para estudios taxonómicos y genéticos (fijada en etanol al 70%) y

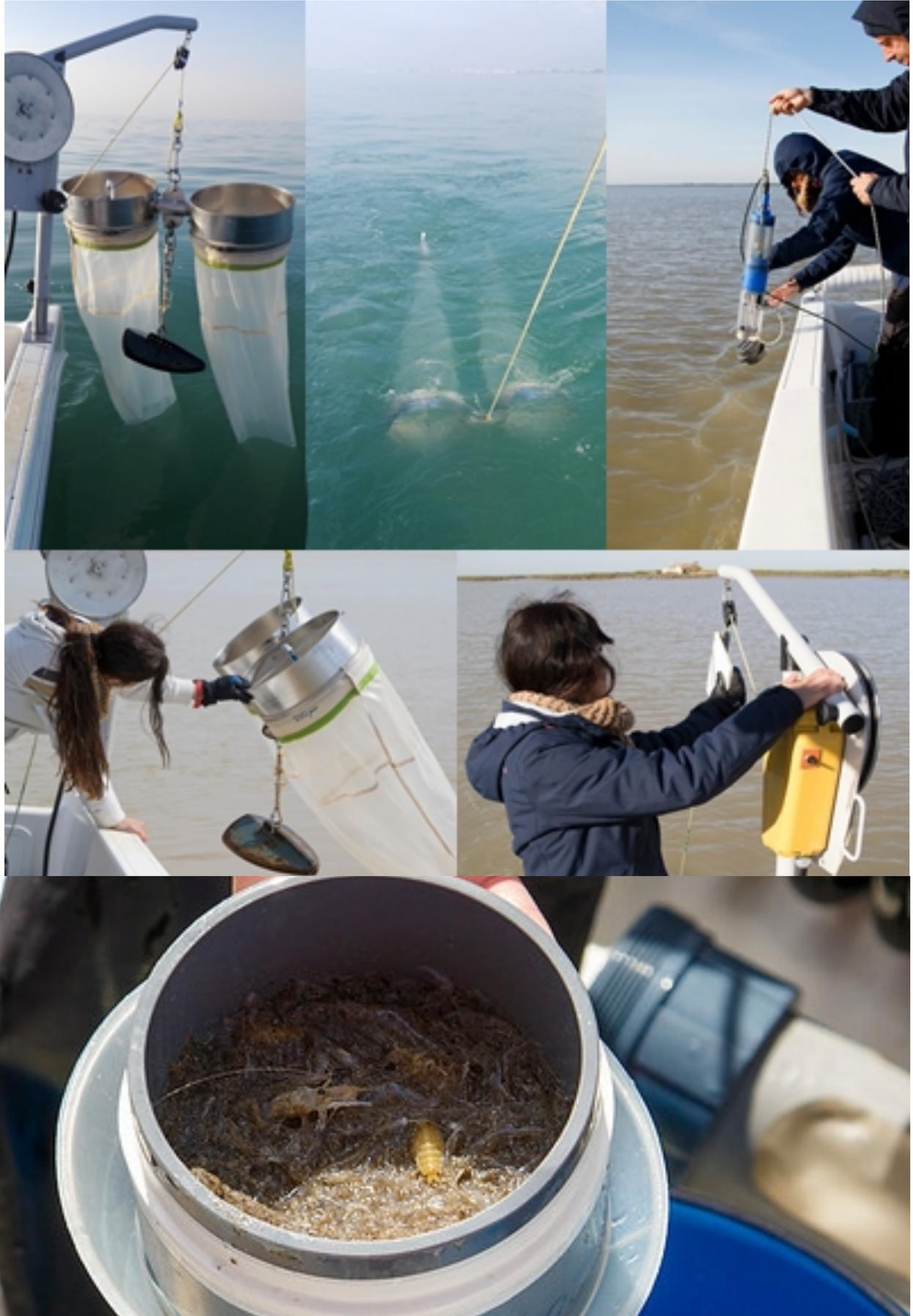


Figura 2. Distintos momentos de la recogida de muestras de zooplancton

otra utilizada para estimar abundancias y biomasa (conservada en formaldehído tamponado al 4%).

En cada una de las estaciones de estudio, se toman 3 muestras de zooplancton, que actuarán como réplicas para cuantificar la posible variabilidad dentro de una misma masa de agua. Simultáneamente a las pescas, se realizan además perfiles con una sonda multiparamétrica, para obtener datos de temperatura, salinidad, concentración de oxígeno, pH, concentración de clorofila y turbidez a lo largo de toda la columna de agua. En cada masa de agua, a su vez, se toma una muestra en mitad de la columna de agua con una botella Niskin, para el posterior análisis químico del agua (nitritos, nitratos, amonio y fosfatos).

Los muestreos tienen una frecuencia mensual, ajustados al ciclo lunar, y con semejantes amplitudes mareales. Debido a que la luminosidad es un factor determinante en la distribución vertical del plancton (al menos en aguas abiertas y poco turbias) los muestreos se realizan siempre durante las horas centrales del día, con la idea de reducir posibles errores de cuantificación de organismos inducidos por su comportamiento migratorio. Todos los muestreos se llevan a cabo simultáneamente con los realizados por el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla para cuantificar el ictioplancton, con la finalidad de poder establecer comparaciones y acoplamientos de las comunidades (ictioplancton-zooplancton).

En el laboratorio de Oceanografía del INMAR, se realizan los análisis cualitativos y cuantitativos pertinentes de las muestras de zooplancton, utilizándose para ello, técnicas de análisis de imagen (ImageJ) combinadas con análisis tradicionales de microscopía.

Resultados

Descripción de la comunidad zooplanctónica

Composición taxonómica

Un total de 50 taxones han sido identificados hasta el momento, siendo el grupo de copépodos el que presenta mayor riqueza específica (17 taxones), seguido del grupo de decápodos (1 taxón). En la Tabla 1 se lista la presencia de cada uno de ellos en las distintas estaciones de muestreo.

Tabla 1. Listado de especies de plancton identificadas hasta la fecha en el estuario del Guadalquivir

Taxón	St 5	St 15	St 25
Cnidaria			
<i>Maeotias marginata</i>	x	x	
Cladocera			
<i>Daphnia sp.1</i>	x	x	x
<i>Moina micrura</i>	x	x	x
<i>Penilia sp.</i>			x
<i>Podon sp.</i>			x
Cirripedia	x		x
Copepoda			
<i>Acanthocyclops americanus</i>	x	x	x
<i>Acartia tonsa</i>	x	x	x
<i>Calanipeda aquadulcis</i>	x	x	x
<i>Calanus helgolandicus</i>			x
<i>Centropages chierchiae</i>			x
<i>Centropages hamatus</i>	x	x	x
<i>Ditrichocorycaeus erythraeus</i>			x
<i>Eurytemora sp.</i>			x
<i>Euterpina acutifrons</i>			x
<i>Labidoscera wollastoni</i>			x
<i>Mixodiaptomus incrassatus</i>	x		x

<i>Oithona brevicornis</i>	X		X
<i>Oithona nana</i>	X		X
<i>Oncaea curta</i>			X
<i>Paracalanus parvus</i>			X
<i>Paracartia grani</i>			X
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	X	X	X
Ostracoda	X	X	X
Isopoda			
<i>Cyathura carinata</i>	X	X	X
<i>Eurydice sp.</i>	X	X	X
<i>Lekanesphaera monodi</i>	X	X	X
<i>Paragnathia formica</i>	X	X	X
<i>Synidotea laticauda</i>	X	X	X
Amphipoda			
<i>Bathyporeia sarsi</i>			X
<i>Corophium sp.1</i>	X	X	
Misidacea			
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	X	X	X
<i>Neomysis integer</i>	X	X	
<i>Rhopalophthalmus tartessicus</i>	X	X	X
Decapoda			
<i>Afruca tangeri</i>			X
<i>Alpheus sp.</i>	X	X	X
<i>Crangon crangon</i>	X	X	X
<i>Hippolitidae</i>			X
<i>Melicertus kerathurus</i>	X	X	X
<i>Palaemon macrodactylus</i>	X	X	X
<i>Palaemon longirostris</i>	X	X	X
<i>Palaemon serratus</i>	X	X	X
<i>Palaemon varians</i>	X		
<i>Porcellana platychelles</i>			X
<i>Pisidia longicornis</i>			X

<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	x	x	x
<i>Squilla mantis</i>		x	x
<i>Upogebia sp.</i>		x	x
Quetognatha			
<i>Sagitta sp.1</i>		x	x
Appendicularia			x
Total taxones	30	28	45

En cuanto a la distribución de estos grupos taxonómicos, puede observarse que en todas las estaciones de muestreo los porcentajes más elevados corresponden a copépodos y decápodos, y que presentan una distribución similar en todas las áreas de estudio (Figura 3). Aproximadamente, el 40% de la población corresponde al grupo de copépodos y en torno a un 30% al grupo de decápodos, el 30% restante se distribuye entre los demás grupos taxonómicos encontrados.

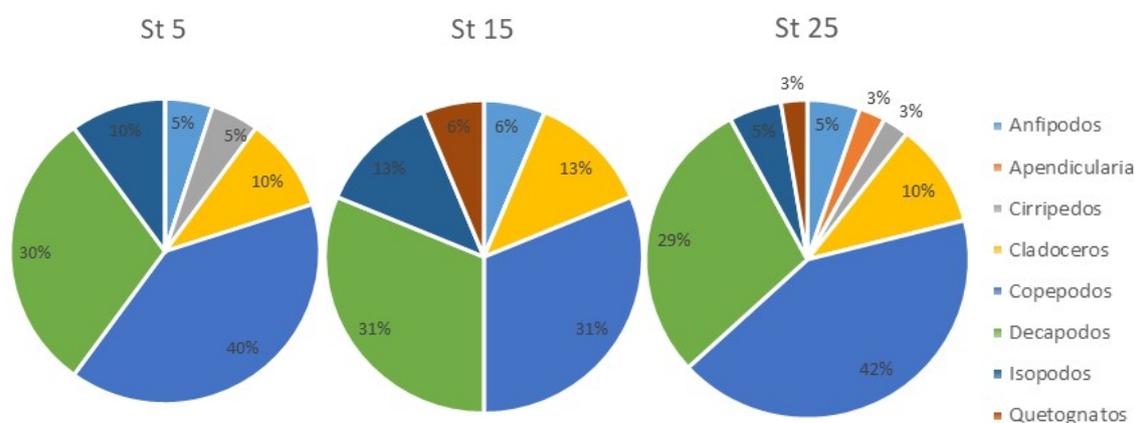


Figura 3. Distribución de especies en la zona interior del estuario del río Guadalquivir.

Patrones de Riqueza

La Figura 4 muestra el máximo número de taxones de mesoplancton encontrados en cada estación de muestreo, de forma global, para todo el periodo de estudio. La estación 25 es la que presenta una mayor riqueza, con un máximo de 39 de taxones

seguida de la estación 5 con un máximo de 22 especies encontradas. Por último, es la estación 15, la que presenta un menor número de especies, encontrándose un máximo de 17 especies.

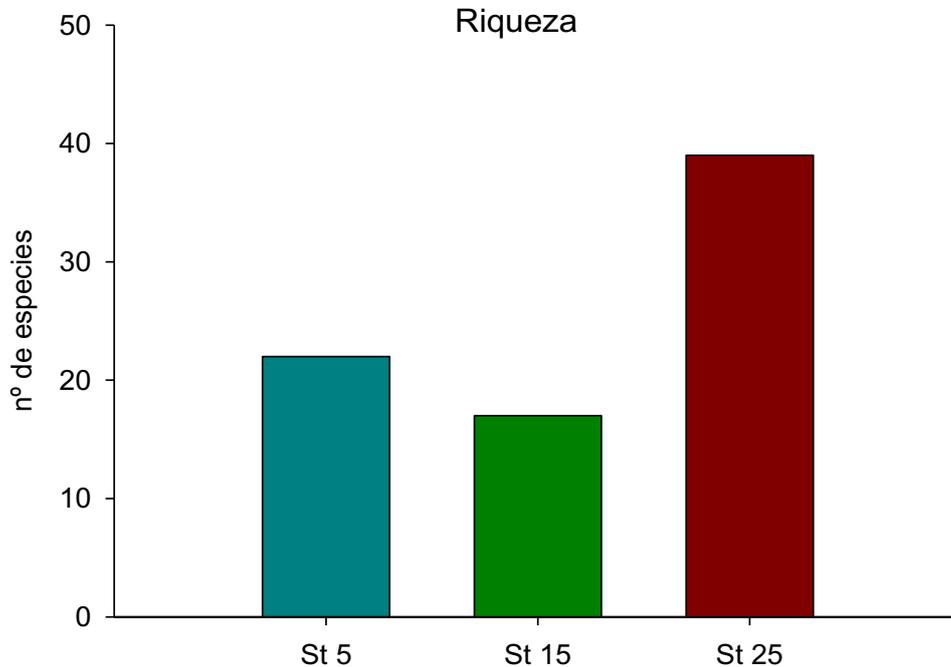


Figura 4. Número máximo de taxones de mesoplancton encontrados en cada estación de muestreo.

Por otro lado, en la Figura 5 se muestran los patrones de riqueza mensuales en cada estación para todo el periodo de estudio. En la Figura 5, puede observarse que los patrones de riqueza del mesoplancton son muy variables especialmente en la estación 15, con cambios interanuales patentes, poniéndose de manifiesto que los datos disponibles todavía son insuficientes para poder definir patrones más claros. A pesar de ello, se puede identificar un cierto aumento de la riqueza en verano (Julio-septiembre) y otoño (octubre-diciembre) en todas las estaciones de muestreo, siendo la estación 25 la que presenta una mayor riqueza de especies, con un máximo de 26 especies en octubre de 2017. Es también en esa fecha cuando se observan los máximos en la estación 5, con 12 especies. Para la estación 15 los máximos se observaron en septiembre y octubre de 2016, con 8 especies. Durante la temporada invernal se produce un descenso del número de especies en todas las estaciones de muestreo, que se mantiene hasta inicios de la primavera.

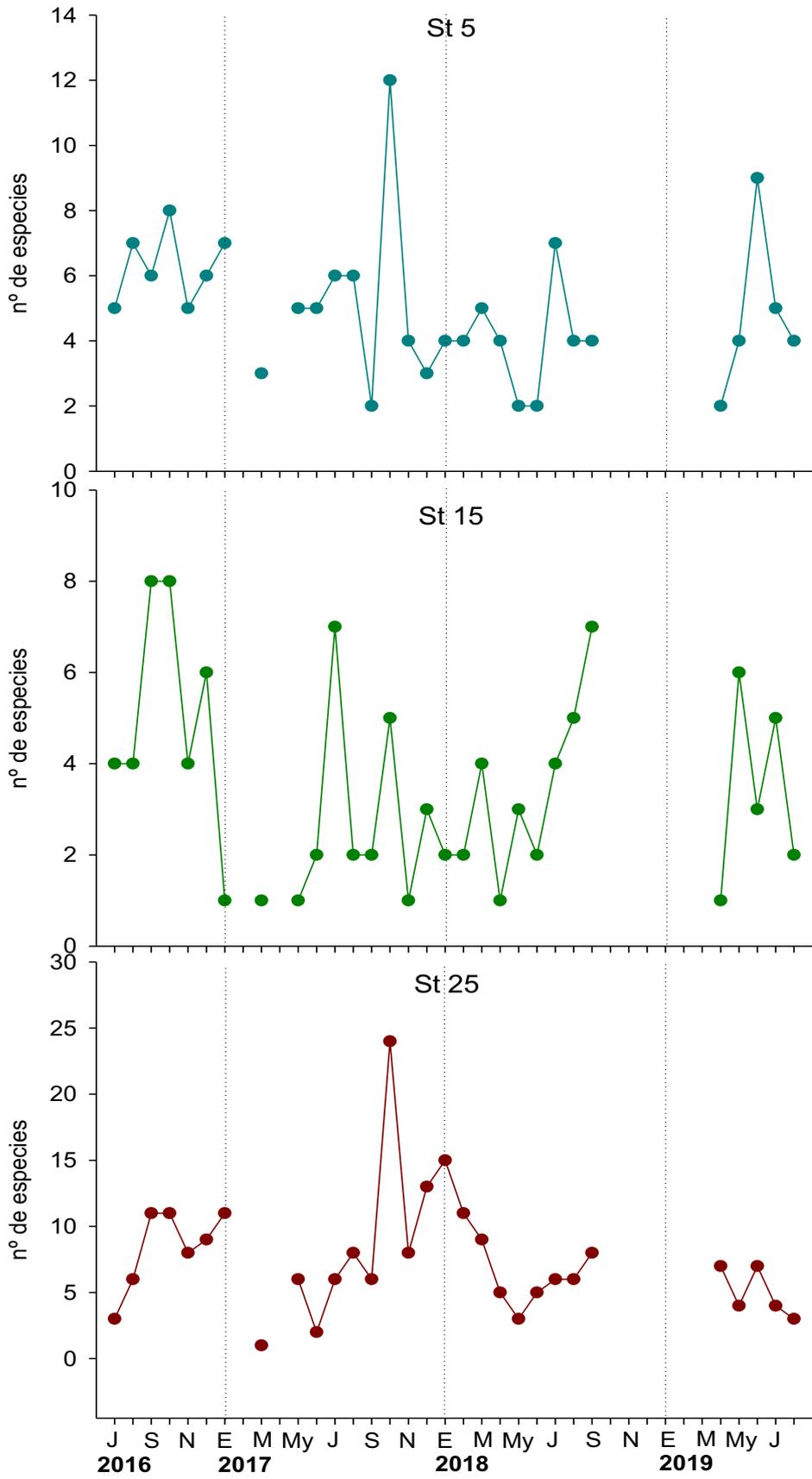


Figura 5. Patrones mensuales de riqueza específica de macroplankton en cada estación de muestreo durante todo el periodo de estudio.

Los resultados obtenidos para esta variable deben interpretarse con cautela. Contabilizar el número de especies en sistemas acuáticos estuáricos, especialmente cuando se muestrean masas de agua, y no puntos geográficos concretos, puede estar sujeto a influencia de diversos factores, y especialmente cuando no se disponen de datos suficientes, como por ejemplo la posición del tapón salino y/o la influencia de la zona marina externa. A parte de esto, la riqueza de especies es una buena medida a priori de la diversidad de un grupo de organismos, permitiendo la comparación de diferentes zonas, además de ser una variable clave para identificar la entrada de especies alóctonas.

Patrones de Densidad

En la Figura 6 se representan las densidades promedio del zooplancton (individuos/m³) en cada una de las estaciones de muestreo para todo el periodo de estudio.

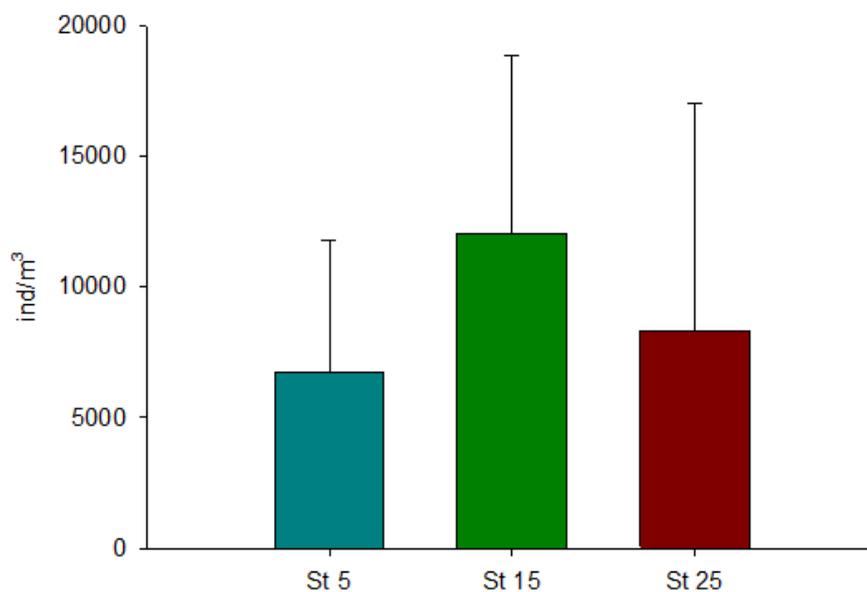


Figura 6. Promedio de densidad de individuos de mesoplancton (indv/m³) (media \pm sd) para todo el periodo de estudio (2016-2019) en cada estación de muestreo.

La densidad de individuos de mesoplancton es más elevada en la estación 15, donde se alcanza un promedio de 12000 ind/m³, y se alcanza un máximo de 34000

ind/m³. Seguidamente se encuentra la estación 25, con valores promedio de 8300 ind/m³ y con máximos de 44000 ind/m³. Por último, es la estación 5 que la presenta los menores valores promedio de densidad, con 6700 ind/m³ y 26000 ind/m³ de valor máximo.

Atendiendo al gráfico de densidad mensual del mesoplancton para cada estación (Figura 7), se observa que la estación 15 y 25 siguen una tendencia temporal similar. En ambas estaciones, los máximos de densidad se encuentran en verano. En la estación 25, es en agosto de 2019 cuando se encuentran los máximos de densidad (29000 ind/m³). Comparando la densidad de individuos de esta estación durante el mismo periodo, pero en años anteriores (agosto 2016 y 2017), se puede observar un aumento considerable de la densidad. Por su parte, la estación 15 muestra los mayores valores de densidad en Julio de 2016 (30000 ind/m³), disminuyendo su valor para el mismo periodo de años posteriores, por ejemplo, en los datos más recientes, en Julio de 2019, los valores de densidad fueron aproximadamente la mitad (15000 ind/m³). Por último, la tendencia mensual de la estación 5 es más irregular que en las otras dos estaciones. Los máximos de densidad pueden observarse en Julio de 2019 (23000 ind/m³), produciéndose, al igual que en la estación 25, un aumento de la variable con respecto al mismo periodo de años anteriores.

En la Figura 8 se muestra el patrón general de la densidad de zooplancton de todo el estuario obtenida por GAM. Los resultados muestran que la densidad varía anualmente siguiendo un ciclo unimodal, con una tendencia general decreciente de las densidades de organismos desde la época estival hasta finales de otoño, seguido de un aumento progresivo de la densidad de individuos en primavera. También puede empezar a observarse cierto patrón interanual, con dos periodos, uno formado por los años 2017 y 2018, caracterizados con una menor densidad y una amplitud pequeña, y otro formado por los años 2016 y 2019, aunque de estos dos años no se disponen de datos completos, en el gráfico se puede observar que son dos años en los que parece que la densidad de individuos y la amplitud son bastante más elevadas. Estos cambios observados pueden estar relacionados con las condiciones meteo-climáticas, aunque todavía el set de datos del que disponemos es escaso para obtener relaciones consistentes entre estas variables.

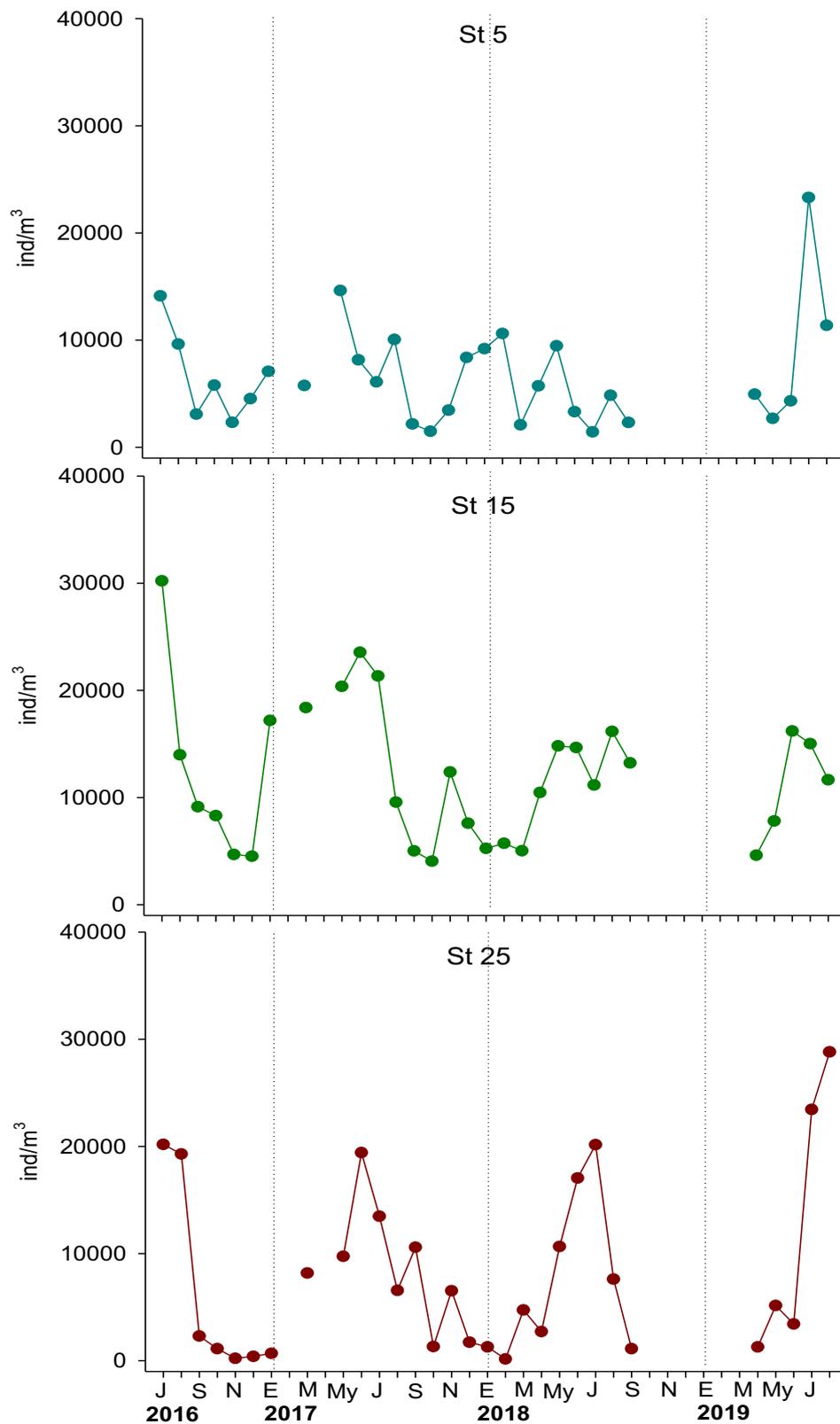


Figura 7. Patrones mensuales de densidad de individuos de macroplankton en cada estación de muestreo durante todo el periodo de estudio.

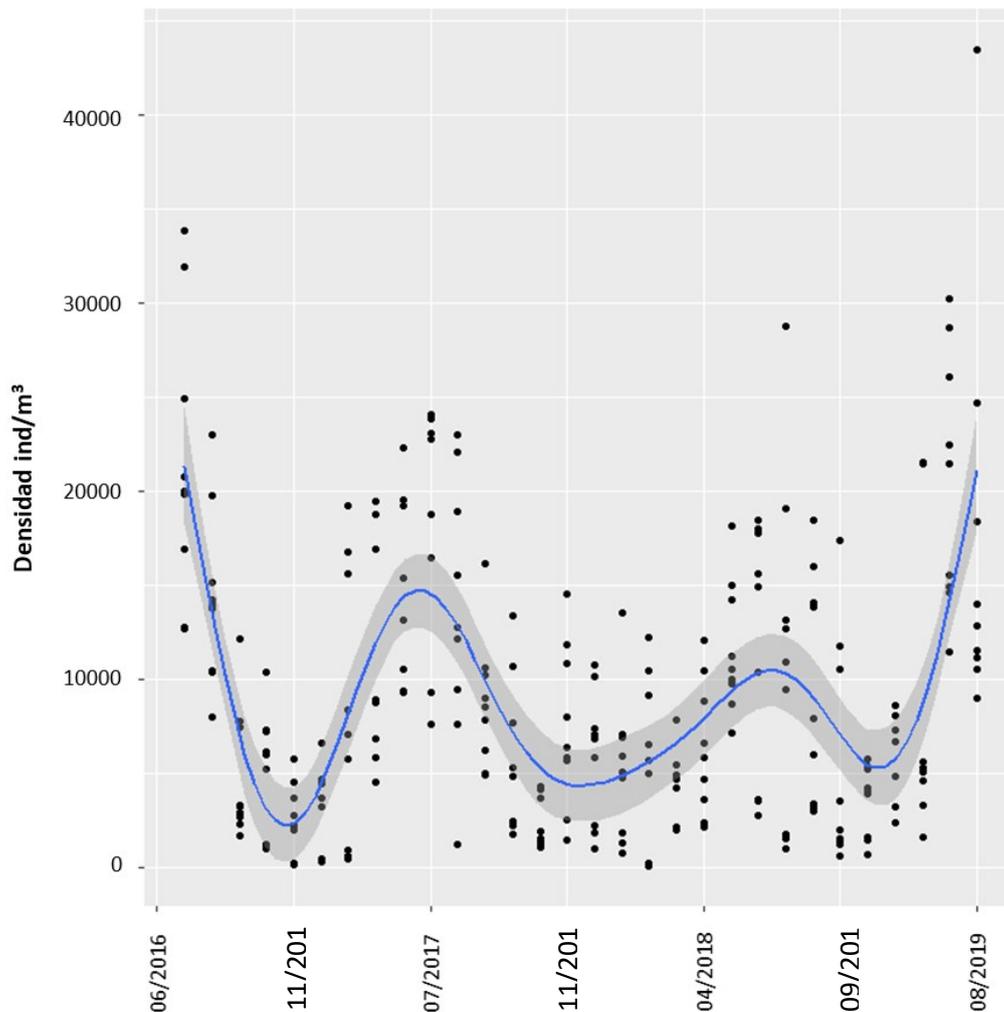


Figura 8. Estimaciones GAM de los valores mensuales de la densidad de zooplancton (ind/m³) considerando todas las estaciones de muestreo y todo el periodo de estudio

Descripción de la estructura de la comunidad

Similitud entre muestras e identificación de especies tipificadoras

En la Figura 9 se muestra el análisis de la estructura espacio-temporal de la comunidad de mesoplancton, en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio. Cuando se analiza la estructura de la comunidad, se observa que las diferencias en composición y abundancia del mesozooplancton comentadas anteriormente, permiten distinguir comunidades características y diferenciadas en

las 3 masas de agua estudiadas, así como un gradiente de variación continuo desde las masas menos salinas hacia el exterior. De esta forma, a la izquierda del gráfico se encuentra la representación de la comunidad mensual de la estación 5 (▲), a la derecha la de la estación 25(■) y en la zona central la de la estación 15(▼). Por otro lado, también se observa, por la mayor dispersión de los datos, que la comunidad de mesoplancton de la estación 25 es más variable temporalmente, principalmente debido a la mayor influencia de la zona marina. De este modo, las comunidades de las otras dos estaciones son más estables temporalmente, especialmente la comunidad de la estación 15.

En la Tabla 2, se muestran los resultados del análisis de SIMPER para la comunidad de mesoplancton. Este análisis se utiliza para identificar aquellas especies más características de cada estación de muestreo, también llamadas tipificadoras. Podemos identificar como especie típica de todos los ambientes al copépodo *Acartia tonsa*. En la estación 5, además se considera como especies tipificadoras al copépodo *Calanipeda aquaedulcis*, mientras que en la estación 25, también pueden considerarse como especies típicas al quetognato *Sagitta sp.* y al copépodo *Pseudodiaptomus marinus* (Figura 10).

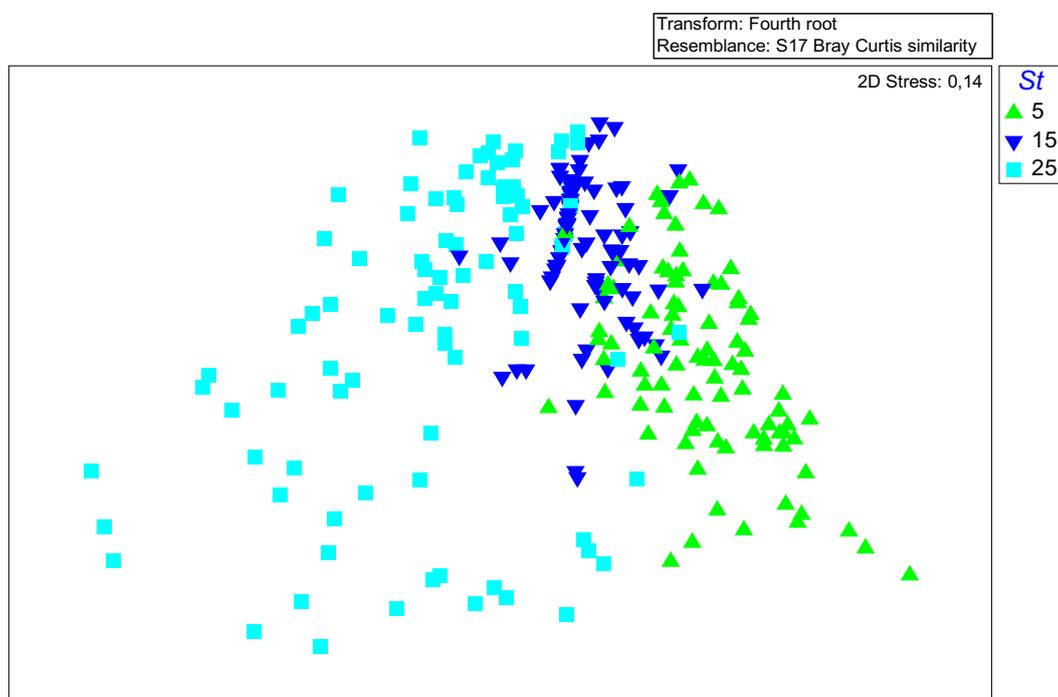


Figura 9. Gráfico de ordenación MDS, realizado con las matrices de densidad mensual de mesoplancton en cada estación de muestreo (5, 15 y 25) para todo periodo de estudio (2016-2019)

Tabla 2. Resultados del análisis SIMPER, mostrando las especies de mesoplancton identificadas como tipificadoras de cada estación de muestreo.

	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
St 5					
<i>Acartia tonsa</i>	7,94	43,91	3,78	63,51	63,51
<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	4,36	18,57	2,17	26,86	90,37
St15					
<i>Acartia tonsa</i>	10,16	74,47	6,07	96,08	96,08
St25					
<i>Acartia tonsa</i>	8,30	43,57	2,60	77,82	77,82
<i>Sagitta sp.</i>	1,64	6,24	1,03	11,14	88,96
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	1,19	3,05	0,63	5,46	94,41

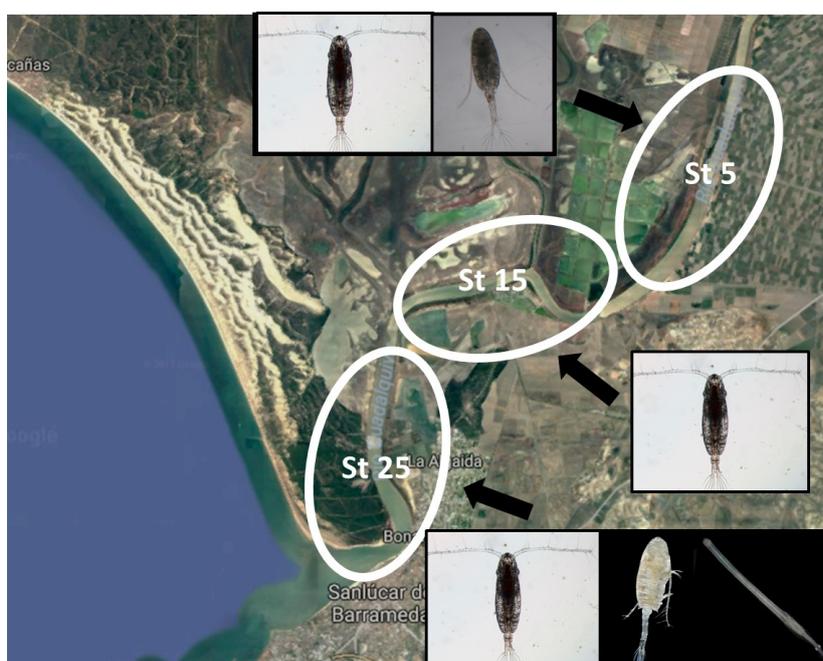


Figura 10. Representación de las especies tipificadoras en cada masa de agua para todo el periodo de estudio.

Especies tipificadoras

Dinámica temporal de las especies tipificadoras

Centrándonos ahora en las especies con mayor importancia dentro de la comunidad del estuario, se han realizado gráficos de las tendencias temporales de las poblaciones de *Acartia tonsa*, *Calanipeda aquaedulcis*, *Sagitta sp.* y *Pseudodiaptomus marinus*.

El copépodo predominante en todo el estuario, *Acartia tonsa*, muestra una dinámica poblacional (Figura. 11) caracterizada por un fuerte aumento de la densidad de individuos durante el verano en todas las estaciones de muestreo, especialmente en el mes de julio, alcanzando los 30000 indv/m³ en la estación 15. Su dinámica continúa con un descenso de la densidad durante el otoño que culmina en un aumento progresivo a finales del invierno. Aunque *A. tonsa*, haya sido identificada en análisis anteriores como especie tipificadora de todas las estaciones de muestreo, en la Figura 11 se observa cierta predilección de esta especie por ambientes más salobres, pues es en esta localización (St15) donde se encuentran las mayores densidades de este copépodo. En cuanto a las variaciones interanuales, puede observarse que generalmente las densidades de la población de *A. tonsa* sigue una dinámica temporal similar para todo el periodo de estudio.

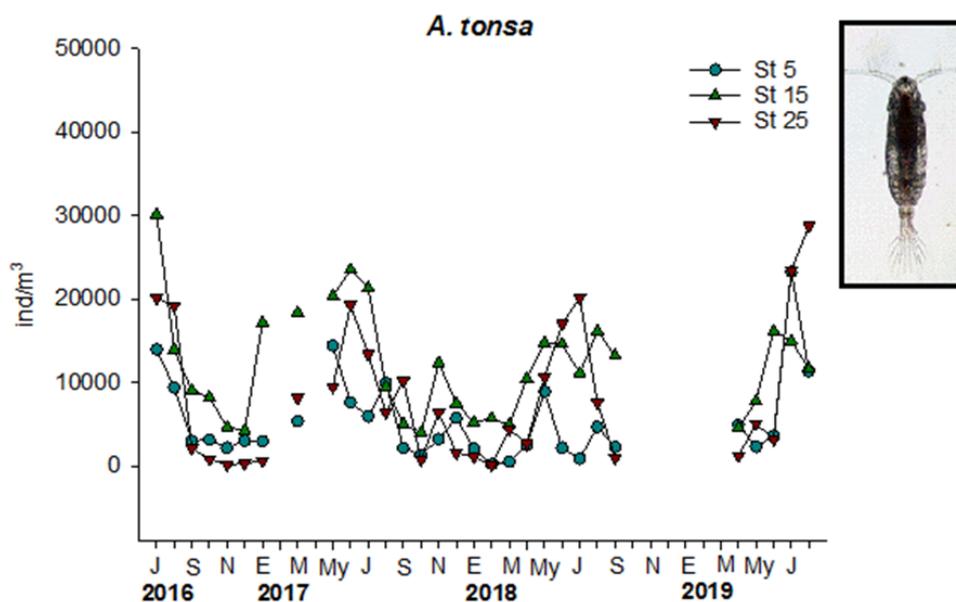


Figura 11. Dinámica temporal de las poblaciones de *A. tonsa* en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

El seguimiento de las poblaciones de *A. tonsa* es especialmente relevante, además de ser la principal reserva de biomasa disponible para niveles tróficos superiores (larvas de peces) en el estuario, es una especie exótica, introducida en Europa en la primera mitad del siglo XX, presumiblemente a través del agua de lastre de barcos procedentes de Norte América. El hecho de que *A. tonsa* tenga una distribución restringida a estuarios, puertos y ensenadas refuerza esta hipótesis.

En la Península se conoce su presencia en los ríos Tajo y Mondego (Portugal) (Sobral, 1985; Azeiteiro, 2005). Parece ser que los principales factores que contribuyen a su exitosa colonización están relacionados con las actuaciones humanas y el aumento de la temperatura del océano. Además, trabajos previos determinan que la especie *A. tonsa* modifica el patrón estacional de la comunidad de copépodos y la distribución espacial de la especie nativa *A. clausi*. Estos cambios de la producción estacional del zooplancton podrían inducir un importante “efecto dominó” para todo el ecosistema (ver Werbrouck et al., 2016).

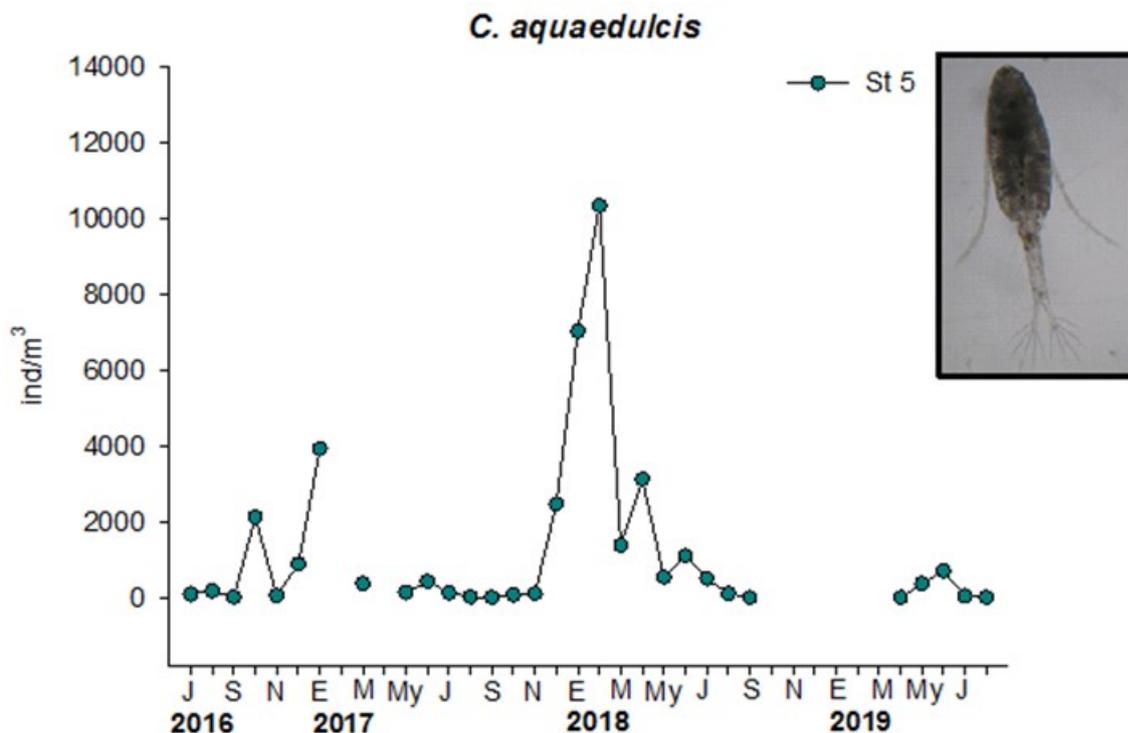


Figura 12. Dinámica temporal de las poblaciones de *C. aquaedulcis* en la estación 5 para todo el periodo de estudio.

Además de *A. tonsa*, otra de las especies identificadas como tipificadoras en la estación 5 es el copépodo *Calanipeda aquaedulcis*. Su dinámica poblacional se muestra en la Figura 12, donde pueden observarse picos de densidad a finales de otoño y durante el invierno, especialmente en enero de 2018, donde se alcanzaron los 10000 indv/m³. Este pico observado coincide con un descenso de las poblaciones de *A. tonsa*, por lo que podría ser un indicador de posible competencia interespecífica. *C. aquaedulcis* podría ser especialmente relevante en cuanto a principal fuente de alimento para niveles tróficos superiores, en las zonas menos salinas del estuario.

El copépodo *Pseudodiaptomus marinus*, es otra de las especies tipificadoras identificadas en la estación 25. Como puede observarse en la Figura 13 su presencia en el estuario es irregular, con una distribución “a parches”. Las mayores densidades de esta especie se alcanzan en otoño, especialmente en septiembre, con densidades que alcanzan los 200 indv/m³ en el primer año y 400 indv/m³ en el segundo. A partir de ahí, se produce un brusco descenso de individuos, hasta llegar a desaparecer por completo durante la primavera y el invierno. En 2019, las densidades de esta

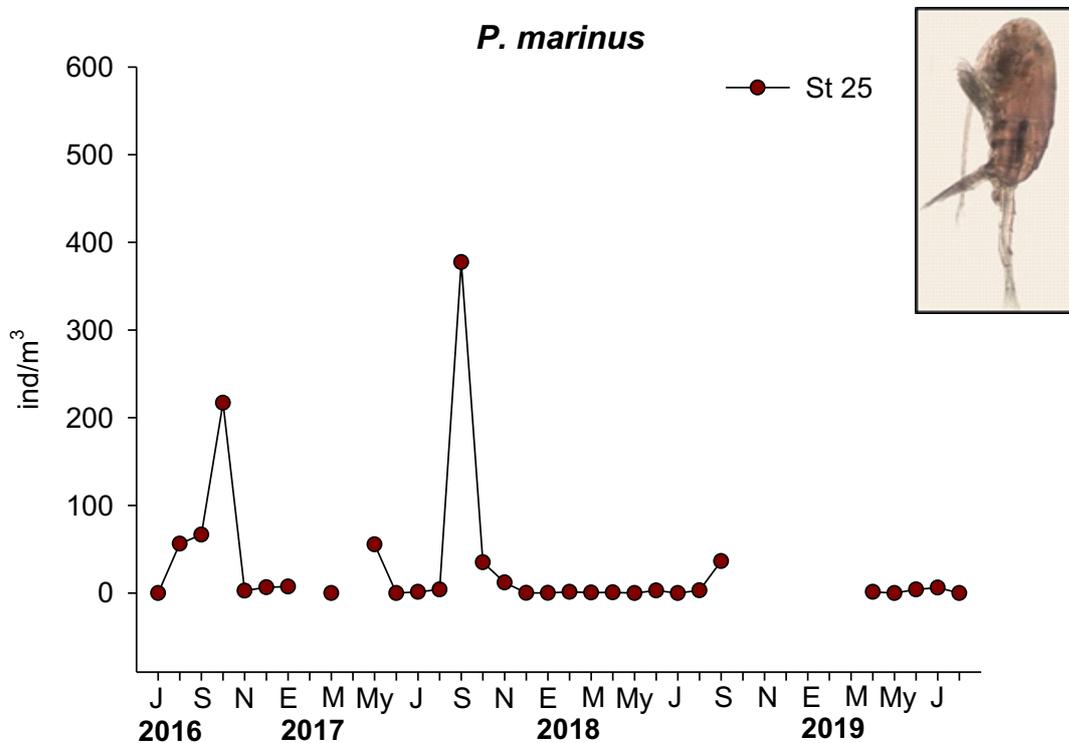


Figura 13. Dinámica temporal de las poblaciones de *P. marinus* en la estación 25 para todo el periodo de estudio.

especie han sido muy bajas en comparación con años anteriores. *P. marinus* se ha observado en una amplia gama de temperaturas de aguas superficiales (11.8–27.0 C) y salinidades (11.3–34.8), pero su presencia en el estuario parece estar relacionada principalmente con la intrusión de aguas marinas.

Esta especie fue citada por primera vez en el Estuario del Guadalquivir durante la realización de este trabajo. El primer registro de *P. marinus* en la península fue en el Golfo de Vizcaya en 2010. Su seguimiento es especialmente relevante puesto que se trata de una especie no indígena cuyos específicos rasgos biológicos y de comportamiento la hacen una especie de particular interés para la investigación ecológica y aplicada. De hecho, desde 2007 este copépodo ha sido registrado en numerosas áreas europeas, extendiéndose a un ritmo inesperadamente rápido en un corto lapso de tiempo. Desde 2018 existe un grupo de trabajo formado por 29 científicos de nueve países europeos llamado EUROBUS (Observatorio Europeo del cópodo no indígena *Pseudodiaptomus marinus*), cuyo objetivo es crear una red

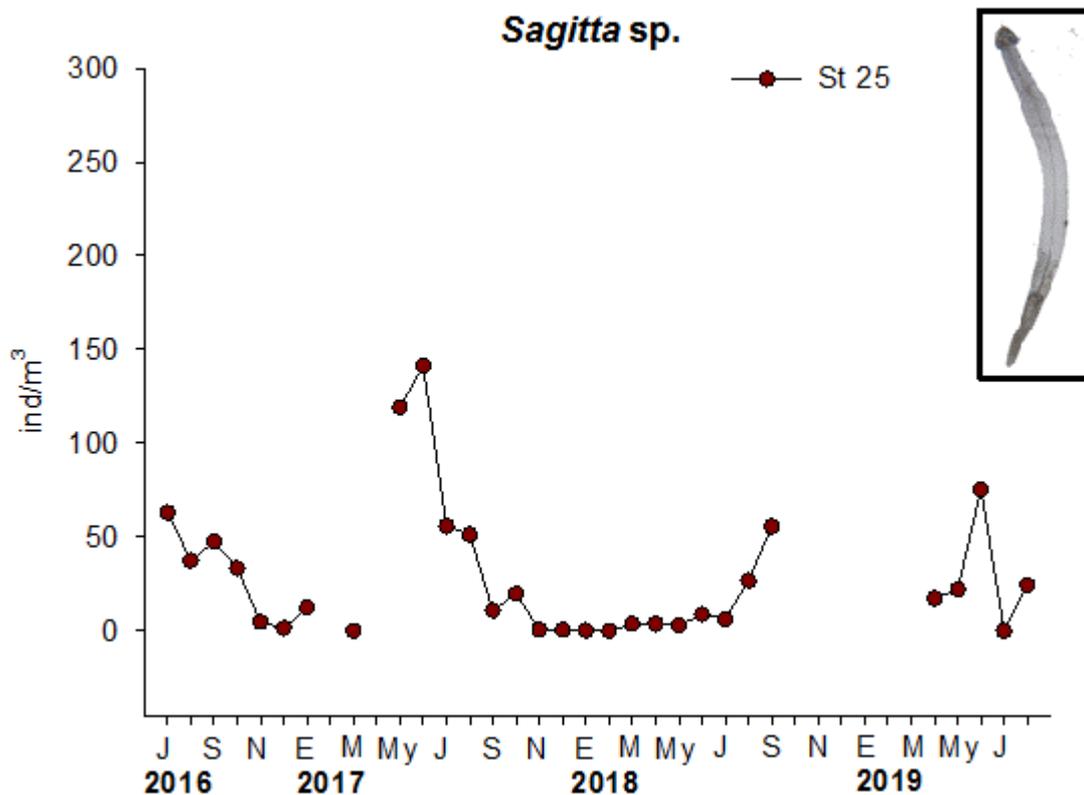


Figura 14. Dinámica temporal de las poblaciones de *Sagitta* sp. en la estación 25 para todo el periodo de estudio.

europea de instituciones e investigadores que trabajen en los diversos aspectos de la biología y ecología de *P. marinus*, actualizar su mapa de distribución en aguas europeas, así como identificar líneas prioritarias de investigación y posibles iniciativas conjuntas.

El quetognato *Sagitta sp.* es una especie tipificadora de la estación 25. Su dinámica poblacional se representa en la Figura 14. Se observa que su presencia en el estuario es irregular, con una distribución “a parches”, caracterizada por presentar las mayores densidades en verano, seguido de un paulatino descenso durante el otoño y el invierno. Especialmente notable es el incremento observado en el mes de junio de 2017, donde se alcanzan los 140 indv/m³. Su presencia en el estuario parece estar relacionada principalmente con la intrusión de aguas marinas.

Descripción ambiental del área de estudio

Dinámica temporal de las variables ambientales

A continuación, se muestran los resultados de las variables ambientales medidas a través de la sonda multiparamétrica (Turbidez, Ph, Oxígeno disuelto y Temperatura) en las diferentes masas de agua. También se representan variables climáticas como la precipitación mensual y el volumen de agua desembalsado desde la presa de Alcalá del Río. Se muestran tanto los promedios anuales para cada masa de agua, como sus patrones mensuales. Para las variables medidas con la sonda multiparamétrica, los valores han sido obtenidos integrando toda la columna de agua.

En cuanto a la variable turbidez (Figura 15), los valores promedio son más elevados en la estación menos salina, típicamente, en esta área intermedia del estuario se genera una zona característicamente más turbia, llamada Zona de Máxima Turbidez Estuarina (ETM). Así, en la estación 5, el valor promedio es de 844 NTU con un máximo de 5000 NTU. En la estación 15, estos valores oscilan de 490 NTU (promedio) a 2500 NTU (máximo) y en la estación 25, de 200 NTU de promedio a 4800 NTU de máximo. Mensualmente (Figura 16) se aprecia que la estación 5

presenta siempre mayores valores de turbidez, seguida de la estación 15 y 25. También se observa una tendencia estable de los valores en todas las estaciones de muestreo, con un aumento progresivo de la variable a finales de otoño e invierno. Destaca el pico de Turbidez observado en el mes de marzo de 2018, donde se alcanzaron los valores máximos en todas las estaciones.

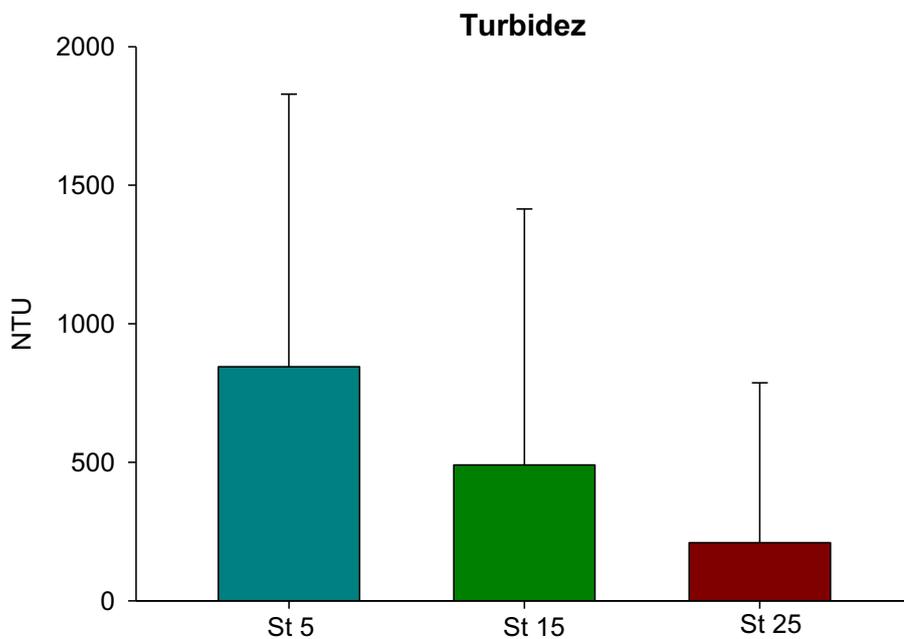


Figura 15. Promedios anuales (media \pm SD) de la variable Turbidez (NTU) en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

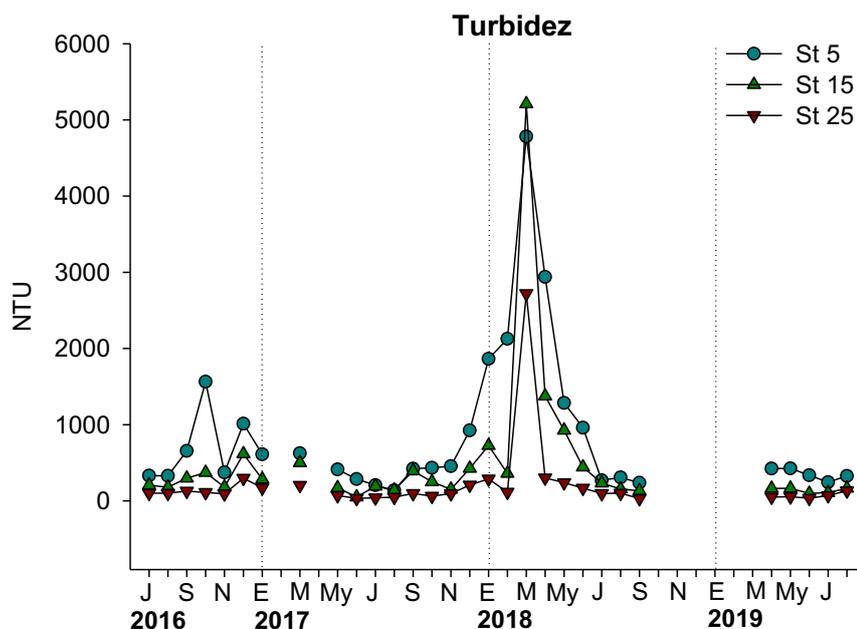


Figura 16. Valores mensuales de la variable Turbidez (NTU) en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

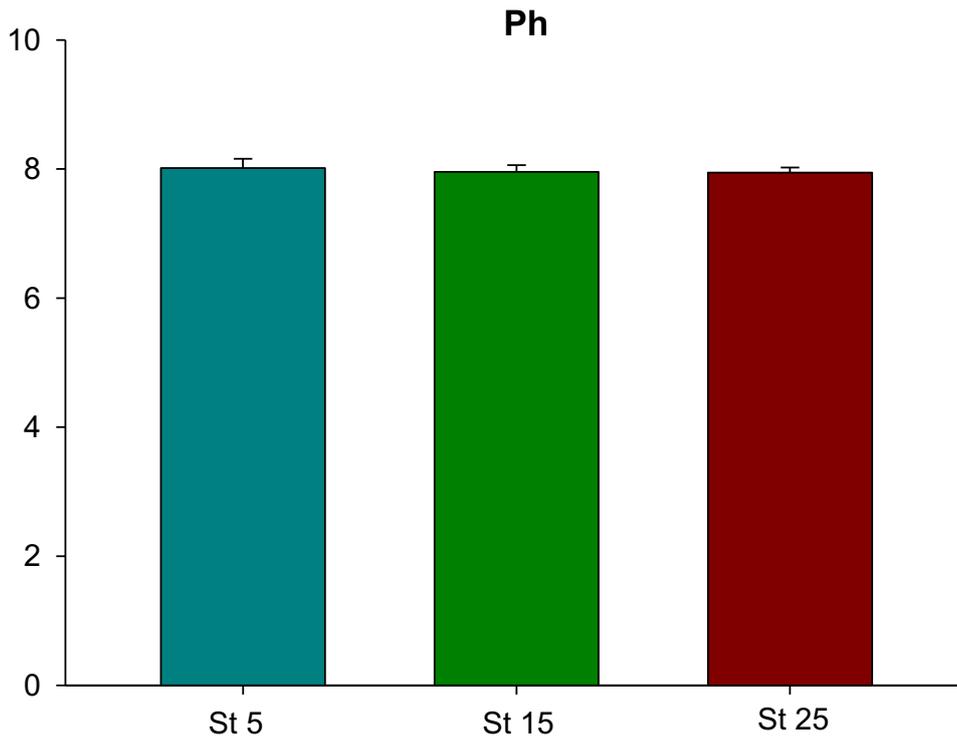


Figura 17. Promedios anuales (media \pm SD) de la variable Ph en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

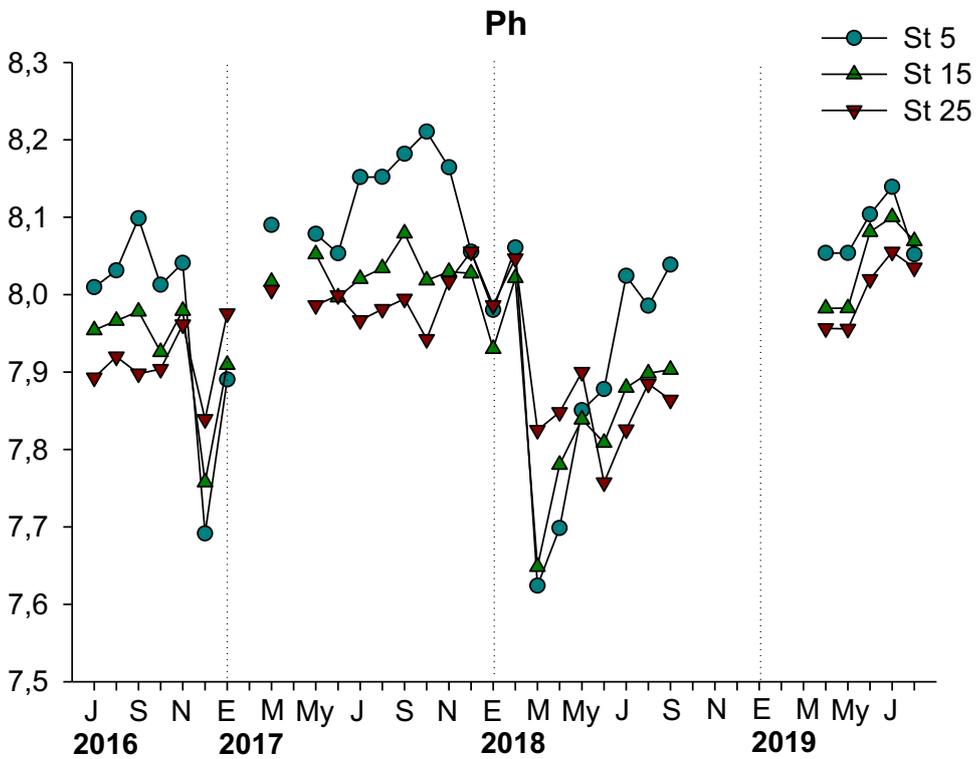


Figura 18. Valores mensuales de la variable Ph en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

Los valores promedio de la variable pH (Figura 17) no muestran diferencias entre las masas de agua de estudio, observándose valores en torno a 8 para todo el periodo de estudio, aunque si pueden observarse algunas variaciones temporales. Esta variable se mantiene constante durante el verano y el otoño, disminuyendo en invierno y primavera, observándose los valores más bajo en el mes de marzo de 2018. La Figura 18 también muestra que mensualmente, es en la estación 5 donde se registran valores de pH ligeramente superiores en comparación las demás estaciones.

Los promedios anuales para cada estación de muestreo y las variaciones mensuales de la variable ambiental oxígeno disuelto se muestran en las Figuras 19 y 20. Los valores promedio para todo el periodo de estudio muestran que no existen diferencias en el contenido de oxígeno entre las estaciones de muestreo, con valores en torno a 7 mg/l.

En cuanto a los patrones mensuales, pueden observarse ciertas variaciones, con un aumento progresivo del contenido de oxígeno durante el invierno, alcanzándose los valores más elevados en los meses de enero y febrero, seguido de una disminución del oxígeno en primavera y verano, especialmente en el mes de marzo de 2018, cuando se alcanzan los mínimos de todo el periodo de estudio, especialmente notable en la estación 5 y 15.

En las Figuras 21 y 22 se representan los valores promedios y variabilidad mensual de la variable clorofila a, como indicativo de la producción primaria potencial. Estos datos son los obtenidos directamente con la sonda multiparámetros por lo que los resultados, especialmente los valores que toma la variable, deben ser interpretados con cautela. Como puede observarse, es la estación 5 la que generalmente presenta los mayores valores de producción primaria, seguida de la estación 15 y 25. Mensualmente se puede observar tendencias de aumento en los meses de primavera y verano, y cierto descenso en las estaciones invernales.

En algunos casos se han observado valores elevados de concentración de oxígeno en las capas superficiales de las masas de agua de 15 y 5 PSU, junto con valores bajos de pH y valores elevados de clorofila en capas más profundas, indicativo de actividad

fotosintética. Estas masas de agua son las que presentan mayor turbidez, lo que constituye un dato notable. En estuarios con condiciones comparables (p.ej. Gironde, Irigoien y Castel, 1997) también se han encontrado valores elevados de clorofila en zonas de elevada turbidez, lo que se ha relacionado con la actividad del microfitobentos. Los valores de clorofila y otras variables asociadas están siendo todavía analizados, pero esta información indica que podría ser importante monitorizar el papel del microfitobentos en el Guadalquivir.

Entrando en las variables meteo-climáticas, en las Figuras 23 y 24 se han representado las variaciones mensuales de las precipitaciones y el volumen de agua desembalsado desde la presa de Alcalá del Río. En cuanto a los patrones de precipitaciones pueden observarse picos de lluvias coincidentes con el otoño y la primavera, especialmente en el mes de marzo de 2018, donde se alcanzaron los mayores valores de todo el periodo de estudio, cercanos a los 170 l/m³. Los máximos valores de caudal desembalsado generalmente coinciden con los picos de lluvia descritos, alcanzándose los máximos en marzo y abril de 2018 con un desembalse aproximado unos 50 m³/s.

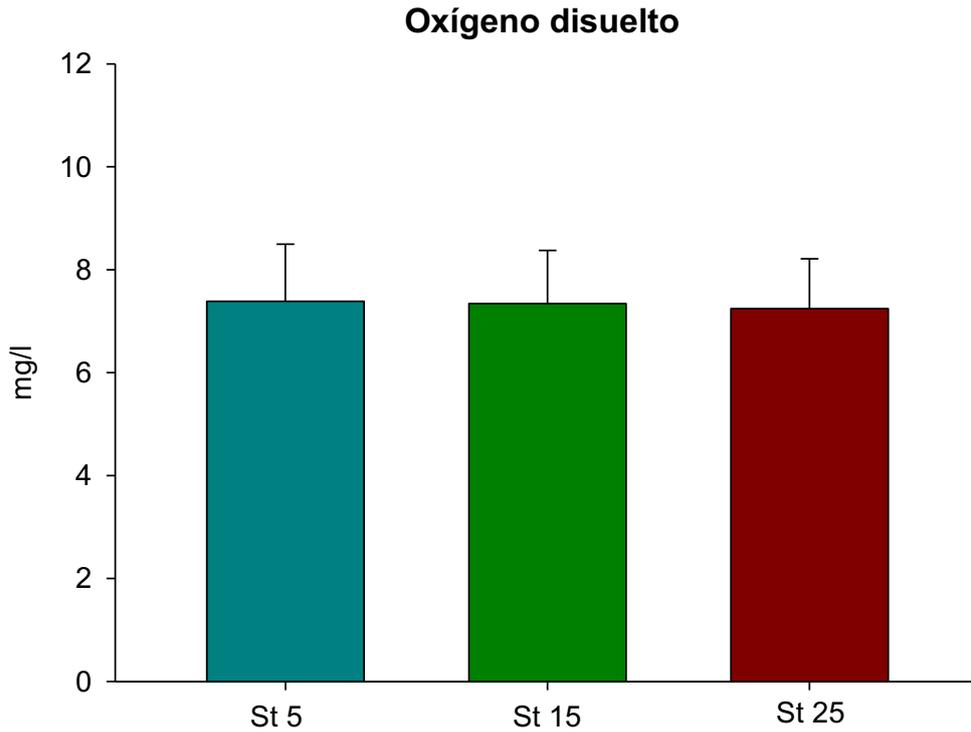


Figura 19. Promedios anuales (media \pm SD) de la variable Oxígeno disuelto (mg/L) en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

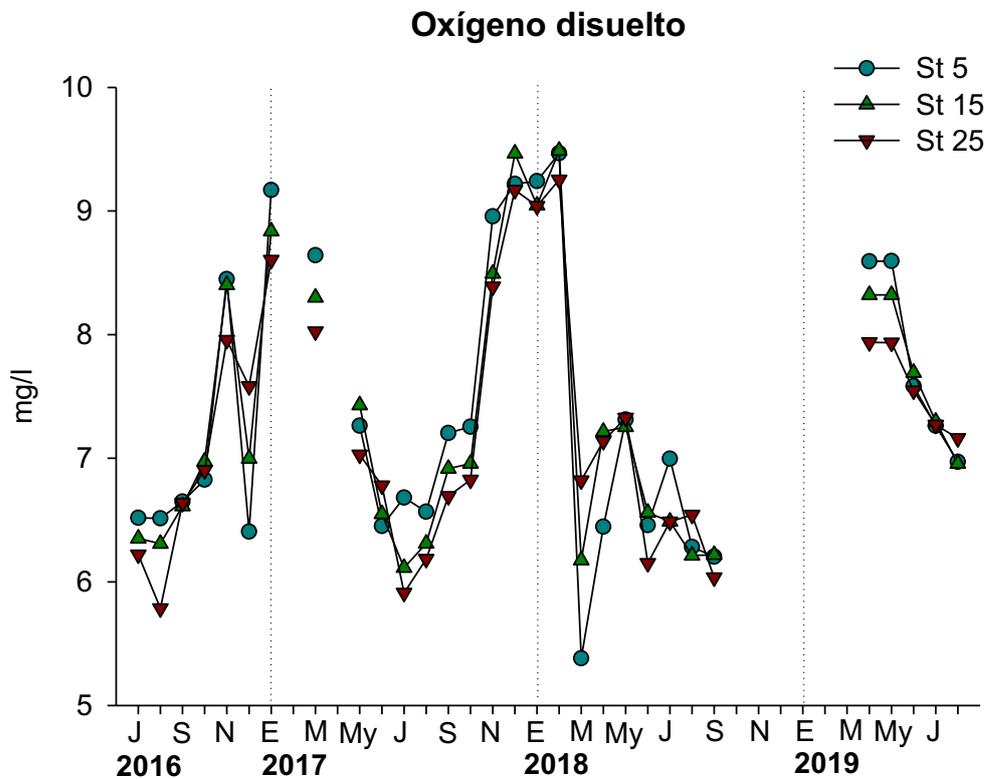


Figura 20. Valores mensuales de la variable Oxígeno disuelto en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

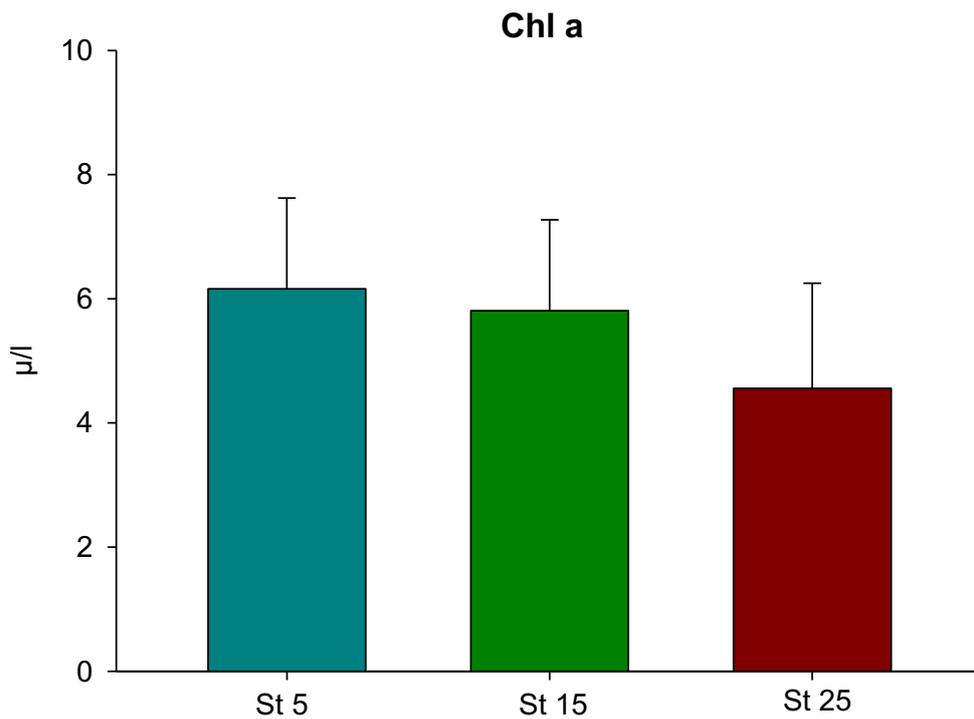


Figura 21. Promedios anuales (media \pm SD) de la variable Clorofila a (mg/L) en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

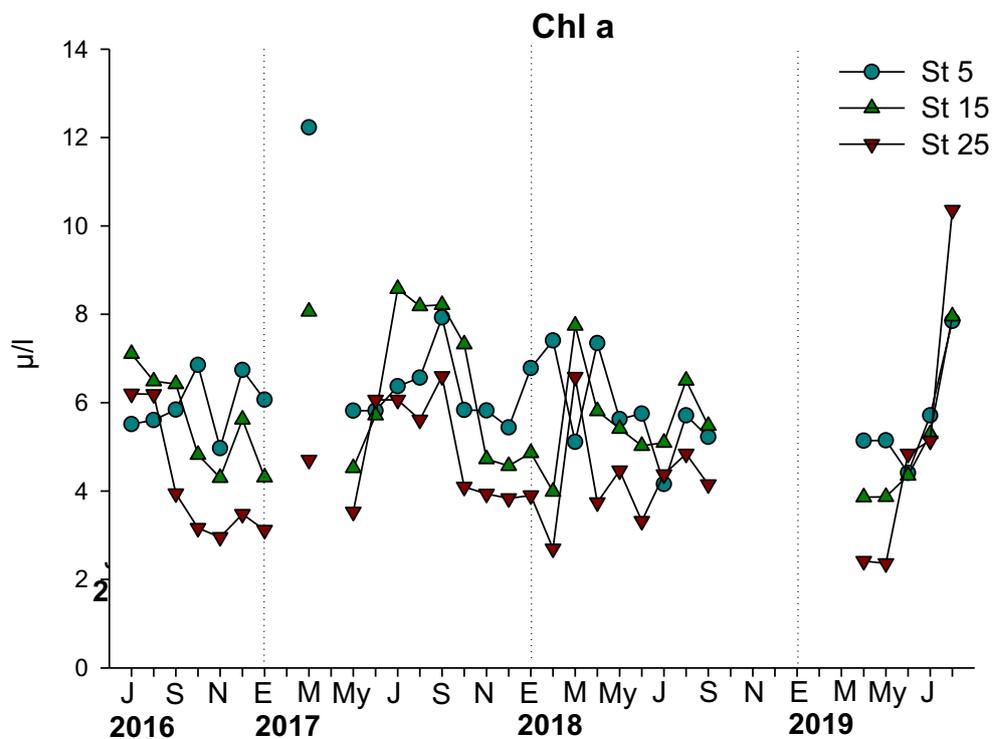


Figura 22. Valores mensuales de la variable Clorofila a en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

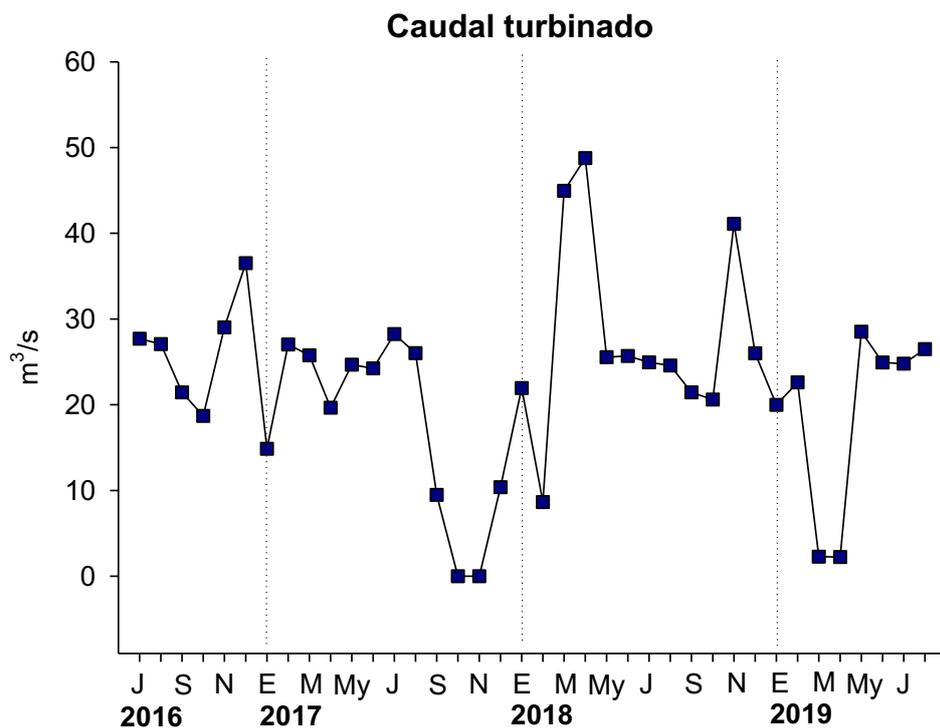


Figura 23. Variaciones mensuales del volumen de agua dulce desembalsado (m^3/s) por la presa de Alcalá del Río durante todo el periodo de muestreo. Fuente: SAIH, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

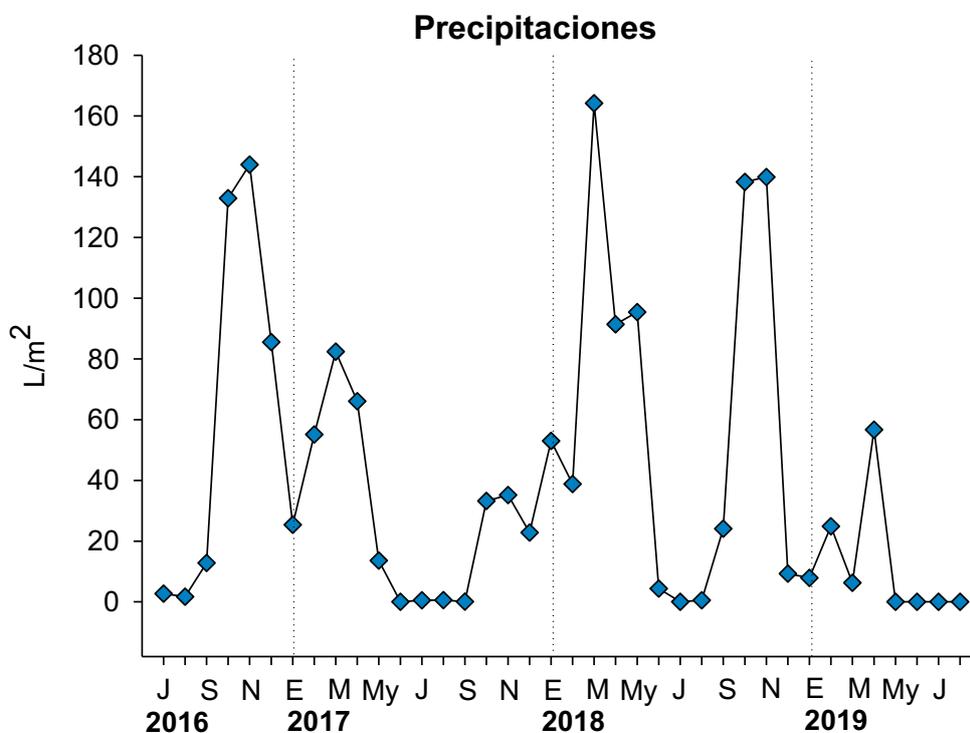


Figura 24. Variaciones mensuales de las precipitaciones (l/m^3) por la presa de Alcalá del Río durante todo el periodo de muestreo. Fuente: SAIH, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

Influencia de las variables ambientales

Para el estudio de la influencia de las variables ambientales sobre la variabilidad de las diferentes estaciones dentro del estuario se ha realizado un análisis de componentes principales (PCA) (Figura 25), que permite establecer qué variables ambientales marcan las posibles agrupaciones de datos, así como, cuales son las más explicativas de la variabilidad. Para este análisis se han tenido en cuenta las siguientes variables ambientales: pH, Turbidez, Clorofila a, Salinidad, Oxígeno disuelto, Materia orgánica y Sólidos en suspensión.

En el siguiente gráfico podemos observar el resultado del PCA donde se muestra la distribución de las estaciones de muestreo según las variables ambientales. Se

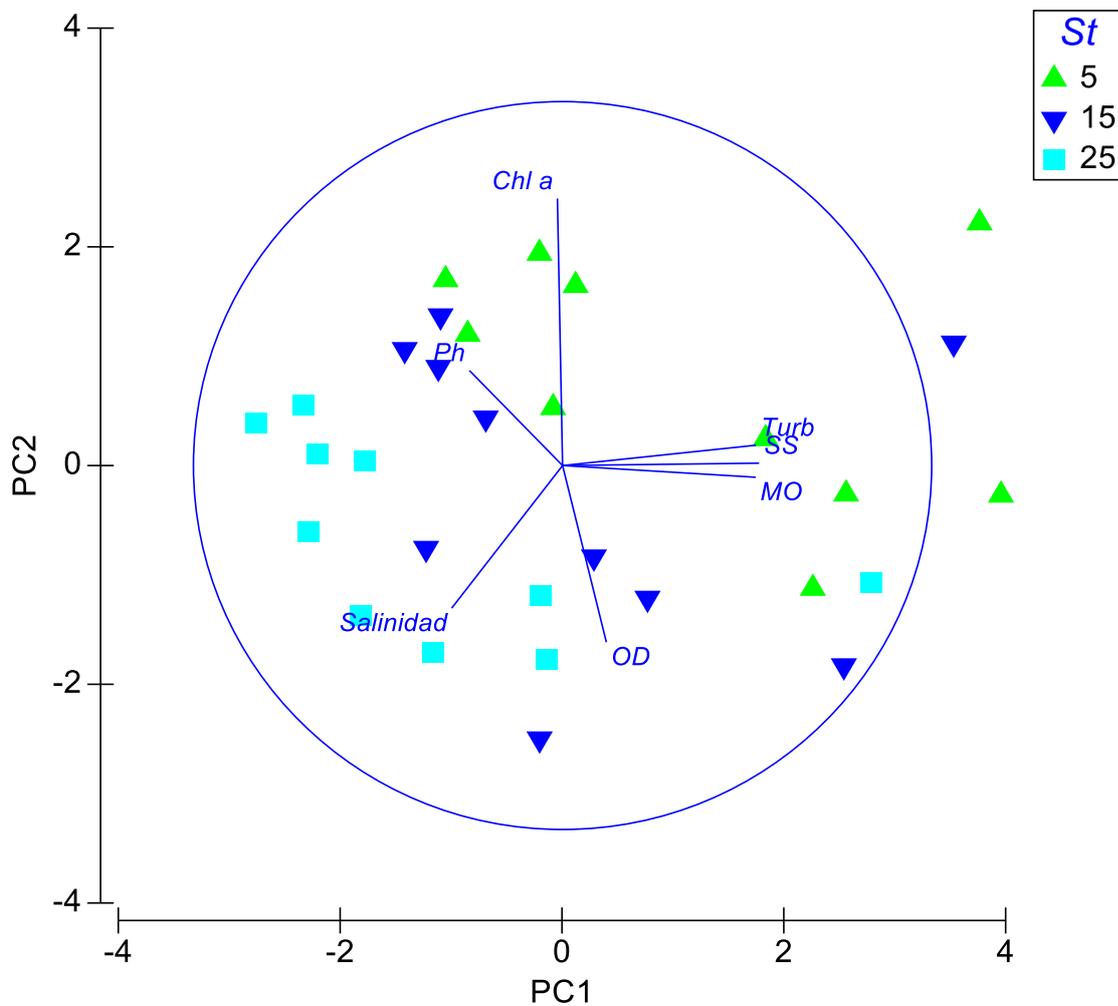


Figura 25. Resultado del análisis de componentes principales (PCA). Turb (turbidez); Chl a (clorofila a); OD (oxígeno disuelto); MO (materia orgánica); SS (sólidos en suspensión).

representan únicamente los ejes PC1 y PC2, ya que entre ambos son capaces de explicar un 70% de la variabilidad de los datos, lo cual resulta significativo.

El eje 1 (PC1) viene determinado por las variables Turbidez (0.524), Sólidos en suspensión (0.533), Materia orgánica (0.523) y Salinidad (-0.300). Centrándonos en este eje podemos observar 3 agrupaciones claras, correspondientes a las tres estaciones de muestro. Esto quiere decir que aquellos puntos que se localizan más hacia la izquierda del gráfico, los representados por cuadrados azules (estación 25), se caracterizan por presentar una menor turbidez, menor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica y una mayor salinidad.

De este modo, la estación 5 representada por triángulos verdes, se caracteriza por presentar menor salinidad, mayor turbidez y mayor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica, mientras que la estación 15 (triángulos invertidos azules) muestra características ambientales intermedias entre las dos estaciones anteriores.

Por otro lado, el eje 2 (PC2) viene determinado por las variables Oxígeno disuelto (-0.486) y Clorofila a (0.734) e indica que los puntos situados más arriba del eje se caracterizan por presentar menor contenido en oxígeno disuelto y mayor contenido en clorofila, mientras que en los puntos situados más abajo, ocurriría lo contrario. Centrándonos en este eje, no se observan agrupaciones por estación de muestro claras, teniendo más que ver con variaciones temporales.

Relación entre variables ambientales y biológicas

Por último, se ha realizado un análisis BioEnv, cuyo objetivo es realizar correlaciones entre las variables ambientales y la comunidad biológica y así poder identificar que variables ambientales son capaces de explicar en mayor medida la distribución y estructura de la comunidad de zooplancton en el río.

El resultado muestra (Tabla 3), con un coeficiente de correlación cercano a 0.40, que aquellas variables ambientales que mejor explican la comunidad zooplanctónica

son: Salinidad, Turbidez y Temperatura, lo que muestra la relación de dependencia entre el zooplancton y las variables ambientales.

También se han realizado correlaciones de Pearson entre la variable densidad de organismos y las variables ambientales para todo el periodo de estudio, con el objetivo de determinar que variables ambientales son más influyentes en la variación temporal de la densidad de zooplancton del estuario (Tabla 4).

Tabla 3. Resultados del análisis BioEnv

Nº de variables	Correlación	Variables
1	0.432	Salinidad
2	0.417	Salinidad, Temperatura
3	0.389	Turbidez, Salinidad, Temperatura

Tabla 4. Resultados de correlaciones de Pearson entre variables ambientales y la densidad de organismos. ** Correlación con significación <0.01. * Correlación con significación <0.05.

	Densidad
Precipitaciones	-0.356**
Caudal desembalsado	-0.141*
Oxígeno Disuelto	-0.238**
Clorofila a	0.317**
Salinidad	0.128**
Temperatura	0.407**
Turbidez	-0.158**

Como puede observarse, existen correlaciones significativas entre la densidad de zooplancton, y las variables ambientales y climáticas consideradas. Para las variables Precipitaciones, Caudal desembalsado, Oxígeno disuelto y Turbidez la

relación con la densidad es inversamente proporcional, es decir, a mayor valor de esas variables, menor densidad de organismos, mientras que para las variables Clorofila a, Salinidad y Temperatura, la relación es directamente proporcional, lo que quiere decir que, a mayores valores de las citadas variables, mayores valores de densidad de organismos.

A continuación, se representan aquellas variables cuyo coeficiente de correlación con la densidad de organismos es más elevado (Precipitaciones, Clorofila a, Temperatura). En las Figuras 26 y 27 se observa que los periodos en los que las precipitaciones son menores y la temperatura más elevada, la densidad de organismos es mayor, esto ocurre a finales de primavera y en verano (mayo -Julio), mientras que, por el contrario, los periodos caracterizados con mayores precipitaciones y menor temperatura, la densidad de individuos disminuye. Las densidades de organismos zooplanctónicos están también relacionados con el contenido de Clorofila a, siendo parte esencial de su alimento. Como puede observarse en la Figura 28, en aquellos meses donde el contenido en clorofila a es mayor (primavera), la densidad de zooplancton también es más elevada.

La variable Turbidez no presenta un coeficiente de correlación con respecto a la densidad de individuos muy elevado (aunque el análisis es significativo) pero también se ha representado (Figura 29), dada la importancia que tiene esta variable dentro del estuario. Como puede observarse, generalmente a menores periodos de turbidez están relacionados con mayores densidades de organismos, especialmente en primavera-verano, donde los valores de Turbidez son mínimos y la densidad de individuos presenta sus mayores valores.

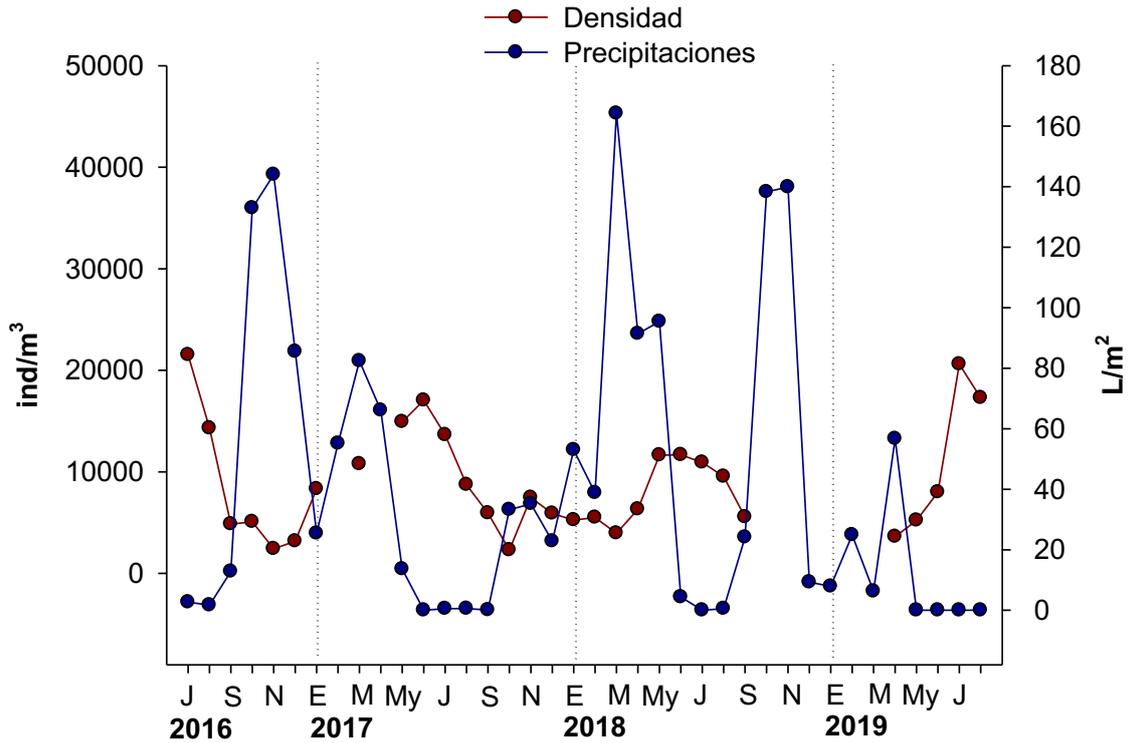


Figura 26. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m³; eje izquierdo) y de las precipitaciones (l/m²; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

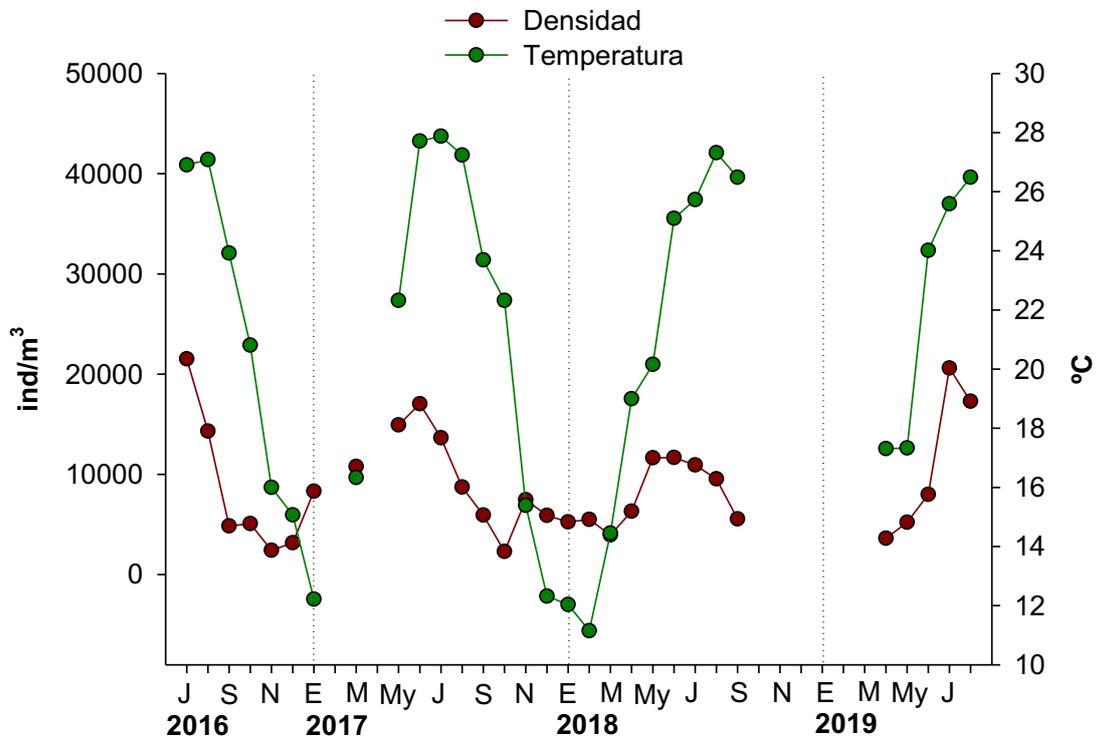


Figura 27. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m³; eje izquierdo) y de la temperatura (°C; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

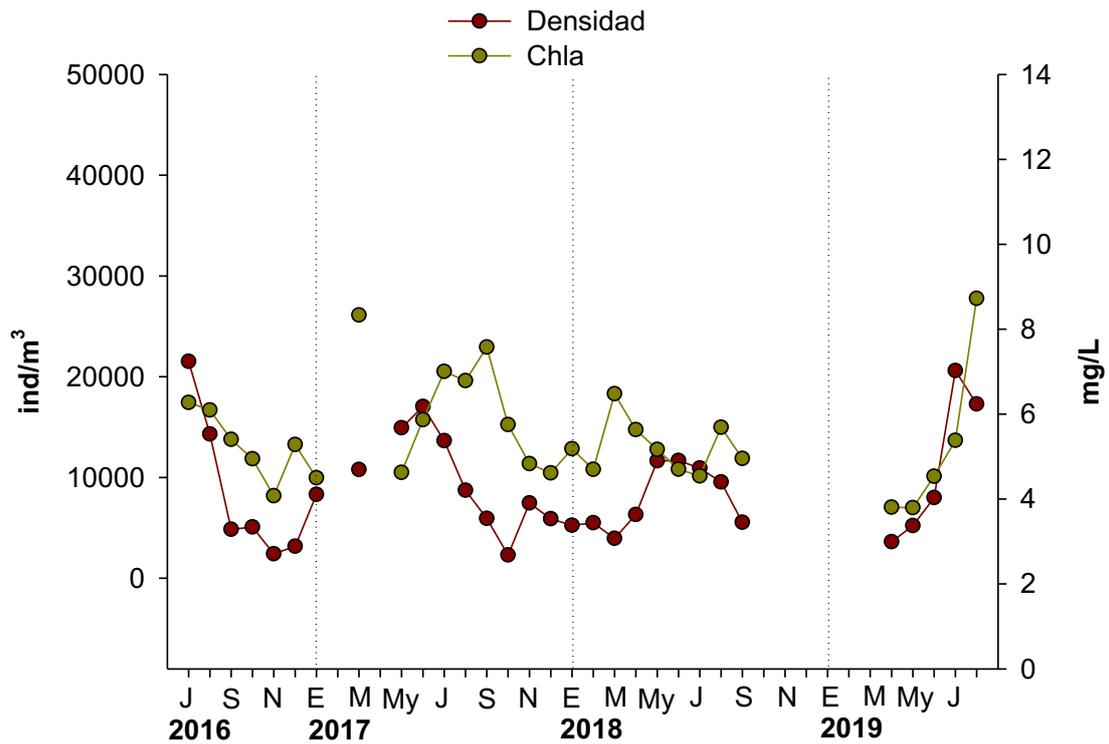


Figura 28. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m³; eje izquierdo) y el contenido en clorofila a (mg/L; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

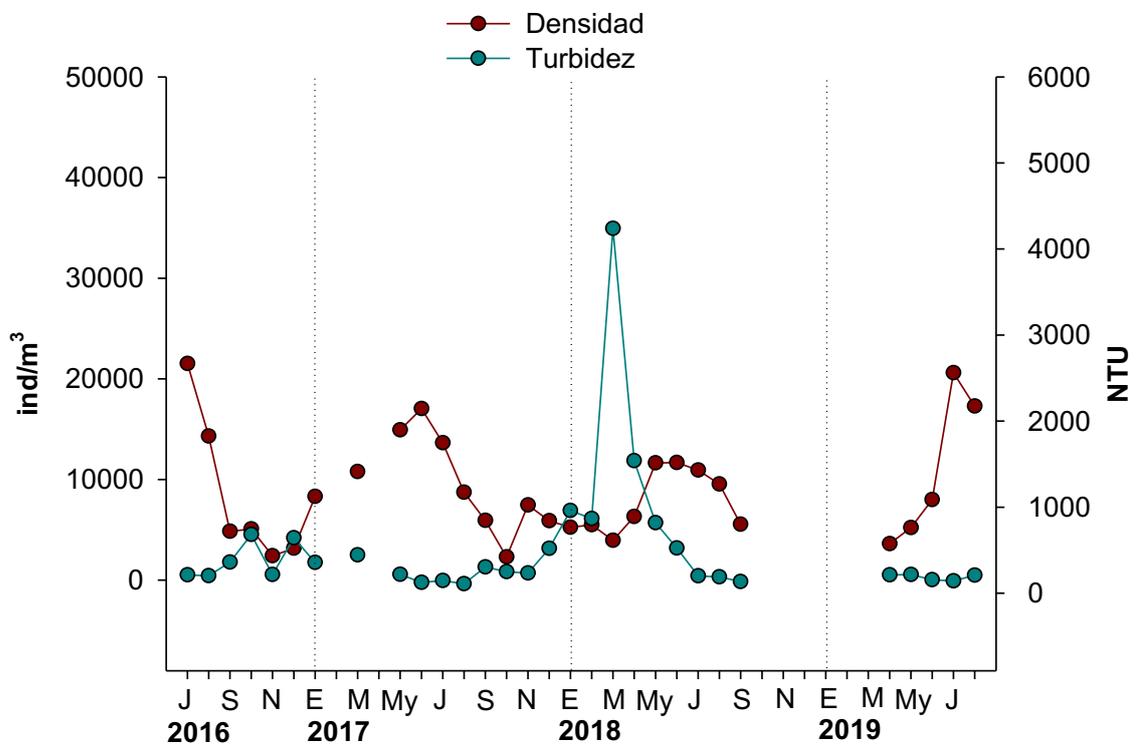


Figura 29. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m³; eje izquierdo) y de la turbidez (NTU; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

Conclusiones

Las principales conclusiones obtenidas a partir del seguimiento espacio-temporal de la comunidad de zooplancton del estuario del Guadalquivir en el periodo 2016-2019 son las siguientes:

Generalmente, en un sistema estuárico las variables univariantes, como densidad, riqueza y diversidad de zooplancton tienden a ser más elevadas en las zonas más salinas del sistema. En el estuario del Guadalquivir, esta tendencia no es tan clara, ya que la densidad de organismos es más elevada en la estación 15 y los valores de diversidad son más elevados en la zona menos salina (St 5). La riqueza de especies, sigue la tendencia esperada, con mayores valores en la estación 25.

La densidad de zooplancton del estuario del Guadalquivir puede considerarse elevada en comparación con otros estuarios de la península, con gradientes similares de salinidad, como es el caso del estuario del Guadiana, del Mira (Esteves et al., 2000) y del Mondego (Cotrim-Marques et al., 2006), estos dos últimos localizados en Portugal. La comparación de las densidades de zooplancton entre los estuarios puede verse en la siguiente tabla (se muestran los valores promedios y entre paréntesis los valores máximos)

	Guadalquivir	Guadiana	Mira	Mondego
St 25	7000 (20000) indv/m ³	300 (600) indv/m ³	650 (1100) indv/m ³	(700) indv/m ³
St 15	12000 (30000) indv/m ³	< 50 (<50) indv/m ³	300 (600) indv/m ³	(2500) indv/m ³
St 5	8500 (21000) indv/m ³	< 50 (<50) indv/m ³	< 50 (<50) indv/m ³	(750) indv/m ³

La variabilidad mensual de la densidad de zooplancton sigue una tendencia interanual similar, especialmente en la estación 15 y 25, con máximos durante el verano. Por su parte, la estación 5 presenta una tendencia interanual más variable, encontrándose el pico de densidad en el mes de febrero.

La estructura de la comunidad zooplanctónica difiere entre las estaciones de muestreo, siendo la comunidad de la estación 25 la más variable en el tiempo, lo que resulta lógico debido a su mayor influencia marina

Se puede identificar como especie típica de todos los ambientes al copépodo *Acartia tonsa*. En la estación 5, además se considera especie tipificadora al copépodo *Calanipeda aquaedulcis*, mientras que en la estación 25, también pueden considerarse como especies típicas al quetognato *Sagitta sp.* y al copépodo *Pseudodiaptomus marinus*.

De forma general, puede determinarse que las especies dominantes en el estuario son el copépodo *Acartia tonsa*. Esta especie también han sido identificados como especie dominantes en el estuario del río Mondego.

En cuanto a los datos ambientales medidos, el análisis de componentes principales muestra que la estación 25, se caracteriza por presentar una menor turbidez, menor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica, así como una mayor salinidad. La estación 5, se caracteriza por presentar menor salinidad, mayor turbidez y mayor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica, mientras que la estación 15 muestra características ambientales intermedias entre las dos estaciones anteriores.

En relación a las variables meteo-climáticas, se han detectado correlaciones significativas entre la densidad de zooplancton, y las variables precipitaciones y temperatura. Para la primera variable la relación es inversamente proporcional mientras que para la variable temperatura, la relación es directamente proporcional.

En cuanto a la turbidez, generalmente menores periodos de turbidez están relacionados con mayores densidades de organismos. Estos resultados pueden indicar, que los episodios de turbidez extrema, asociados a un periodo de fuertes lluvias, podría producir un descenso considerable de la densidad de organismos de zooplancton.

Aunque no se ha realizado un estudio específico que permita determinar el efecto de las descargas de agua dulce desde la presa de Alcalá del río sobre las comunidades de zooplancton, con los datos disponibles, se ha detectado una correlación significativa entre el caudal desembalsado y la densidad de individuos de zooplancton. Estos resultados, deben interpretarse con cautela, ya que son muchas las variables influyentes, y el efecto de una puede ser enmascarado por otra, o también puede ocurrir que la dinámica temporal de la comunidad de zooplancton responda a una combinación de variables ambientales y no, al efecto individual de variables aisladas.

II. Efecto de episodios de hipoxia sobre la comunidad de mesozooplancton del río Guadalquivir.

Introducción

La desoxigenación de los ecosistemas acuáticos es un tema de actual interés debido a que los principales factores que generan este fenómeno están relacionados con el calentamiento global y los procesos de eutrofización, causados por la actividad antropogénica. El oxígeno disuelto (OD) es una variable clave en la masa de agua de la que depende toda la comunidad biológica del sistema. En general, el valor umbral a partir del cual se puede considerar hipoxia es $2.85 \text{ mg O}_2/\text{L} - 2 \text{ mg O}_2/\text{L}$ (Diaz and Rosenberg, 2008; Vaquer-Sunyer and Duarte, 2008).

El mesozooplancton son importantes indicadores de los cambios ambientales en los ecosistemas estuáricos. La hipoxia puede influir en estos organismos a través de formas directas e indirectas. Los valores de tolerancia del mesozooplancton a la hipoxia son específicos de cada especie por lo que un cambio en la disponibilidad de oxígeno podría tener un impacto directo significativo en la supervivencia, el metabolismo y el reclutamiento de ciertas especies, lo que influye a toda la estructura de la comunidad del mesozooplancton, las vías tróficas y la productividad en el ecosistema (Stalder and Marcus, 1977; Grodzins et al., 2016, Pan et al., 2018). La disponibilidad reducida de oxígeno también puede influir indirectamente en el mesozooplancton al restringir su hábitat disponible en las columnas de agua. El hábitat restringido en una capa oxigenada más delgada podría aumentar las tasas de encuentro entre la presa y el depredador, así como la competencia dentro de los grupos, por lo tanto, podría influir en la estructura de la comunidad, la productividad y el flujo de nutrientes mediado por el mesozooplancton en la columna de agua (Rabalais et al., 1991; Shi et al., 2019). Sin embargo, es obvio que la respuesta del mesozooplancton a la hipoxia es más compleja que simplemente evitar o escapar de la zona hipóxica. A pesar de las expectativas de los efectos perjudiciales de la escasez de oxígeno sobre el zooplancton, aún se sabe poco sobre el efecto ecológico de la hipoxia en su estructura comunitaria. Por lo tanto, son necesarios estudios

adicionales para investigar las relaciones entre el mesozooplankton y los periodos hipóxicos.

Dentro del seguimiento espacio-temporal que se realiza periódicamente en el río Guadalquivir, algunos muestreos realizados para monitorizar la zona alta del estuario (a la altura de Gelves) han registrado concentraciones de oxígeno por debajo de 3 mg/L en verano, en la capa de agua cercana al fondo (Figura 30). Por ese motivo, se decidió diseñar y realizar un estudio específico en la zona para determinar los efectos producidos por las bajas concentraciones de oxígeno, sobre la comunidad de mesozooplankton y sus posibles implicaciones en el funcionamiento biológico y ecológico de río. Este estudio se realizó en Julio de 2019 y aunque los datos están aún en análisis, se presentan en este informe los resultados preliminares obtenidos.

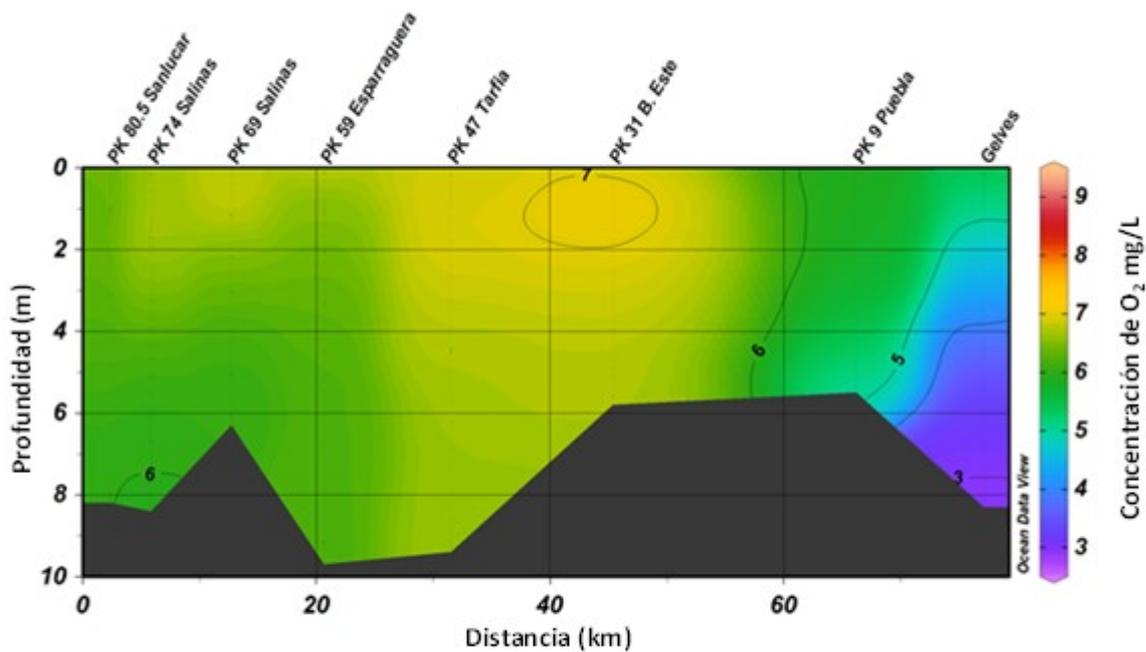


Figura 30. Concentración de oxígeno a lo largo de un perfil longitudinal del estuario (09/09/2015)

Metodología

Para la realización de este estudio se han establecido 4 estaciones de muestreo situadas en la parte alta del estuario. St Gelves, es la zona que presenta periodos de hipoxia; St Coria, masa de agua con las mismas características salinas que la estación anterior, pero con valores normales de oxígeno (podría actuar como zona control); St Esclusa, esta zona comprende la masa de agua localizada entre las dos anteriores y también presenta valores normales de oxígeno y por último St Dársena, localizada dentro de la dársena del río (Figura 31).



Figura 31. Localización de las estaciones de muestreo.

La sistemática del muestreo es similar al que se realiza durante el seguimiento espacio-temporal de la comunidad. La recogida de muestras de zooplancton se realiza arrastrando una red de plancton simple de 200 micras de luz de malla y una boca de 60 cm de diámetro desde la embarcación "LBM III" durante un tiempo aproximado de 5 minutos. Para estandarizar las abundancias se cuantifica el volumen muestreado mediante un flujómetro localizado en la boca de la red. Las muestras obtenidas son conservadas en formaldehído tamponado al 4%.

En cada una de las estaciones de estudio, se toman tres muestras en superficie y tres en fondo, que actuarán como réplicas para cuantificar la posible variabilidad dentro de una misma masa de agua. Simultáneamente a las pescas, se realizan además perfiles con una sonda multiparamétrica, para obtener datos de temperatura, salinidad, concentración de oxígeno, pH, concentración de clorofila y turbidez. Además, en cada estación de muestreo, se toman muestras con una botella Niskin, para el posterior análisis químico del agua (nitritos, nitratos, amonio y fosfatos).

Todos estos trabajos, se han llevado a cabo simultáneamente con el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla.

Resultados

Descripción ambiental del área de estudio

En la Figura 32 se muestran los valores de las variables ambientales medidas en cada estación de muestreo, tanto en superficie como en fondo.

Como puede observarse, los valores de oxígeno disuelto se mantienen estables al comparar superficie y fondo de cada estación, salvo en la estación Dársena, donde se aprecia una ligera variación entre ambas profundidades, obteniéndose valores promedio de 9,50 mg/L y 8,6 mg/L en superficie y fondo respectivamente, aunque estos valores distan mucho del umbral a partir del cual pueden considerarse condiciones hipoxicas.

Estas variaciones, parecen estar más relacionadas con el consumo y producción de oxígeno de organismos fotosintéticos de la zona. En las estaciones Coria y Esclusa, los valores promedio se mantienen en torno a 4,5 mg/L en ambas profundidades, mientras que en la estación Gelves, los valores promedio del oxígeno disuelto se encuentran por debajo de 2,80 mg/L, dentro del valor umbral para considerar hipoxia.

En estas gráficas, los valores obtenidos de la sonda multiparamétrica están promediados, integrándose los valores del primer metro y medio para superficie, y del último metro y medio para fondo. En los perfiles ODV que se muestran pueden observarse con mayor claridad los valores de cada una de las variables en toda la columna de agua (Figuras 33-37). Es en la Figura 33, donde se puede observar que las zonas más cercanas al fondo, en la estación Gelves, presentan valores incluso por debajo de 2 mg/L de oxígeno, aunque de por sí, toda la columna de agua muestra valores bajos de oxígeno disuelto.

En cuanto a la variable Turbidez (Figura 34), se observa que generalmente los valores de esta variable son más elevados en el fondo, salvo en la estación Darsena, donde los valores se mantienen constantes en ambas profundidades (20 NTU). La turbidez más elevada se observa en la estación Coria, con promedios de 400 NTU, alcanzándose en algunos casos valores más elevados, como muestra el perfil ODV.

En la estación Gelves, la turbidez es más baja que en las estaciones Coria y Esclusa, con un promedio de 100 NTU en el fondo y 27 en la superficie. Estos resultados podrían descartar que la turbidez sea una de las variables causante de los periodos de hipoxia de la zona de Gelves.

Los valores promedio de la variable pH no muestran diferencias al comparar superficie y fondo de cada estación, salvo en la estación Dársena, donde se aprecia una ligera variación entre ambas profundidades, siendo un poco más elevado en la superficie. En el resto de estaciones de muestreo, los valores se mantienen en torno a 7,5. El perfil ODV (Figura 35) también muestra valores homogéneos de esta variable en toda la columna de agua, salvo en la estación Dársena, donde se observan las variaciones anteriormente comentadas.

En cuanto a la salinidad, puede observarse que en cada estación de muestreo, los valores se mantienen estables en superficie y fondo. También, existe un gradiente de salinidad, desde la estación Coria a Gelves. En Coria y Esclusa se observan valores promedio de 0,65 PSU y 0,56 PSU respectivamente, considerándose estos valores dentro del rango de oligohalino (0,5 – 5 PSU). Gelves, presenta valores promedio de 0,49, encontrándose en el límite de consideración de agua dulce (<0,5 PSU). Por su parte la estación Dársena, presenta valores de salinidad más elevados, con promedios de 1,3 PSU (Figura 37).

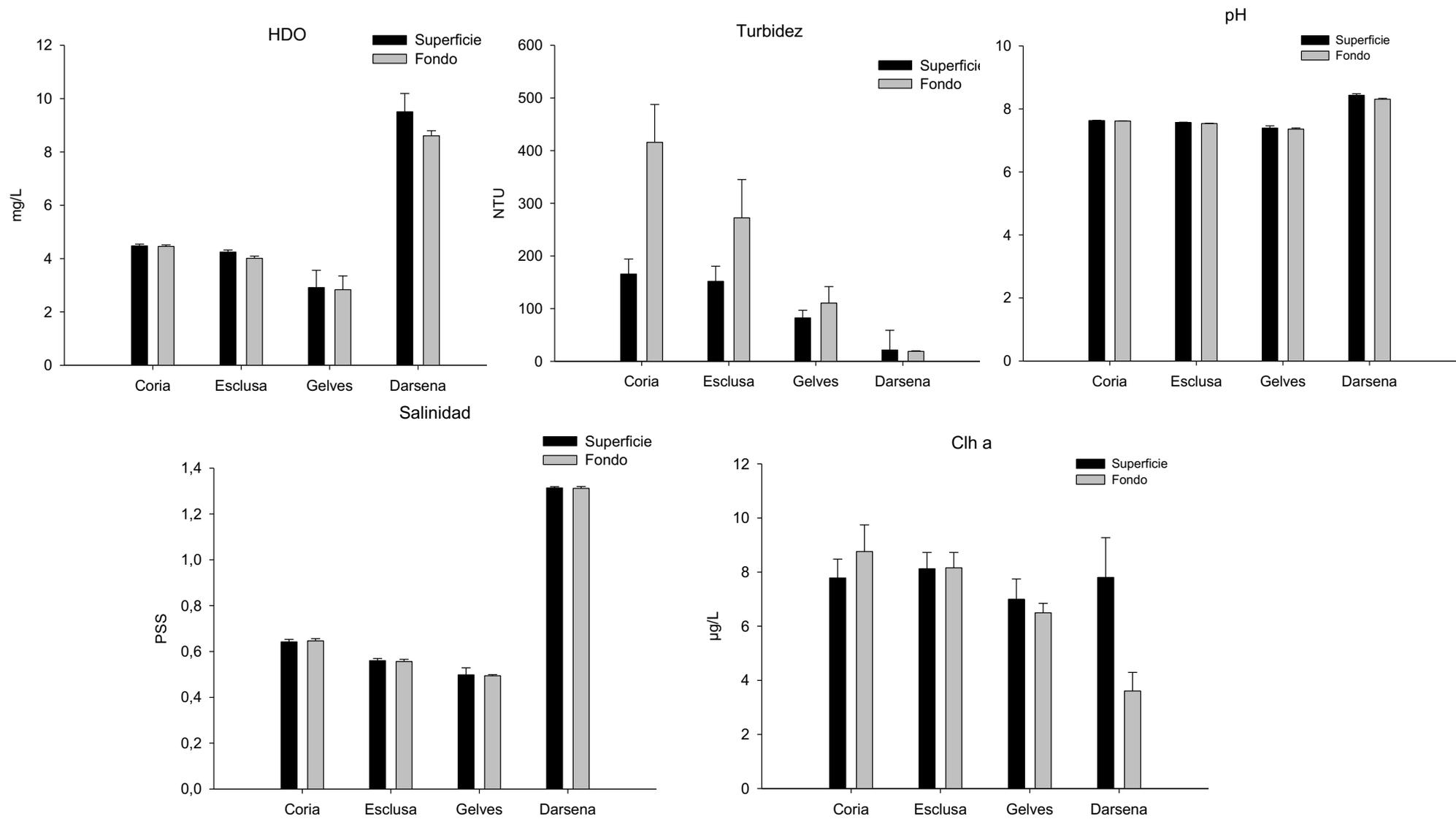


Figura 32. Valores promedio (media \pm SD) de las variables ambientales medidas en cada estación de muestreo, tanto en superficie como en fondo.

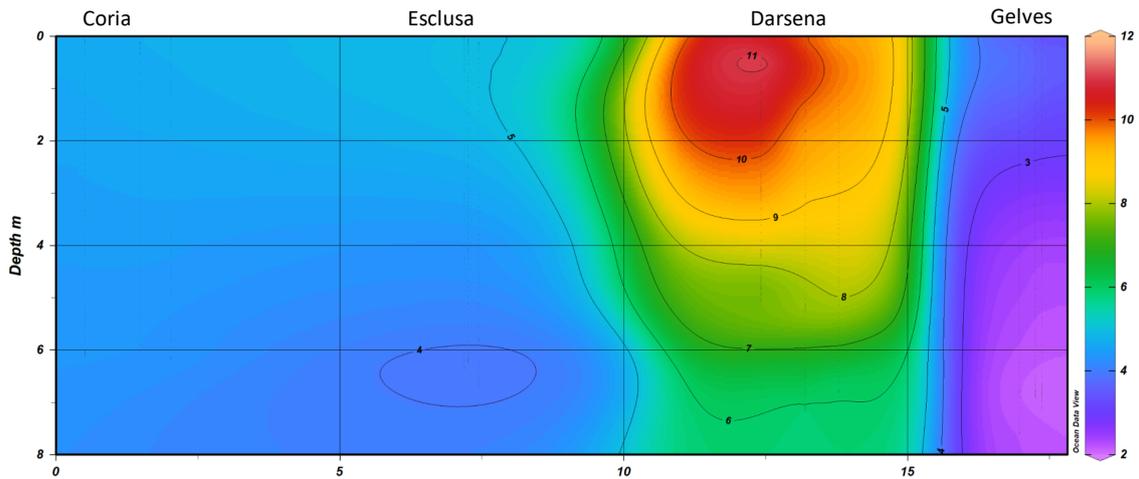


Figura 33. Representación gráfica del perfil de profundidad de la variable Oxígeno disuelto (mg/L), en cada una de las estaciones de muestreo.

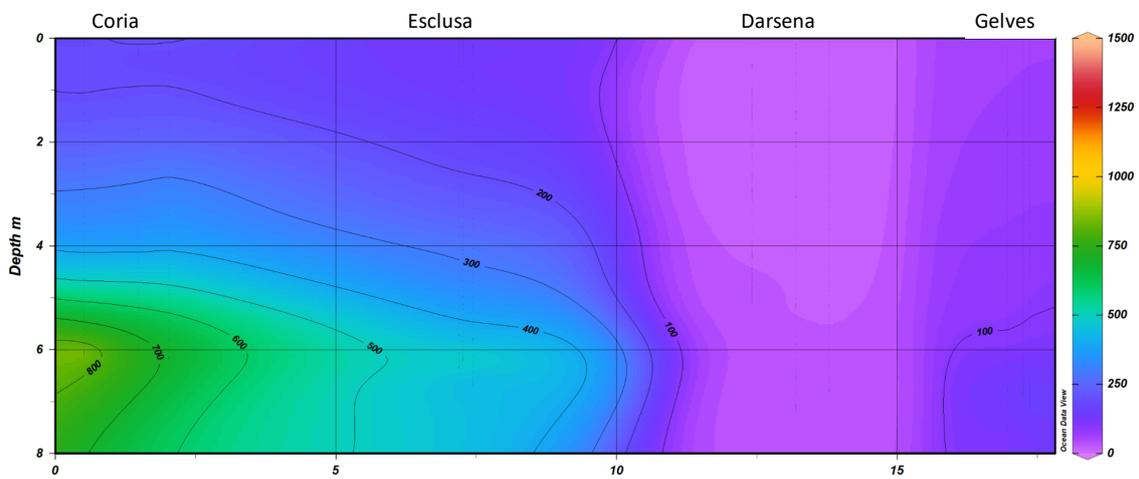


Figura 34. Representación gráfica del perfil de profundidad de la variable Turbidez (NTU), en cada una de las estaciones de muestreo.

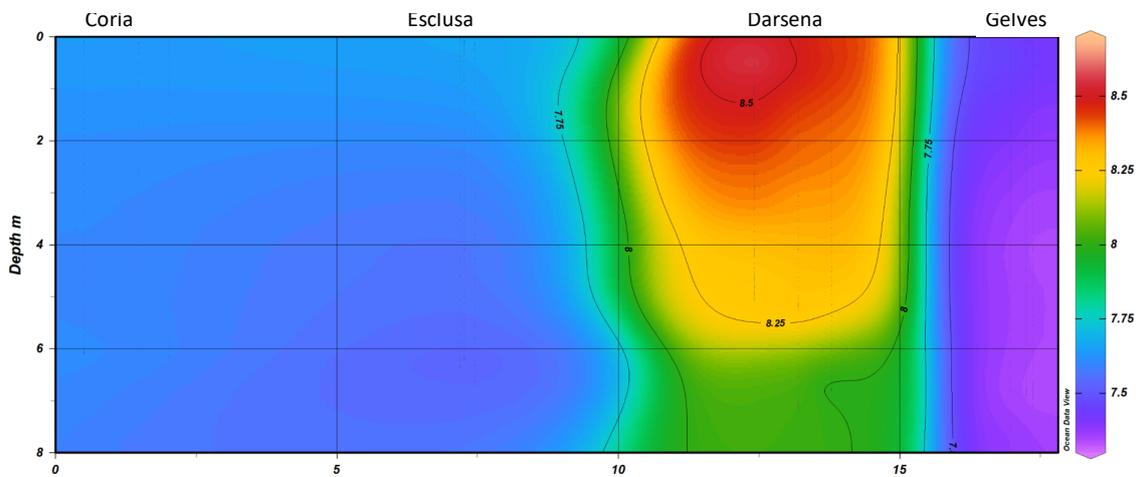


Figura 35. Representación gráfica del perfil de profundidad de la variable Ph, en cada una de las estaciones de muestreo.

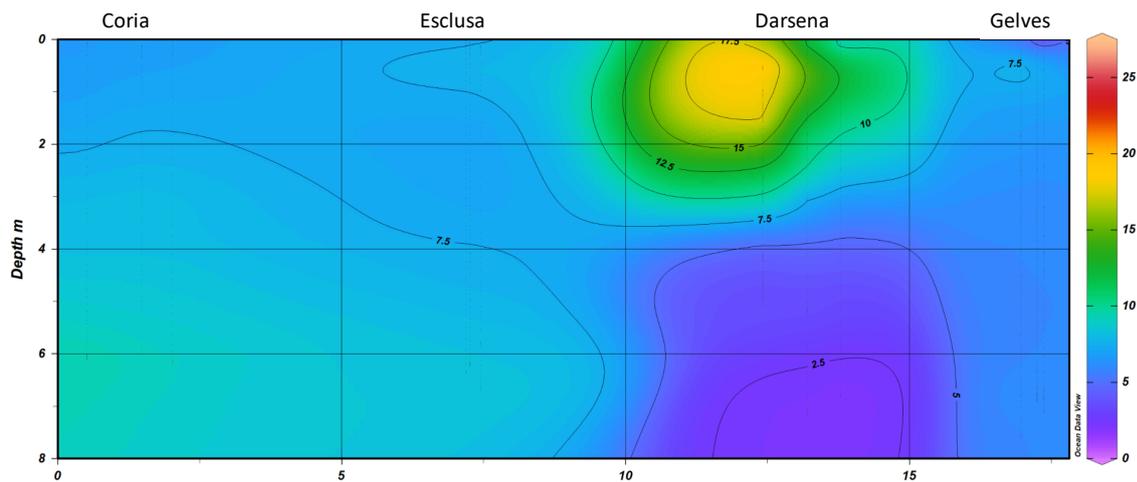


Figura 36. Representación gráfica del perfil de profundidad de la variable Clorofila a ($\mu\text{g/L}$), en cada una de las estaciones de muestreo.

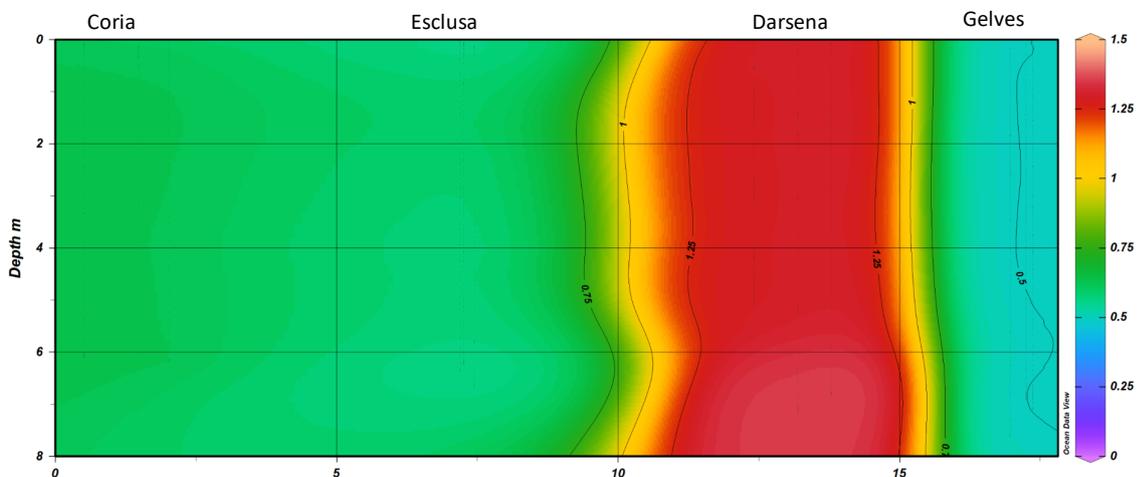


Figura 37. Representación gráfica del perfil de profundidad de la variable Salinidad (PSU), en cada una de las estaciones de muestreo.

Descripción de la comunidad zooplanctónica

Composición taxonómica

En el tramo alto del estuario han sido encontradas solo tres especies, dos especies de copépodo y una especie de cladócero. En la Tabla 5 se lista la presencia de cada una de ellas en las distintas estaciones de muestreo. En cuanto a la distribución de estas especies, puede observarse que especialmente en las estaciones Coria y Esclusa, los porcentajes más elevados corresponden al copépodo *Calanipeda aquedulcis* (> 90%). En la estación Gelves, la contribución de esta especie cambia, siendo mayor en el fondo, mientras que en la superficie es el ciclopoide

Acanthocyclops americanus el que presenta mayor porcentaje de contribución. En la dársena solo encontramos a dos de las especies identificadas en las estaciones anteriores, siendo la contribución de *A. americanus* ligeramente superior a la de *Moina micrura*, sin diferencias aparentes entre superficie y fondo (Figura 38).

Tabla 5. Listado de especies de plancton identificadas en el tramo alto del estuario del Guadalquivir

Taxón	St Gelves	St Coria	St Esclusa	St Dársena
Cladocera				
<i>Moina micrura</i>	x	x	x	x
Copepoda				
<i>Acanthocyclops americanus</i>	x	x	x	x
<i>Calanipeda aquadulcis</i>	x	x	x	

Patrones de Densidad

En la Figura 39 se representa la densidad promedio del zooplancton (individuos/m³) en cada una de las estaciones de muestreo y en la Figura 40 los valores de densidad encontrados en superficie y fondo.

Como puede observarse, la densidad de individuos es mayor en la estación Coria y Esclusa, con promedios de 46000 indv/m³ y 41000 indv/m³, respectivamente. Le siguen la estación Dársena con 34000 indv/m³ y la estación Gelves (donde se producen los episodios de hipoxia), con 7000 indv/m³. En cuanto a la densidad de individuos encontrada según la profundidad, puede observarse que las estaciones Coria y Esclusa tienen un comportamiento similar, con mayores densidades de individuos en la superficie. En la estación Esclusa, ocurre el patrón contrario, con mayor densidad de individuos en la capa más profunda. En la estación Gelves la densidad promedio es similar en ambas capas, aunque puede apreciarse en la superficie valores ligeramente mayores.

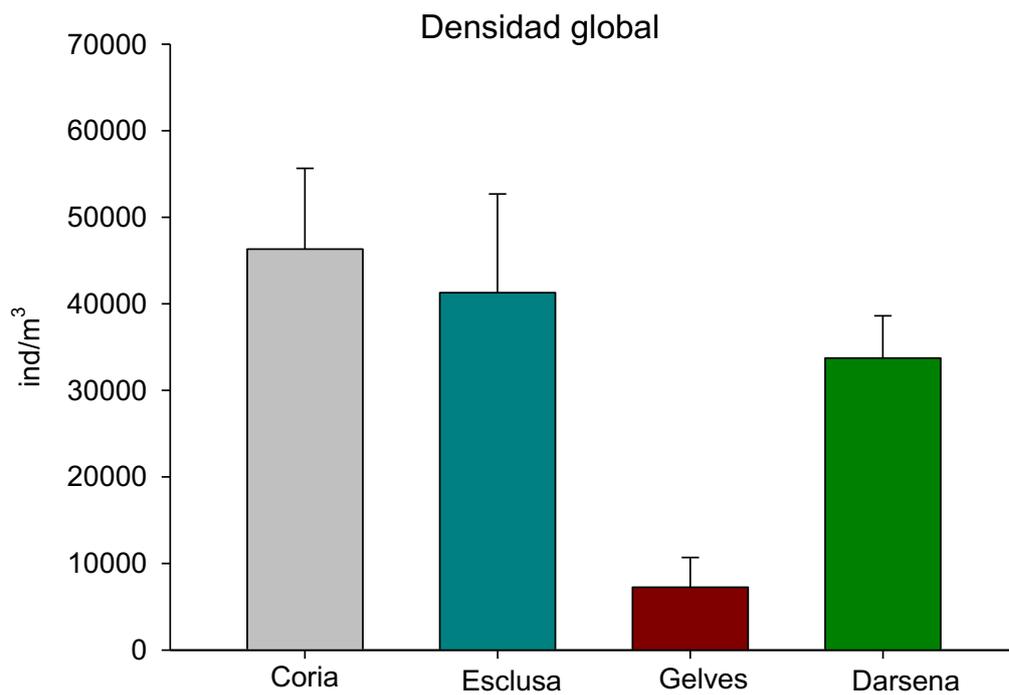
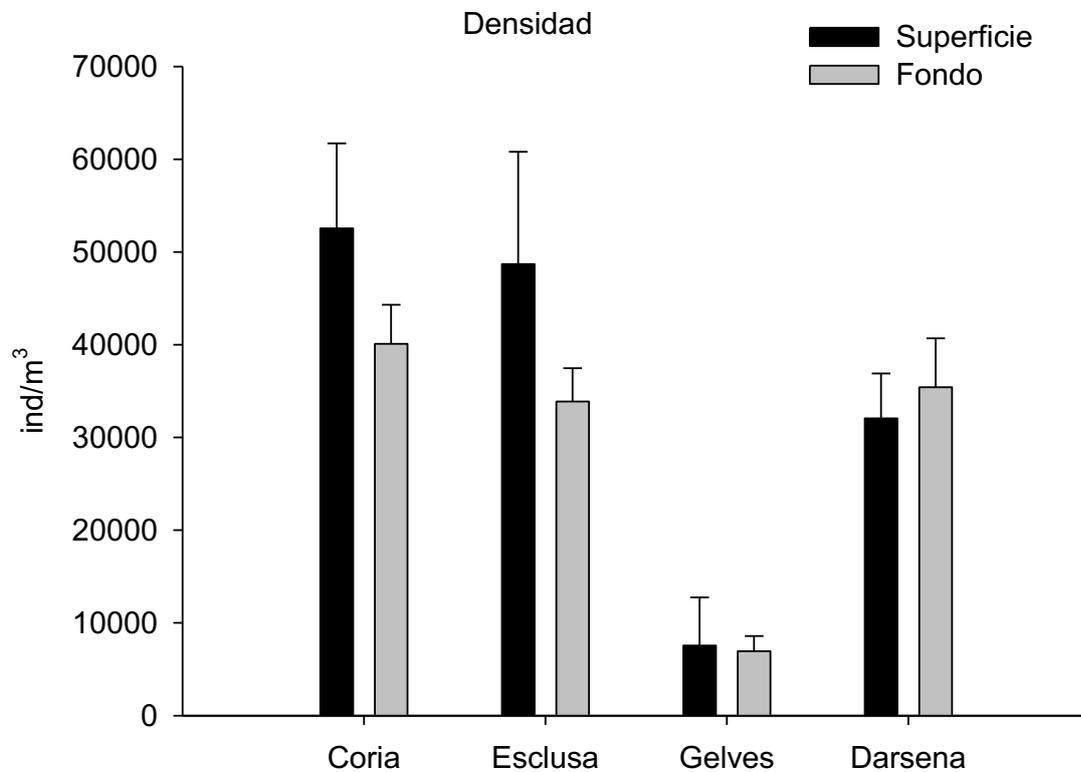


Figura 39. Promedio de densidad de individuos de mesoplancton (indv/m³) (media ± sd) en cada estación de muestreo.



Descripción de la estructura de la comunidad

Similaridad entre muestras. Análisis de ordenación MDS

En la Figura 41 se muestra el análisis de la estructura de la comunidad de mesoplancton, en cada estación de muestreo. Cuando se analiza la estructura de la comunidad, se observa que las diferencias en composición y abundancia del mesoplancton comentadas anteriormente, permiten distinguir comunidades características y diferenciadas en las 4 estaciones de muestreo. De esta forma, a la izquierda del gráfico se encuentra la representación de la comunidad de las estaciones Coria (▲) y Esclusa (▼), a la derecha la de la estación Dársena (◆) y en la zona central la de la estación Gelves (■). Por otro lado, también se observa, por la mayor dispersión de los datos, que la comunidad de mesoplancton de la estación Gelves es más variable, mientras que las comunidades de las demás estaciones son más estables. También se corrobora que las estaciones Coria y Esclusa son muy semejantes entre sí.

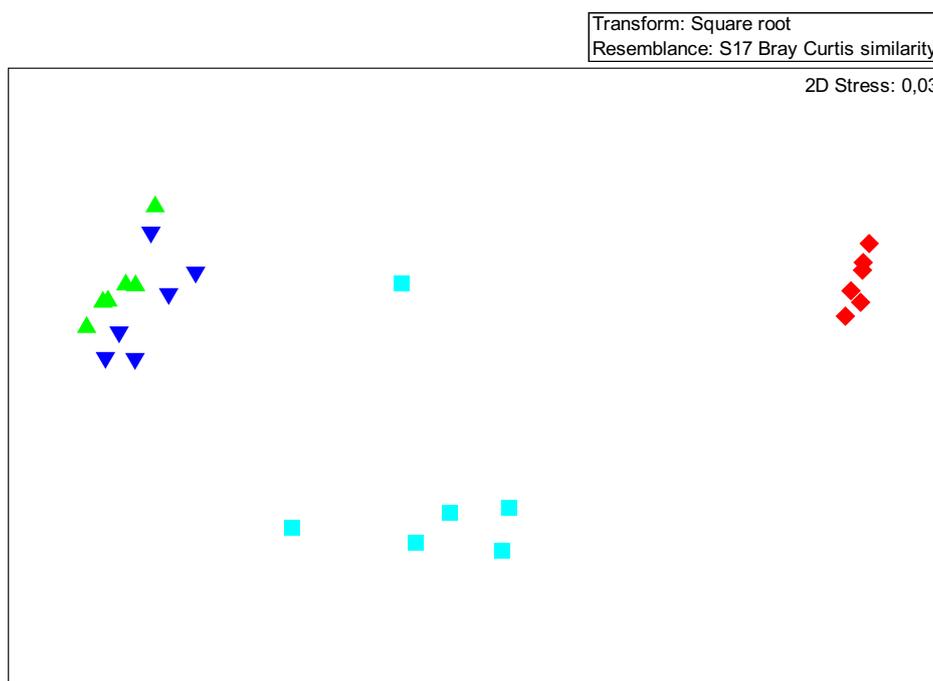


Figura 41. Gráfico de ordenación MDS, realizado con las matrices de densidad de mesoplancton en cada estación de muestreo.

Análisis del comportamiento reproductivo

Como hemos comentado con anterioridad, la hipoxia puede tener efectos directos significativos en el reclutamiento del zooplancton, y la respuesta puede variar de una especie a otra, puesto que la tolerancia a los valores bajos de oxígeno es específica de cada especie. Para ello, hemos contabilizado el número de hembras con huevo (ovígeras) de cada especie, en cada una de las zonas de muestreo.

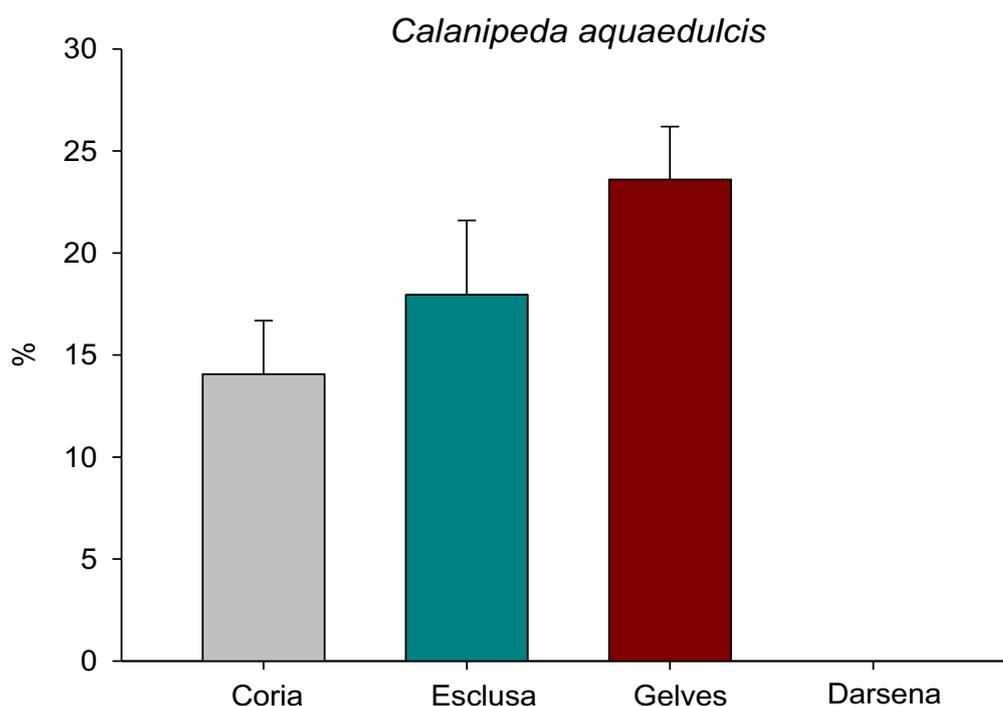


Figura 42. Porcentaje de hembras ovígeras del copépodo *Calanipeda aquaedulcis* en las 4 estaciones de muestreo.

Como puede verse en la Figura 42, el porcentaje de hembras ovígeras de *Calanipeda aquaedulcis* es superior en la estación donde se producen los episodios de hipoxia (Gelves), aproximadamente el 24 % de la población de *C. aquaedulcis* corresponde a hembras con huevo. Por su parte, las estaciones Coria y Esclusa presentan un porcentaje inferior, con un 14% y 18% respectivamente. En cuanto a la distribución de hembras ovígeras en función de la profundidad (Figura 43), parece no haber un patrón claro, en Coria y Gelves encontramos un porcentaje ligeramente superior en la superficie, mientras que en Esclusa se observa un patrón inverso, con mayores

porcentajes de hembras ovígeras en el fondo. No se representa la estación Dársena, puesto que no se ha encontrado esta especie en esa masa de agua.

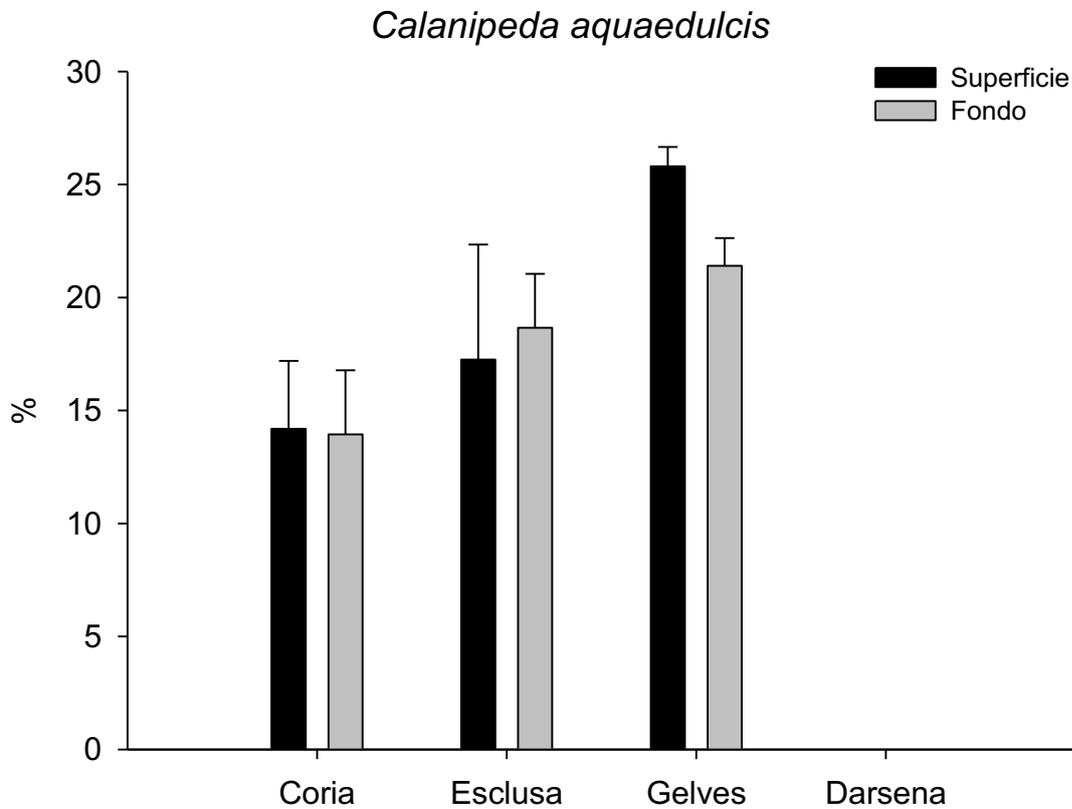


Figura 43. Porcentaje de hembras ovígeras del copépodo *Calanipeda aquaedulcis* en las 4 estaciones de muestreo diferenciando entre superficie y fondo.

En cuanto al copépodo ciclopoide *Acanthocyclops americanus*, el porcentaje de hembras ovígeras con respecto al total es diferente entre las estaciones de muestreo. Al igual que ocurría con *C. aquaedulcis*, los mayores porcentajes son encontrados en la estación con hipoxia (Gelves) con un 9%, mientras que Coria presenta los valores de hembras ovígeras más bajos (0.54 %) (Figura 44). Con respecto a la distribución de hembras con la profundidad, parece observarse un patrón más claro, encontrándose generalmente todas las hembras en el fondo, salvo en la estación Gelves, donde también es posible encontrar hembras ovígeras en la superficie, aunque en un porcentaje inferior que el del fondo (Figura 45).

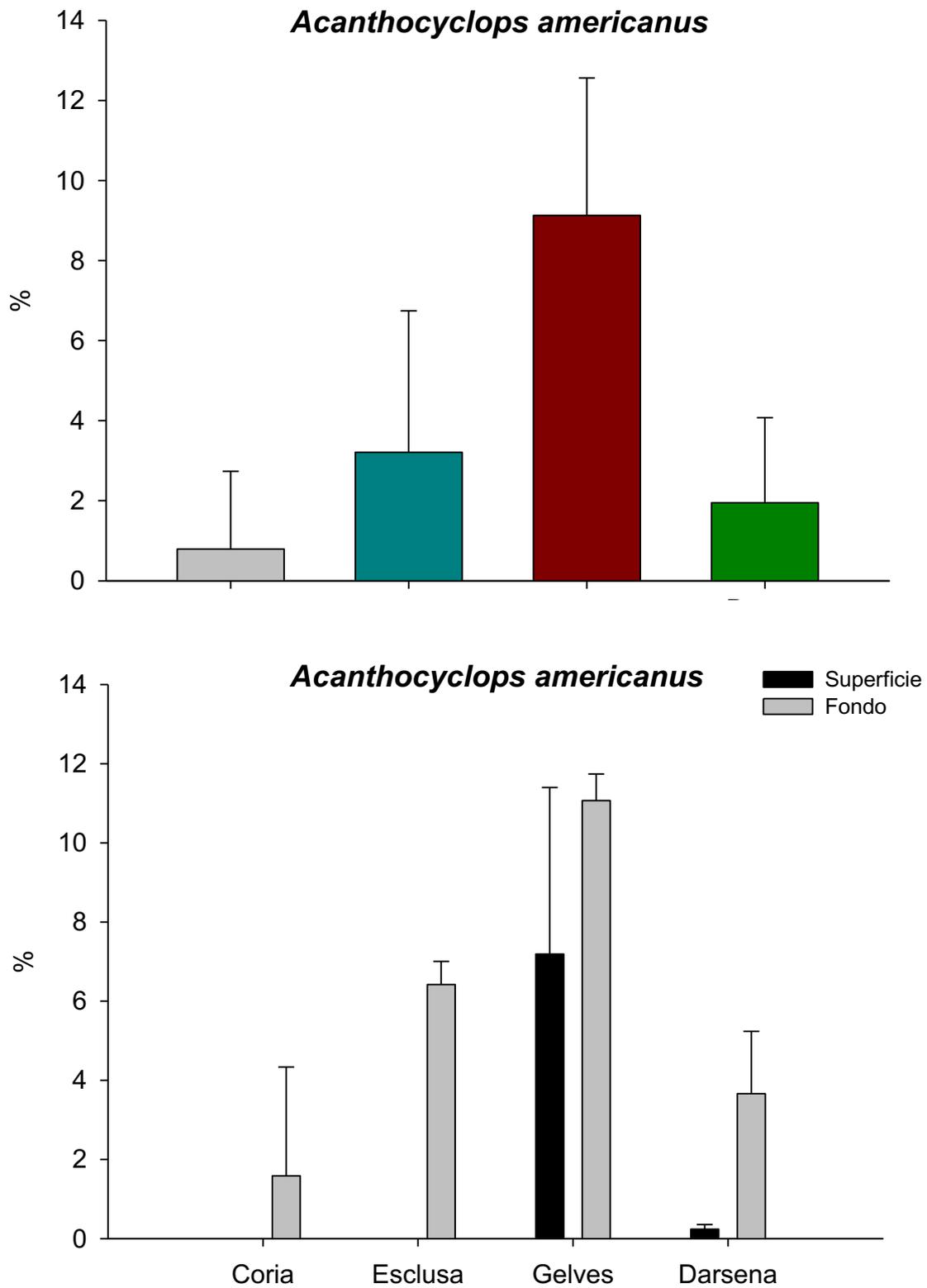


Figura 45. Porcentaje de hembras ovigeras del copépodo *Acanthocyclops americanus* en las 4 estaciones de muestreo diferenciando entre superficie y fondo.

Conclusiones

Las principales conclusiones preliminares obtenidas a partir del estudio realizado para determinar el efecto que tienen los episodios de hipoxia sobre la comunidad de mesozooplankton del río Guadalquivir son las siguientes:

La estación Gelves presenta valores promedio de oxígeno disuelto por debajo de 2,80 mg/L, a partir del cual pueden considerarse condiciones hipoxicas.

En la estación Gelves, la turbidez es más baja que en las estaciones Coria y Esclusa, con un promedio de 100 NTU en el fondo y 27 en la superficie. Algunos autores se han referido a la Turbidez como una de las posibles causas de la disminución de oxígeno en la columna de agua, ya que afecta a la penetrabilidad de la luz en la misma, disminuyendo la actividad fotosintética, en consecuencia. Además, las partículas suspendidas absorben calor de la luz solar, haciendo que las aguas turbias se vuelvan más calientes, y así reduciendo la concentración de oxígeno en el agua. Los resultados obtenidos en este trabajo podrían descartar, que, en este caso, la turbidez tenga un impacto directo en los periodos de hipoxia detectados en la zona de Gelves.

En cuanto a la comunidad zooplanctónica, la densidad de individuos en la estación Gelves es bastante reducida en comparación con las masas de agua adyacentes. Con promedios de 7000 indv/m³ frente a 46000 indv/m³ y 41000 indv/m³, encontrados en Coria y Esclusa, respectivamente. Además, el análisis MDS mostró, que las comunidades de las estaciones Coria, Esclusa y Dársena son más estables que la estación Gelves, que presenta una mayor dispersión de los datos. De esta forma, se puede determinar que la hipoxia tiene un impacto negativo sobre la densidad de zooplancton y que altera la estructura de la comunidad.

Algunos autores han sugerido que la hipoxia tiene el potencial de influir en la migración vertical del zooplancton, como medida evasiva del descenso de oxígeno en las zonas más profundas. En nuestro caso hemos observado que las densidades promedio de individuos en la zona de Gelves es similar en ambas profundidades, aunque los máximos de densidad encontrados en estación son de 13500 indv/m³ en superficie y 8700 indv/m³ en fondo. En las estaciones Coria y Esclusa, se

observan mayores densidades de organismos en las capas superiores, y aunque los niveles de oxígeno en estas estaciones no se consideran dentro del rango de hipoxia, se encuentran valores más bajos en las capas más profundas. Todo esto, podría corroborar la hipótesis de que los organismos se desplazan a las capas superiores cuando ocurren periodos de hipoxia o reducción del oxígeno disuelto en profundidad.

Aunque la disponibilidad de oxígeno podría tener un impacto directo significativo en el reclutamiento de las especies, los resultados de este trabajo muestran que el % de hembras ovígeras es mayor en la zona con hipoxia, lo que podría suponer una estrategia de las especies planctónicas para asegurar la supervivencia de la especie, invirtiendo en reproducción en condiciones ambientales severas.

Los valores de tolerancia del mesozooplankton a la hipoxia son específicos de cada especie. Los resultados de este trabajo sugieren que el copépodo *Calanipeda aqueductalis* es especialmente sensible a la reducción de oxígeno disuelto en el agua, reduciendo drásticamente su densidad, por lo que podría ser considerada un bioindicador de condiciones hipóxicas.

III. Estudio de los efectos a corto plazo de los dragados de mantenimiento en la comunidad de mesozooplankton del río Guadalquivir.

Introducción

Los dragados y el posterior vertido de sedimentos en el medio marino son actividades habituales en muchos estuarios y canales de navegación y suponen un impacto que puede afectar a las comunidades biológicas que componen estos sistemas. Esta perturbación puede afectar en mayor medida a las comunidades bentónicas debido a su relativa inmovilidad, bien de manera directa por extracción o enterramiento, reduciendo la diversidad, o bien de manera indirecta ya que pueden suponer un cambio potencial en los parámetros físico-químicos de la columna de agua y el sedimento (Rehitha et al., 2017; Donazar-Aramendia et al., 2018).

Los estudios del efecto de estos dragados, especialmente a corto plazo, sobre la comunidad planctónica son muy escasos. Las principales repercusiones directas esperables estarían relacionadas con la eliminación de especies y las repercusiones indirectas con alteración del biotopo del fondo del canal, alteración de la calidad del agua (incremento de la turbidez disminución de la profundidad de penetración de la luz, solubilización de compuestos químicos y metales etc.). (Shiyang Zhang, et al., 2010; Liandog Jing et al., 2019). El aumento de la turbidez podría llevar a cambios en la composición de la comunidad planctónica y afectar a la productividad primaria, alteraciones que podrían propagarse por toda la cadena trófica. El aumento de la concentración en materiales en suspensión podría afectar a la eficiencia de captura de alimento del zooplankton, como resultado del aumento de partículas no digestibles, además de la posibilidad de obstrucción de los apéndices de alimentación de los organismos, que podría desembocar en muerte por asfixia (Moderan et al., 2010; David et al., 2005).

Metodología

El equipo del laboratorio de biología marina de la Universidad de Sevilla, lleva desde 2013 estudiando los efectos que los dragados de mantenimiento pueden tener sobre la comunidad bentónica, pero su potencial efecto sobre la comunidad planctónica es aún desconocido. Por ello, durante la campaña de dragados mantenimiento realizados en el segundo semestre de 2019, se llevaron a cabo muestreos conjuntos de las comunidades zooplanctónicas y bentónicas. Además, se recogieron ejemplares para el análisis de la estructura trófica mediante el uso de isótopos estables, y para detectar posible bioacumulación de metales pesados que pudieran surgir de la resuspensión del sedimento.

Para la comunidad zooplanctónica, la recogida de muestras se llevó a cabo en la zona polihalina (tramo de Salinas) (Figura 46), zona con densidades y diversidad de zooplancton elevadas y con salinidades cercana a la marina. Se realizaron muestreos antes (17 de octubre de 2019) y después de las actuaciones de dragado (19 de noviembre).

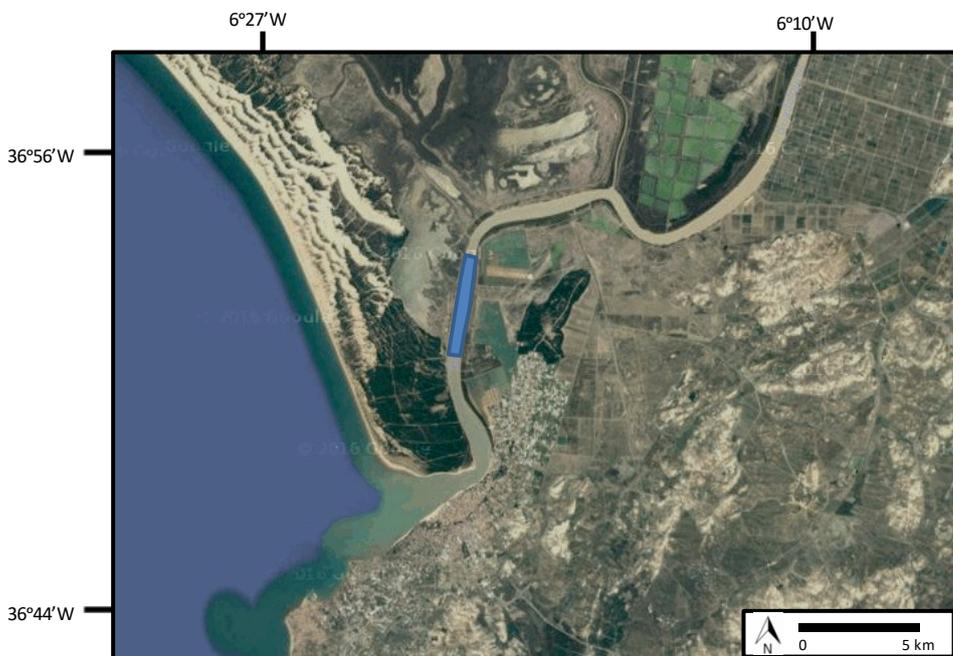


Figura 46. Localización de la zona de muestreo.

La sistemática del muestreo es similar a la comentada anteriormente. La recogida de muestras de zooplancton se realiza arrastrando una red de plancton simple de 200 micras de luz de malla y una boca de 60 cm de diámetro desde la embarcación "LBM III" durante un tiempo aproximado de 5 minutos. Para estandarizar las abundancias se cuantifica el volumen muestreado mediante un flujómetro localizado en la boca de la red. Las muestras obtenidas son conservadas en formaldehído tamponado al 4%. Simultáneamente a las pescas, se realizan además perfiles con una sonda multiparamétrica, para obtener datos de temperatura, salinidad, concentración de oxígeno, pH, concentración de clorofila y turbidez.

Resultados

Descripción ambiental del área de estudio antes y después de los dragados

En las Figuras 47-50, se muestran los resultados de las variables ambientales medidas con la sonda multiparamétrica antes y después del dragado, así como los perfiles de profundidad.

La variable clorofila a, indicadora de producción primaria, muestra variaciones antes y después del dragado. Antes del dragado los valores promedios fueron de 5,4 μL , mientras que después, los promedios de esta variable fueron de 3,7 μL . Atendiendo a los perfiles de profundidad, se puede observar que antes del dragado, existe cierto gradiente de aumento de esta variable desde la superficie al fondo, mientras que después de las actuaciones, el gradiente se invierte, encontrándose mayor productividad hacia la superficie, con máximos en mitad de la masa de agua (Figura 47).

La variable Turbidez también muestra cambios entre ambos periodos de muestreo, encontrándose valores ligeramente más elevados antes del dragado (149 NTU antes y 125 NTU, después). Los perfiles de profundidad muestran una tendencia similar que para la clorofila a, antes del dragado se aprecia un ligero aumento de la turbidez con la profundidad, mientras que después del dragado, los valores de la variable aumentan hacia la superficie (Figura 48).

En cuanto al oxígeno disuelto, los valores son más elevados después del dragado con promedios de 8 mg/L, frente a 6,5 mg/L antes. Los perfiles de profundidad, muestran que existen pocas diferencias en cuanto a superficie y fondo, aunque puede observarse un ligero aumento de los valores hacia las capas superiores en ambos casos (Figura 49).

La variable pH se mantiene prácticamente estable en ambos periodos de muestreo (promedio de 7,8 antes y 7,9, después) y como se puede observar en los perfiles ODV, no hay cambios de esta variable con la profundidad, ni antes ni después de las actuaciones de dragado (Figura 50).

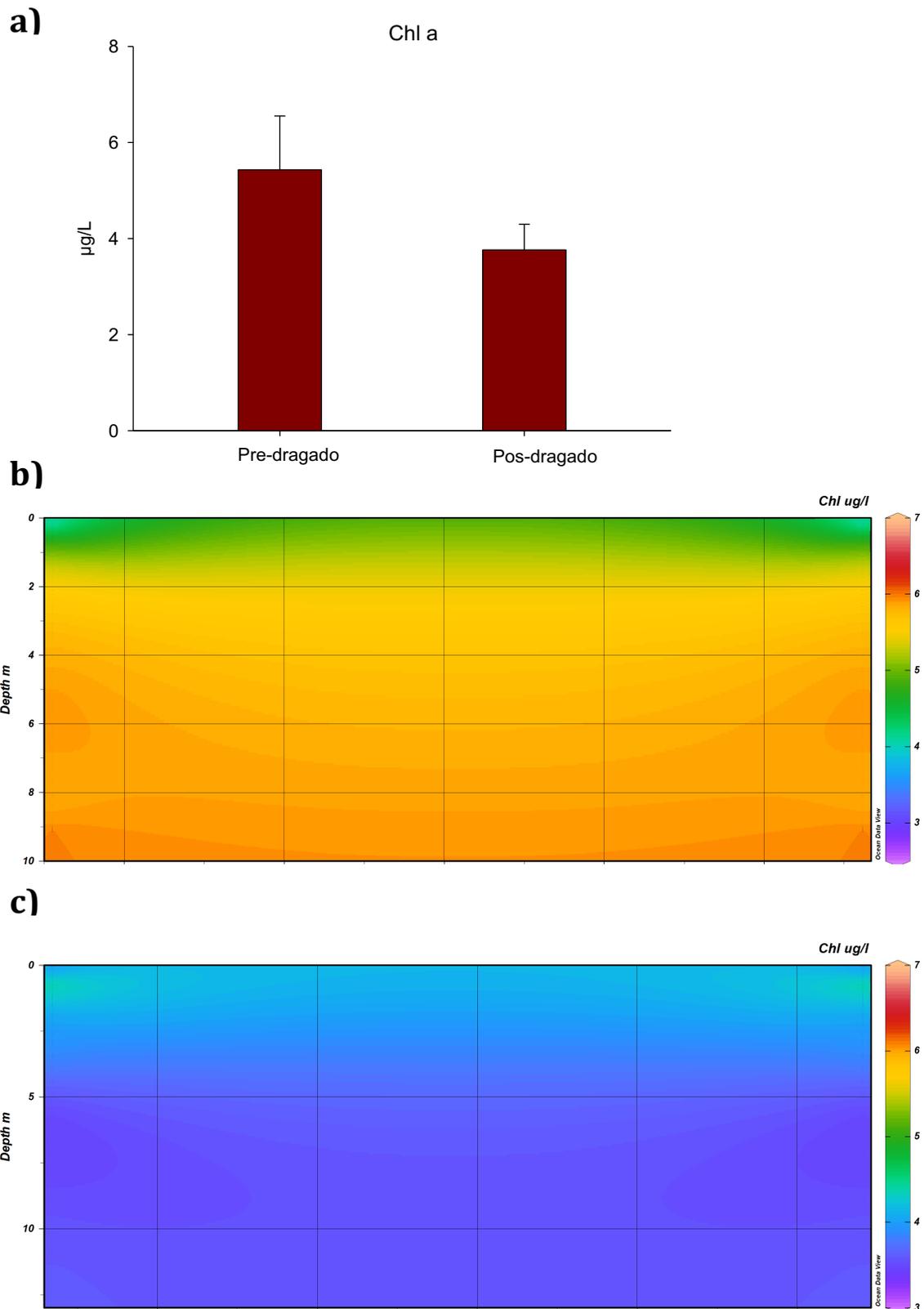


Figura 47. Valores (media \pm SD) de la variable Clorofila a (mg/L) antes y después de las actuaciones de dragado de mantenimiento en 2019; b) Perfil vertical de la variable clorofila a antes del dragado; c) Perfil vertical de la variable clorofila a después de los dragados de mantenimiento.

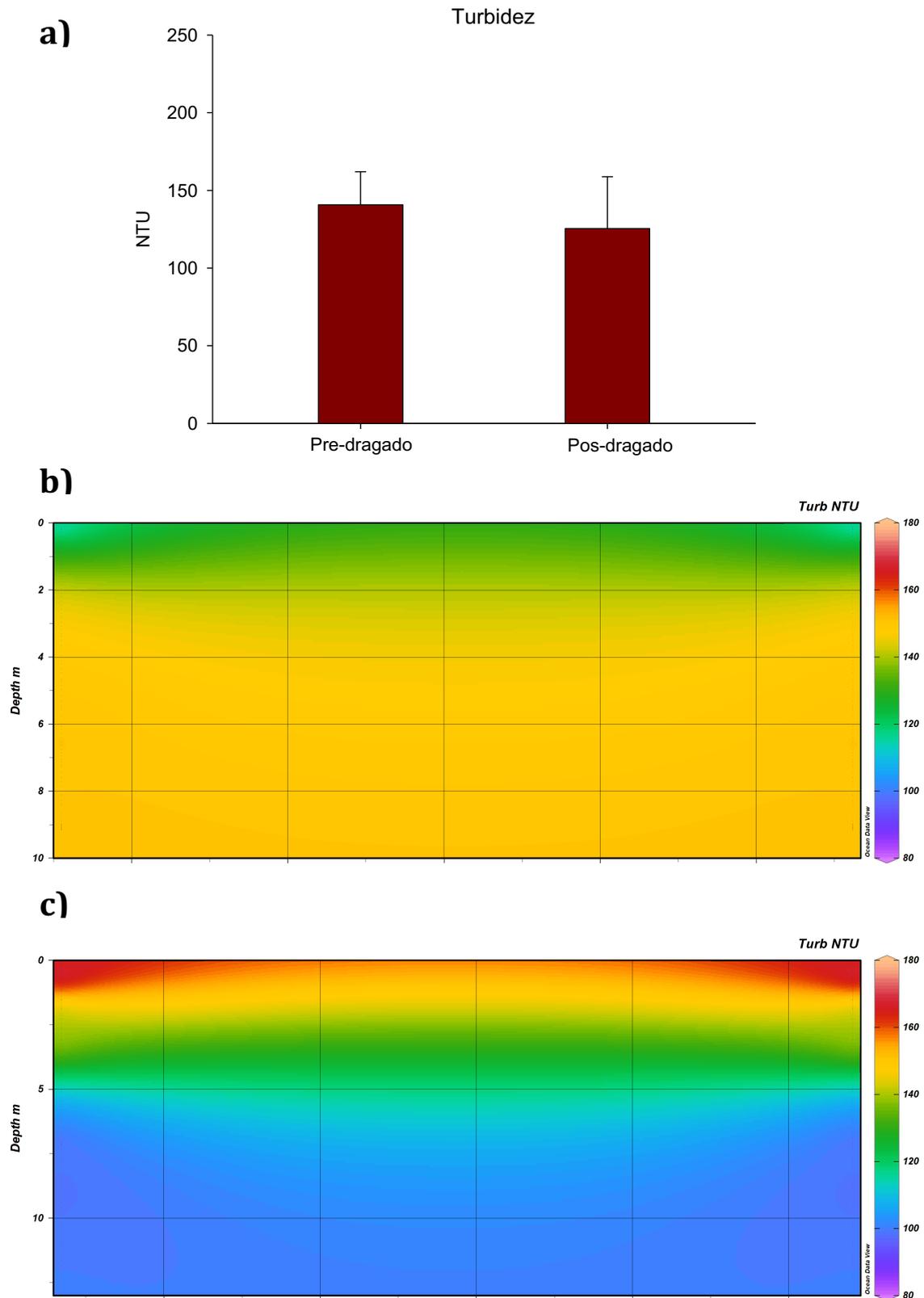


Figura 48. Valores (media \pm SD) de la variable Turbidez (NTU) antes y después de las actuaciones de dragado de mantenimiento en 2019; b) Perfil vertical de la variable Turbidez antes del dragado; c) Perfil vertical de la variable Turbidez después de los dragados de mantenimiento.

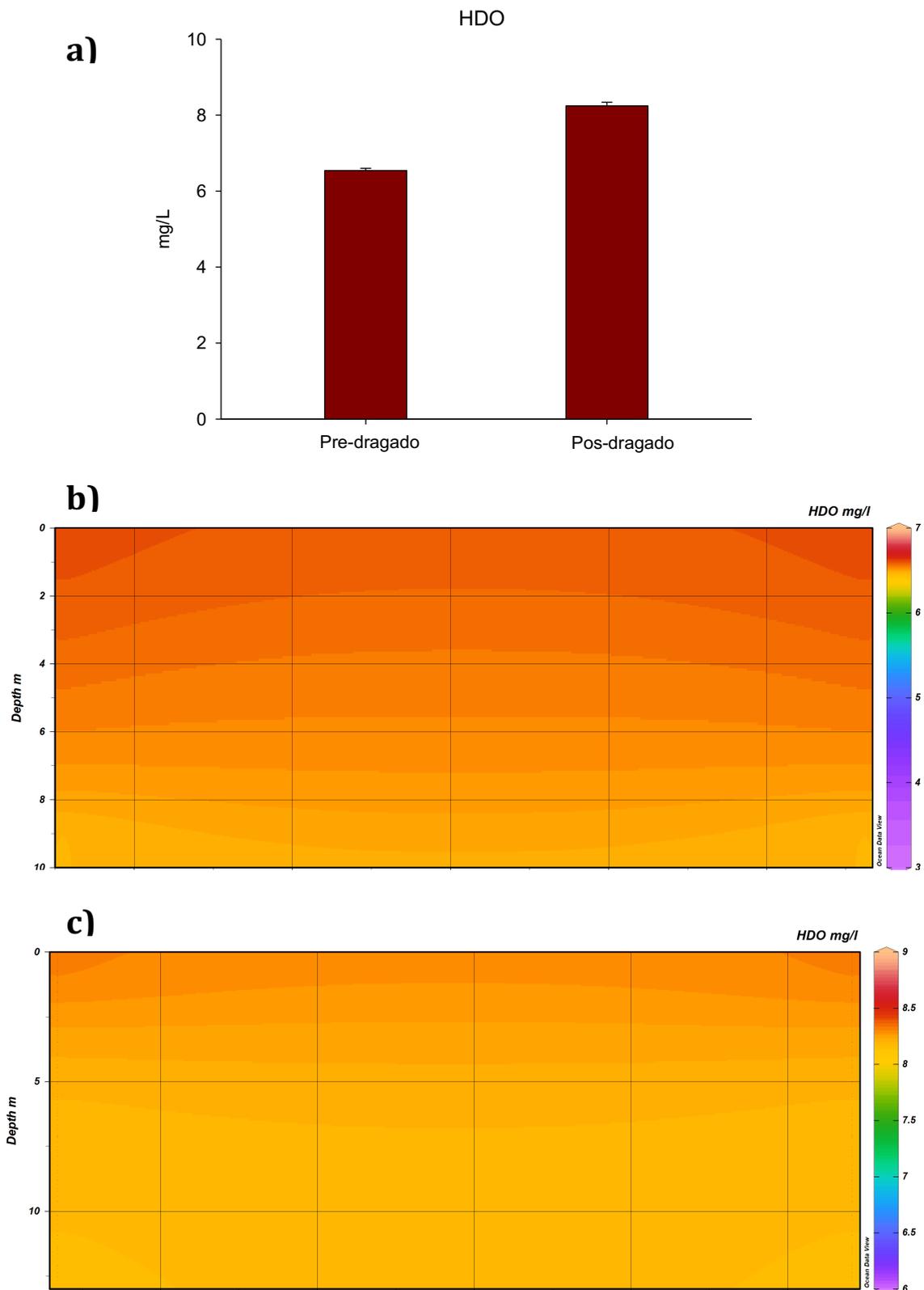


Figura 49. Valores (media \pm SD) de la variable Oxígeno disuelto (mg/L) antes y después de las actuaciones de dragado de mantenimiento en 2019; b) Perfil vertical de la variable oxígeno disuelto antes del dragado; c) Perfil vertical de la variable oxígeno disuelto después de los dragados de mantenimiento.

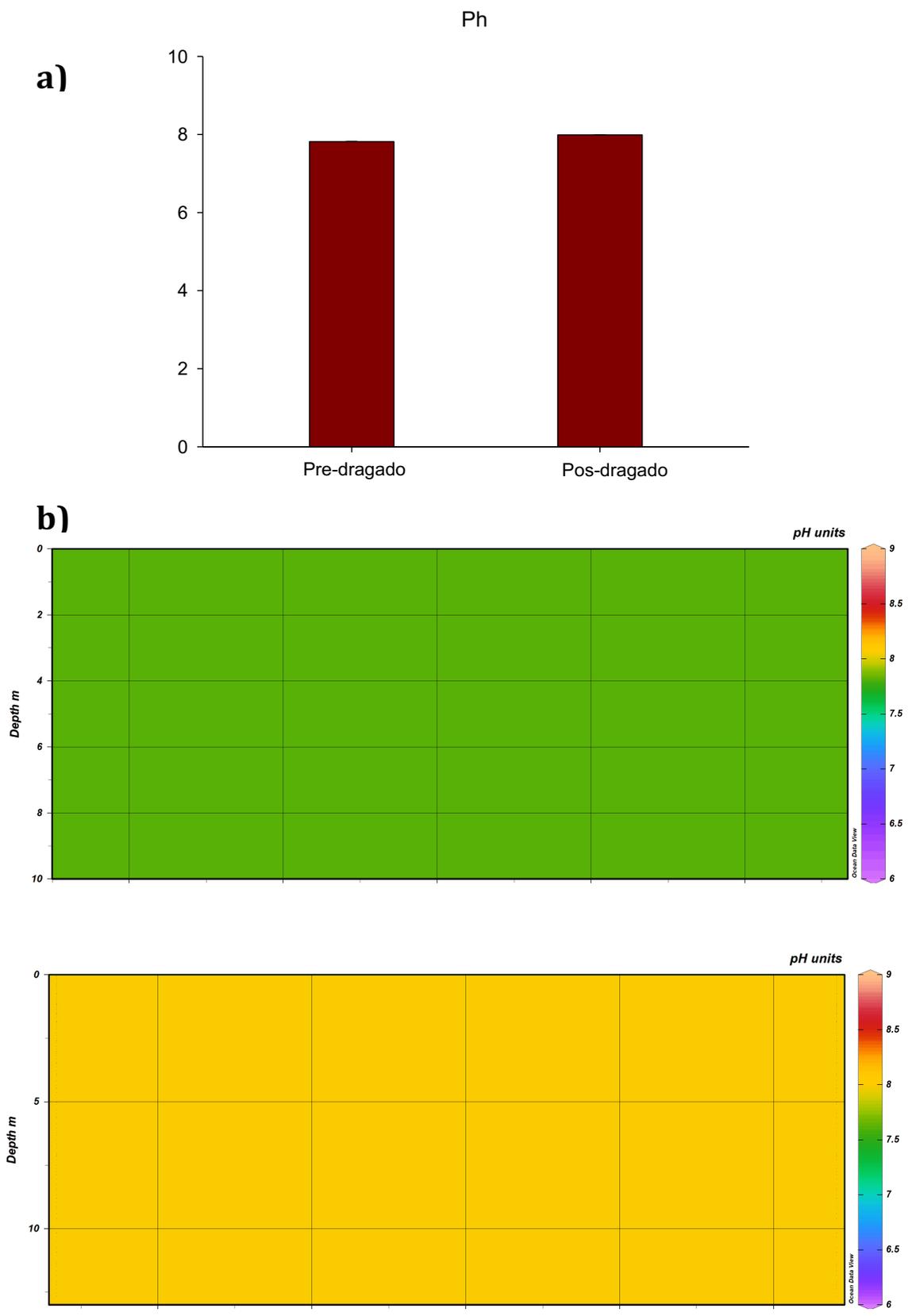


Figura 50. Valores (media \pm SD) de la variable Ph (NTU) antes y después de las actuaciones de dragado de mantenimiento en 2019; b) Perfil vertical de la variable Ph antes del dragado; c) Perfil vertical de la variable PH después de los dragados de mantenimiento.

Descripción de la comunidad zooplanctónica antes y después de los dragados de mantenimiento

Durante el experimento, han sido identificados un total de 10 taxones, siendo el grupo de copépodos el que presenta mayor riqueza específica (7 taxones). En la Tabla 6 se lista la presencia de cada uno de ellos antes y después del dragado.

En cuanto a la distribución de estos grupos taxonómicos, puede observarse que el copépodo *Acartia tonsa* es la especie dominante tanto antes como después del muestreo, suponiendo un 98% y 97%, respectivamente, del total de la población (Figura 51).

Tabla 6. Listado de especies de plancton identificadas en la zona de muestreo antes y después de las actuaciones de dragado.

Taxón	Pre-dragado	Pos-dragado
Appendicularia	x	
Cirripedia	x	
Copepoda		
<i>Acartia tonsa</i>	x	x
<i>Centropages hamatus</i>	x	
<i>Eurytemora sp.</i>	x	
<i>Oithona sp.</i>	x	
<i>Oncaea curta</i>	x	
<i>Paracartia grani</i>	x	x
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	x	x
Decapoda		
<i>Pisidia longicornis</i>	x	
Total taxones	10	3

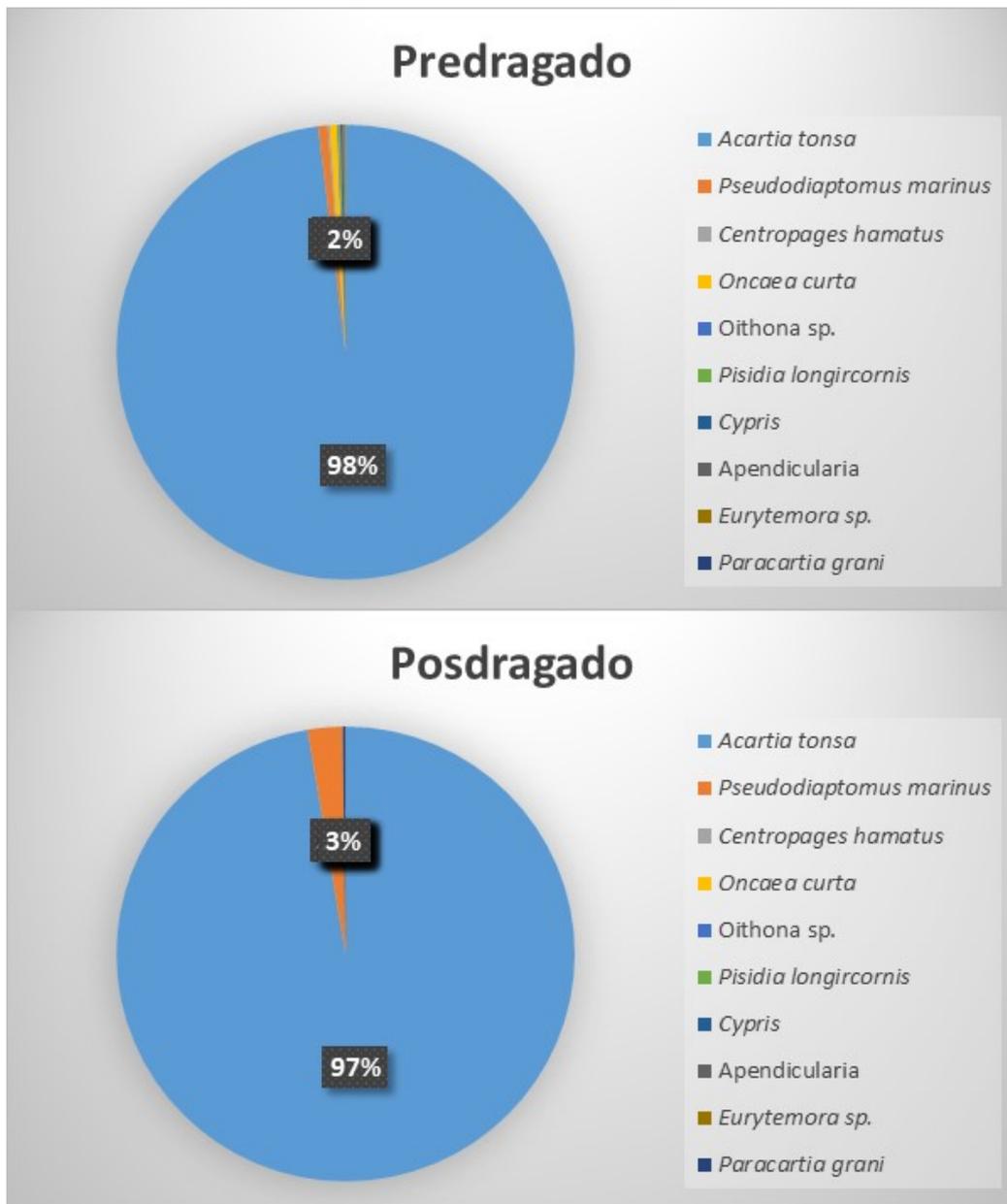


Figura 51. Distribución de especies antes y después de las actuaciones de dragados de mantenimiento.

En la Figura 52 se representa la densidad de zooplancton medida (individuos/m³) antes y después de las actuaciones de dragados. Como puede observarse, la densidad de individuos de mesoplancton es más elevada antes del dragado con, aproximadamente 7000 ind/m³, mientras que después de las actuaciones la densidad fue de 2000 ind/m³.

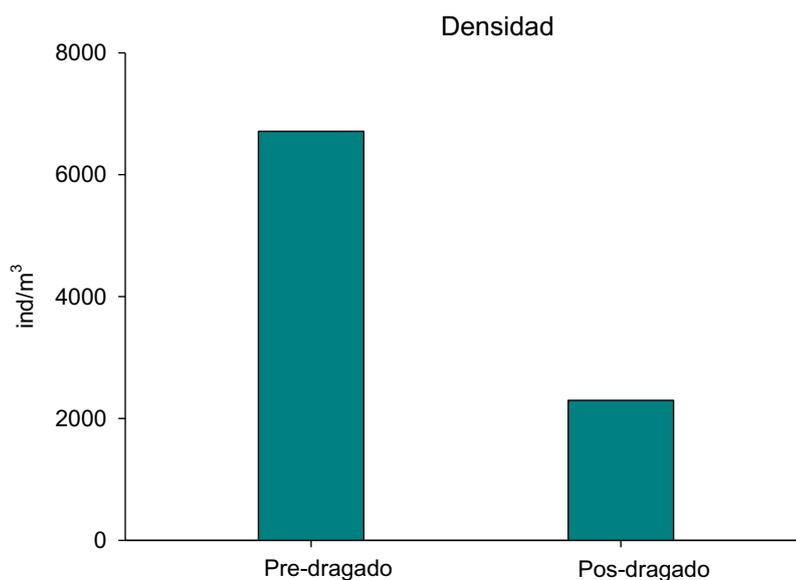


Figura 52. Densidad de individuos de mesoplancton (indv/m³) medidos antes y después de las actuaciones de dragados de mantenimiento.

Si comparamos los resultados obtenidos, con los del seguimiento espacio-temporal de la comunidad del zooplancton del estuario, podemos observar que generalmente en los meses coincidentes con las actuaciones de dragados (Octubre: predragado y Noviembre: posdragado) de años anteriores (Figura 53), las densidades de la comunidad de zooplancton siguen un patrón similar al encontrado en este estudio, con mayores densidades en el mes de octubre y menores en el mes de noviembre. Lo mismo ocurre con el número de especies, aunque generalmente es muy variables, también se ha contabilizado un mayor número de especies en octubre. Los datos obtenidos de la comunidad biológica junto con los datos ambientales, que tampoco muestran un patrón claro, parecen ser más debido a la propia variabilidad natural que presenta el estuario. No obstante, estos resultados son preliminares y sería necesario su replicación, además aún queda por analizar los resultados de los análisis de isótopos estables realizados por el laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla.

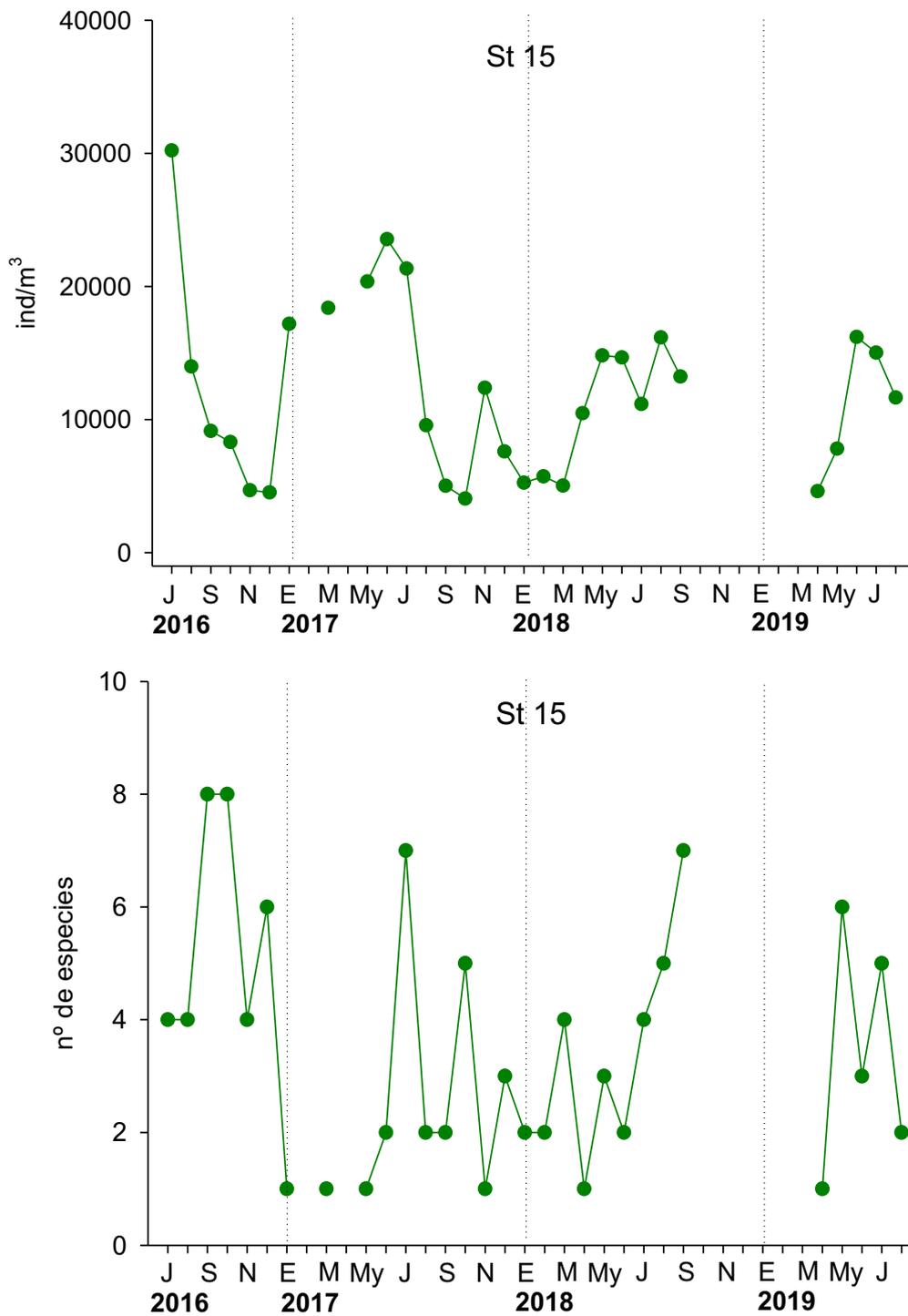


Figura 53. Densidad de individuos de mesoplancton (indv/m³) y número de especies, contabilizados durante el seguimiento espacio-temporal de la comunidad planctónica del estuario.

Propuesta futura de actuaciones

En relación a los resultados obtenidos en el capítulo III del presente informe, se propone continuar con el estudio del efecto que los dragados de mantenimiento producen en la comunidad planctónica. Las principales afecciones directas, y esperables, de este tipo de actuaciones tendrían como resultado, muy probablemente, una reducción de la densidad de algunos taxones planctónicos, así como cambios en la composición de la comunidad, pues es sabido, que una disminución de la biomasa en los niveles tróficos primarios (fito y zooplancton) redundaría en una falta de disponibilidad de alimento en niveles superiores y, por tanto, en una disminución de la abundancia de taxones de niveles superiores (efecto descrito ecológicamente como efecto bottom-up). Este tipo de alteraciones en determinados periodos del año (p.e. época de reproducción de especies de interés pesquero), podrían poner en riesgo la supervivencia y reclutamiento de toda una cohorte de larvas y juveniles de peces. Por tal razón, la línea de estudio que se propone permitirá la obtención de nuevos datos durante futuras operaciones de dragados y, junto a los resultados obtenidos en el seguimiento espacio-temporal del zooplancton actualmente en curso, servirán para obtener resultados más concluyentes sobre el efecto de estas actuaciones, sobre la comunidad planctónica del estuario y sus implicaciones en la gestión del mismo.

Así mismo, se recomienda continuar con la recogida y procesado de muestras de la comunidad zooplanctónica del estuario, iniciada en 2016 para, determinando la estructura y dinámica de la comunidad de mesozooplancton y su relación con las diferentes variables ambientales puedan establecerse modelos fiables de funcionamiento del ecosistema. Este objetivo es de especial relevancia para la obtención de una serie temporal de datos lo suficientemente amplia que permita proponer medidas de gestión adecuadas para el estuario.

Bibliografía

- Baldó, F., Taracido, L.J., Arias, A.M., Drake, P., 2001. *Distribution and life history of the mysid Rhopalophthalmus mediterraneus in the Guadalquivir estuary (SW Spain)*. Journal of Crustacean Biology. 21: 961-972.
- Cuesta, J., Serrano, L., Bravo, M., Toja, J., 1996. *Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain), including an introduced species*. Limnética 12.
- Cuesta, J., González-Ortegón, E., Rodríguez, A., Baldó, F., Vilas, C., Drake, P., 2006. *The decapod crustacean community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): seasonal and inter-year changes in community structure*. Hydrobiologia 557: 85-95.
- David, V., Sautour, B., Chardy, P., Leconte, M., 2005. *Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 64:171-184.
- Diaz, R. J., Rosenberg, R., 2008. *Spreadin dead zones and consequences for marine ecosystems*. Science, 321: 926-929.
- Donazar-Aramendia, I., Sanchez-Moyano, J.E., Gracia-Asencio, I., Miro, J.M., Megina, C., Garcia-Gomez, J.C., 2018. *Maintenance dredging impacts on a highly stressed estuary (Guadalquivir estuary): A BACI approach through oligohaline and polyhaline habitats*. Marine Environmental Research, 140: 455-467.
- Drake, P., Arias, A.M., Baldó, F., Cuesta, J.A., Rodríguez, A., Silva-Garcia, A., Sobrino, I., García-González, D., Fernández-Delgado, C., 2002. *Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with regulated freshwater inflow*. Estuaries, 25 (3): 451-468.
- Grodzins, M.A., Ruz, P.M., Keister, J.E., 2016. *Effects of oxygen depletion on field distributions and laboratory survival of the marine copepod Calanus pacificus*. Journal of Plankton Research, 38: 1412-1419.
- Guisande, C., Toja-Santillana, J. 1988. *The Dynamics of Various Species of the Genus Brachionus (Rotatoria) in the Guadalquivir River*. Hydrobiologie, 112: 579-585.
- Liandong Jing, Song Bai, Yihua Li, Yue Peng, Chenxi Wu, Jiantong Liu, Guoxiang Liu, Zhicai Xie, Gongliang Yu., 2019. *Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level*. Science of The Total Environment, 686: 753-763.
- Moderan, J., Bouvais, P., David, V., Le Noc, S., Simon-Bouhet, S., Niquil, N., Miramand, P., Fichet, D., 2010. *Zooplankton community structure in a highly*

turbid environment (Charente estuary, France): Spatio-temporal patterns and environmental control. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 88 (2): 219-232.

- Rabalais, N.N., Turner, R.E., Wiseman, W.J., Boesch, D.F., 1991. *A brief summary of hypoxia on the northern Gulf of Mexico continental shelf: 1985-1988.* Geological Society of London, 58: 35-47.
- Rehitha, V., Ullas, N., Vineetha, G., Benny, P.Y., Madhu, N.V., Revichandran, C., 2017. *Impact of maintenance dredging on macrobenthic community structure of a tropical estuary.* Ocean & Coastal Management, 144: 71-82.
- Shiyang Zhang, Qiaohong Zhou, Dong Xu, Jidong Lin, Shuiping Cheng, Zhenbin Wu., 2010. *Effects of sediment dredging on water quality and zooplankton community structure in a shallow of eutrophic lake.* Journal of Environmental Sciences, 22(2): 218-224.
- Stalder, L.C., Marcus, N.H., 1977. *Zooplankton responses to hypoxia: Behavioral patterns and survival of three species of calanoid copepod.* Marine Biology, 1997: 599-607.
- Tagliatela, S., Ruiz, J., Prieto, L., Navarro, G., 2014. *Seasonal forcing of image-analysed mesozooplankton community composition along the salinity gradient of the Guadalquivir estuary.* Estuarine, Coastal and Shelf Science 149: 244-254.
- Vaquer-Sunyer R., Duarte C.M., 2008. *Thresholds of hypoxia for marine biodiversity.* Proceedings of the National Academy of Sciences, 150: 15452-15457.
- Vilas, C., Drake, P., Foeckedey, N., 2008. *Feeding preferences of estuarine mysids Neomysis integer and Rhopalophthalmus tartessicus in a temperate estuary (Guadalquivir Estuary, SW Spain).* Estuarine Coastal and Shelf Science 77: 345-356

Seguimiento de la variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir y su relación con cambios ambientales:
Segundo semestre de 2020.



Informe final
Junio 2021

El presente documento es el resultado final de una serie de estudios continuados de investigación, encaminados a conocer y modelar el funcionamiento de la comunidad zooplanctónica del tramo bajo del río Guadalquivir, así como para atesorar una base de datos suficientemente sólida del ecosistema que permita a futuro evaluar posibles afecciones en la zona.

En concreto, en este informe se analizan los últimos datos recogidos en el segundo semestre de 2020, correspondientes al proyecto de investigación, adjudicado en mayo de 2020 por Autoridad Portuaria de Sevilla, ***Seguimiento de la variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir y su relación con cambios ambientales: segundo semestre de 2020***. Los resultados de este proyecto se complementan con los de los anteriores proyectos y han sido analizados en coordinación con el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla.

Este informe consta de dos apartados principales:

- Estudio de los efectos derivados de los dragados de mantenimiento sobre la comunidad planctónica.
- Seguimiento espacio-temporal de las comunidades de mesozooplankton del estuario del Guadalquivir.

El retraso en la entrega de este informe, previsto para enero de 2021, se ha debido a las restricciones de movilidad del personal investigador, ocasionadas por la situación de pandemia consecuencia del COVID19.

1. ESTUDIO DE LOS EFECTOS A CORTO PLAZO DE LOS DRAGADOS DE MANTENIMIENTO EN LA COMUNIDAD DE MESOZOOPLANCTON	4
1.1. Descripción de la comunidad biológica del área de estudio antes, después y durante las actuaciones de dragado	7
1.2. Descripción ambiental del área de estudio antes, después y durante las actuaciones de dragado	11
1.3. Conclusiones	16
2. SEGUIMIENTO ESPACIO-TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE ZOOPLANCTON DEL ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR (2016 - 2019)	17
2.1. Descripción de la comunidad zooplanctónica	21
2.1.1. Composición taxonómica	21
2.1.2. Patrones de riqueza	24
2.1.3. Patrones de densidad	24
2.2. Descripción de la estructura de la comunidad	28
2.2.1. Análisis multivariante	28
2.2.2. Especies tipificadoras	30
2.3. Descripción ambiental del área de estudio	34
2.3.1. Dinámica temporal de las variables ambientales	34
2.3.2. Caracterización ambiental de las estaciones de muestreo	42
2.3.3. Relación entre variables ambientales y biológicas	44
2.4. Conclusiones	48
2.5. Bibliografía	50

1. ESTUDIO DE LOS EFECTOS A CORTO PLAZO DE LOS DRAGADOS DE MANTENIMIENTO EN LA COMUNIDAD DE MESOZOOPLANCTON

Los dragados, y el posterior vertido de sedimentos en el medio marino, son actividades habituales en muchos estuarios y canales de navegación, pero podrían suponer un impacto sobre las comunidades biológicas que se desarrollan en estos sistemas. Esta perturbación puede afectar en mayor medida a las comunidades bentónicas condicionadas por su escasa movilidad, bien de manera directa (por extracción o enterramiento) reduciendo la diversidad, o bien de manera indirecta ya que pueden suponer un cambio potencial en los parámetros físico-químicos de la columna de agua y del sedimento (Rehitha et al., 2017; Donazar-Aramendia et al, 2018).

Los estudios del posible efecto de estos dragados, especialmente a corto plazo, sobre la comunidad planctónica son muy escasos. Las principales repercusiones directas esperables estarían relacionadas con la reducción del número de individuos de las poblaciones, o incluso la eliminación de especies, mientras que las repercusiones indirectas, apuntarían a la alteración del biotopo del fondo del canal, alteración de la calidad del agua (incremento de la turbidez y disminución de la profundidad de penetración de la luz, solubilización de compuestos químicos y metales, etc.) (Shiyang Zhang, et al., 2010; Liandog Jing et al., 2019). El aumento de la turbidez podría provocar cambios en la composición y

estructura de la comunidad planctónica y afectar a la productividad primaria, alteraciones que podrían propagarse por toda la red trófica. Por otro lado, el aumento de la concentración de materiales en suspensión podría afectar a la eficiencia de captura de alimento del zooplancton, como resultado del aumento de partículas no digeribles, además de la posibilidad de obstrucción de los apéndices de alimentación de los organismos, que podría desembocar en muerte por asfixia o inanición (Moderan et al., 2010; David et al., 2005).

Es sabido, que cualquier disminución de la biomasa en los niveles tróficos primarios (fito y zooplancton) conlleva una falta de disponibilidad de alimento a niveles superiores, y ello directamente a una reducción de sus tasas de supervivencia (efecto descrito ecológicamente como efecto bottom-up). Este tipo de alteraciones en determinados periodos del año (p.e. época de reproducción de especies de interés pesquero), podrían poner en riesgo la supervivencia y reclutamiento de toda una cohorte de larvas y juveniles de peces, que tienen como principal fuente de alimento al zooplancton. Por tal razón, esta propuesta de estudio permitirá la obtención de nuevos datos durante futuras operaciones de dragados y, junto a los resultados obtenidos en el seguimiento espacio-temporal del zooplancton, servirán para gestionar y decidir

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

de una forma más sostenible las ventanas temporales más idóneas para la ejecución de los eventos de dragado.

El equipo del laboratorio de biología marina de la Universidad de Sevilla, lleva desde 2013 estudiando los efectos que los dragados de mantenimiento pueden ocasionar sobre la comunidad bentónica e ictioplanctónica, respectivamente, pero su potencial efecto sobre la comunidad zooplanctónica, especialmente mesozooplancton, es aún desconocido. Por ello, durante la campaña de dragados de mantenimiento realizados en el

zooplancton. Los resultados preliminares de este estudio, que se mostraron en el anterior informe, no fueron concluyentes y se propuso continuar con esta línea de estudio en futuras actuaciones de dragados de mantenimiento, estableciendo un sistema de muestreo más apropiado que permitiera obtener conclusiones más fiables sobre el potencial efecto de estas actuaciones sobre la comunidad de zooplancton del estuario.

Así, durante las nuevas actuaciones de mantenimiento realizadas en diciembre de 2020 se realizó una nueva campaña de



Figura 1. Localización de la zona de muestreo.

segundo semestre de 2019, se llevaron a cabo unos muestreos exploratorios para la incluir en estos estudios a la comunidad de

muestreo más adaptada al objetivo. La recogida de muestras se llevó a cabo en dos áreas del estuario: zona polihalina (tramo

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

Salinas) y zona mesohalina (tramo Puntalete). Se realizaron 4 muestreos en cada zona previos a los dragados (pre-dragado), 4 muestreos después de las actuaciones (pos-dragado) y un muestreo en cada zona mientras la draga realizaba las operaciones de mantenimiento (Fig. 1 y Fig. 2).

agua. Para estandarizar las abundancias se cuantificó el volumen muestreado mediante un flujómetro situado en la boca de la red y las muestras obtenidas fueron conservadas en formaldehído tamponado al 4%. Simultáneamente a las pescas, se realizaron además perfiles con una sonda multiparamétrica, para obtener datos de

Diciembre	1	2	3	4	5	6
7	8	9	10	11	12	13
14	15	16	17	18	19	20
21	22	23	24	25	26	27
28	29	30	31			
Enero				1	2	3
4	5	6	7	8	9	10
11	12	13	14	15	16	17
18	19	20	21	22	23	24
25	26	27	28	29	30	31

Figura 2. Cronograma de muestreos en Salinas y Puntalete, antes, durante y después de las actuaciones de dragados.

La recogida de muestras de zooplancton se realizó arrastrando una red de plancton bongo WP2 simple, de 200 micras de luz de malla y una boca de 40 cm de diámetro desde la embarcación "LBM III", durante un tiempo aproximado de 5 minutos. Los lances realizados fueron de tipo activo con transectos doble oblicuos, desde el fondo hasta la superficie para integrar toda la comunidad de zooplancton de la columna de

temperatura, salinidad, concentración de oxígeno, pH, concentración de clorofila y turbidez. A su vez, se recogieron muestras de agua (a una profundidad media de la columna de agua) con una botella oceanográfica tipo Niskin para el posterior análisis químico del agua, sólidos totales en suspensión (TSS), contenido en materia orgánica e inorgánica (MOP, MIP) y nutrientes.

1.1. DESCRIPCIÓN DE LA COMUNIDAD BIOLÓGICA DEL ÁREA DE ESTUDIO ANTES, DESPUÉS Y DURANTE LAS ACTUACIONES DE DRAGADO

En la Figura 3 se representan los resultados de las variables biológicas medidas antes, después y durante las actuaciones de dragado realizadas en los dos puntos estudio, Salinas y Puntalete.

Las variables número de especies y riqueza específica, muestran una tendencia similar. Especialmente en Salinas, se puede apreciar un descenso del número de especies durante las actuaciones de dragado (14 especies). En los muestreos previos al dragado fueron identificadas un máximo de 21 especies, mientras que en los muestreos pos-dragado el número máximo de especies identificadas fue de 16. Los resultados obtenidos han sido sometidos a un análisis estadístico (ANOVA de una vía) obteniéndose diferencias

estadísticamente significativas entre el número de especies para los tres periodos de estudio.

Concretamente, en la zona de Salinas, las diferencias son significativas entre el número de especies observado antes del dragado y durante el dragado, y entre el número de especies observado antes del dragado y después del dragado.

El número de especies durante el dragado y después del dragado, no presenta diferencias estadísticamente significativas, esto podría sugerir que aunque el número de especies va en aumento, a término del estudio todavía no

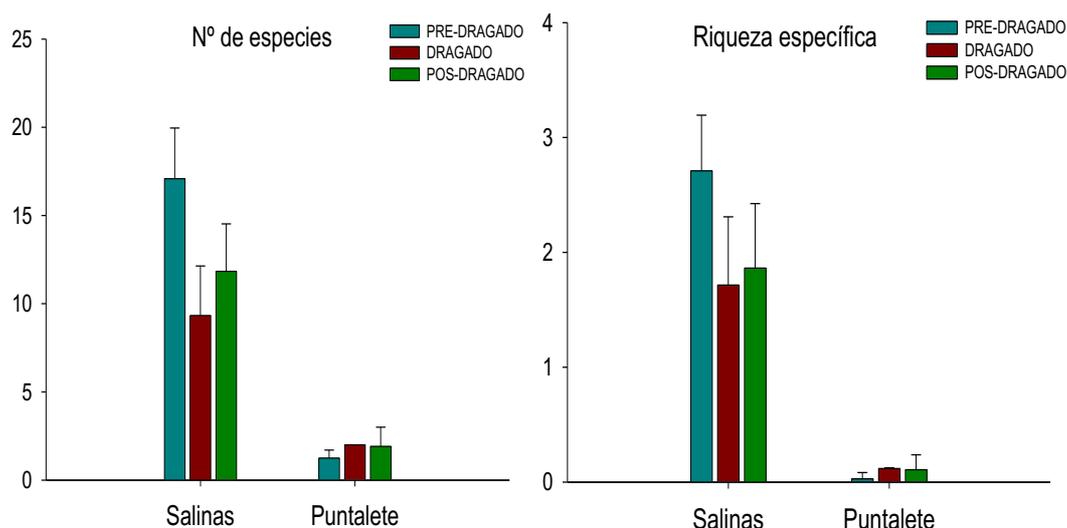


Figura 3. Variables biológicas riqueza de especies y riqueza específica, en los dos puntos de muestreo y durante los tres periodos de estudio (pre-dragado, durante el dragado, y pos-dragado)

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

se habría alcanzado el nivel previo a las actuaciones.

Es importante destacar que, en esta zona, existe una gran cantidad de especies de origen marino, que aunque habitualmente son encontradas en el interior del estuario, su tolerancia a un amplio rango de salinidad les podría permitir cierto desplazamiento hacia zonas que no estuvieran siendo perturbadas. En cualquier caso, el posterior análisis del seguimiento temporal mensual que se continúa realizando en la zona de estudio, dará mayor información sobre la total recuperación del número de especies.

En cuanto a la zona de Puntalete, el número de especies se mantuvo constante durante todo el periodo de estudio, no encontrándose diferencias estadísticamente significativas en el número de especies. Esta zona está caracterizada habitualmente por

presentar un bajo número de especies (generalmente dos especies dominantes), aunque sus densidades son las más elevadas de todo el estuario, por lo que resulta lógico que esta variable no presente cambios tan patentes como en la zona de Salinas.

En cuanto a la variable densidad (Fig. 4), en la zona de Salinas, antes y después de las actuaciones, se obtuvieron valores muy similares: $408,3 \pm 156,2$ ind/m³ y $442,3 \pm 241,2$ ind/m³ respectivamente, mientras que durante el dragado la densidad descendió a $131,5 \pm 27,2$ ind/m³.

En la zona de Puntalete se observó el mismo patrón. Con densidades similares antes y después del dragado, y un descenso durante el periodo de dragado.

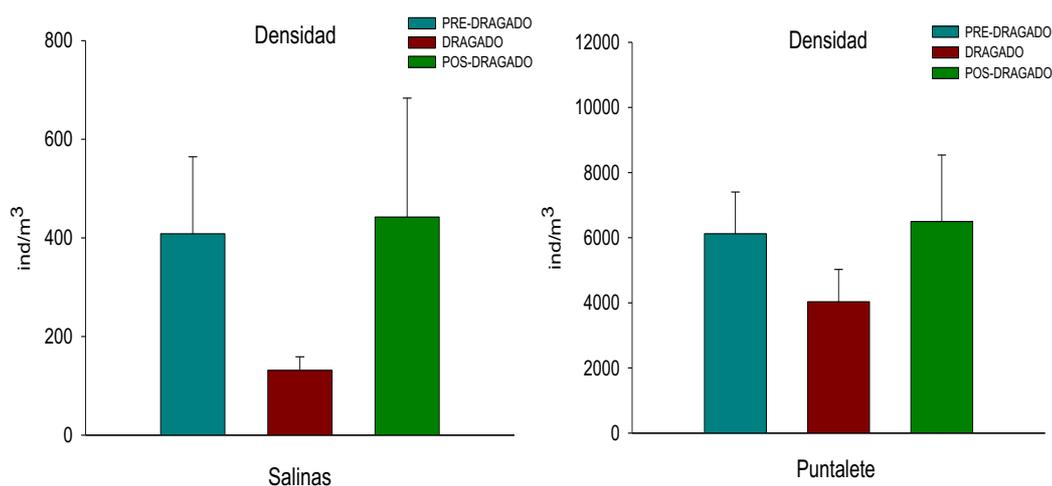


Fig 4. Densidad de individuos (ind/m³) en los dos puntos de muestreo y durante los tres periodos de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

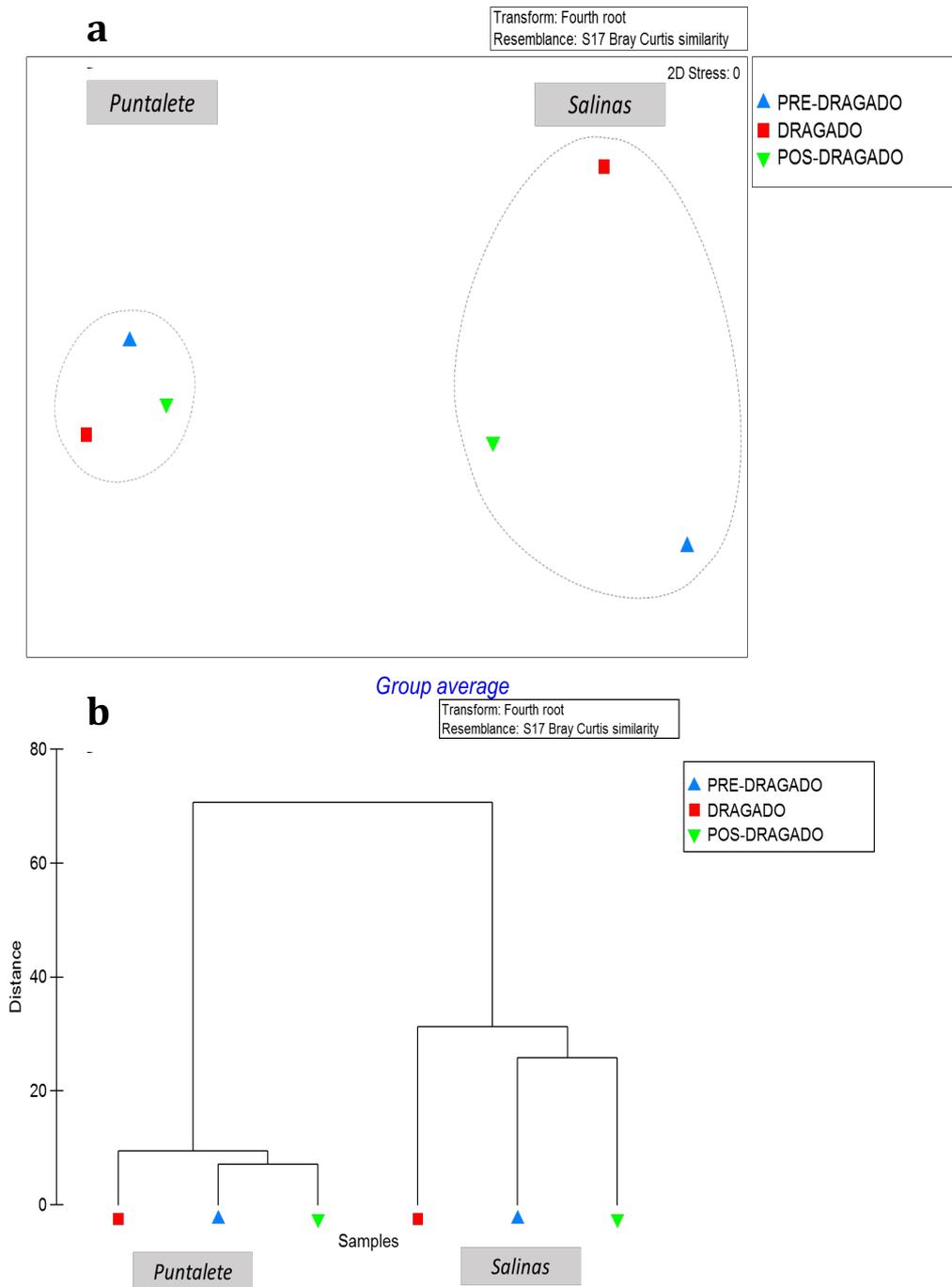


Figura 5. Representación de la estructura de la comunidad de mesozooplankton en las dos áreas de muestreo y durante los tres periodos de estudio. a) Gráfico de ordenación nMDS, b) Gráfico de agrupamiento jerárquico Cluster.

Las diferencias observadas en ambos sitios fueron estadísticamente significativas. Concretamente, las diferencias significativas se observaron entre la densidad de individuos antes del dragado y durante el dragado, y entre la densidad de individuos después del dragado y durante el dragado.

La densidad de mesozooplancton (ind/m³) antes del dragado y después del dragado, no presenta diferencias estadísticamente significativas.

Esto podría sugerir que, aunque se observa un efecto directo de las actuaciones de dragado sobre la densidad del mesozooplancton, es un efecto a corto plazo, puesto que los valores de densidad habituales se recuperan poco después de las actuaciones de mantenimiento.

En la Figura 5 se muestra el análisis de la estructura de la comunidad de mesozooplancton, en las dos estaciones de muestreo y en los tres periodos de estudio. En ésta, el triángulo azul representa la comunidad mesozooplanctónica antes del dragado, el cuadrado rojo representa la comunidad durante el dragado, y el triángulo invertido azul muestra la representación de la

comunidad después de las actuaciones de dragado de mantenimiento.

Este análisis permite distinguir comunidades características y diferenciadas en los dos puntos de muestreo, de manera que la comunidad de mesozooplancton de la zona Salinas queda representada a la derecha del gráfico (Fig. 5a) y la comunidad de la zona Puntalete representada a la izquierda. Dentro de cada zona, también es posible observar una comunidad diferenciada durante los tres periodos de estudio. Especialmente en el gráfico cluster (Fig. 5b), se puede apreciar con mayor detalle que en ambas zonas de muestreo, la comunidad de mesozooplancton es más parecida antes y después del dragado y más diferenciada durante las actuaciones.

Los resultados de este análisis estarían mostrando una afección directa de las actuaciones de dragado sobre la comunidad planctónica, pero a corto plazo, puesto que la comunidad después del dragado tiende a ser muy parecida a la comunidad observada en los muestreos previos.

1.2. DESCRIPCIÓN AMBIENTAL DEL ÁREA DE ESTUDIO ANTES, DESPUES Y DURANTE LAS ACTUACIONES DE DRAGADO

En la Figura 6, se muestra los resultados de las variables ambientales medidas con la sonda multiparamétrica antes, después y durante los dragados de mantenimiento. La

variable pH, como puede observarse en el gráfico, se mantiene prácticamente constante en las dos zonas de estudio y durante los tres periodos de muestreo con

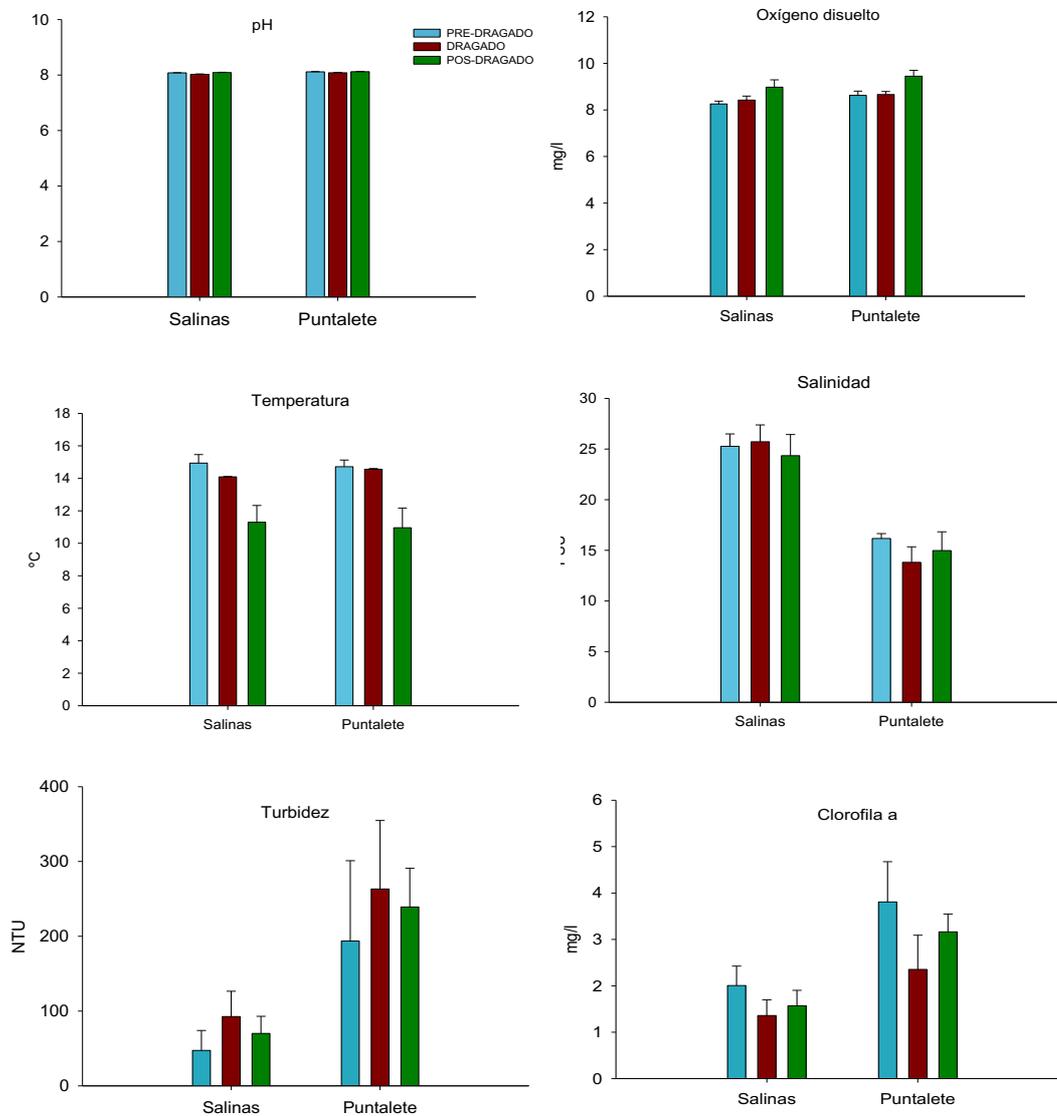


Figura 6. Variables ambientales medidas con la sonda multiparamétrica en las dos zonas de muestreo y durante los tres periodos de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

valores promedios ligeramente alcalinos ($\text{pH} \approx 8$). Estos niveles de pH se mantienen en el rango óptimo para el desarrollo adecuado de los organismos acuáticos.

La misma tendencia sigue la variable oxígeno disuelto, con concentraciones estables en los tres periodos de estudio y en las dos zonas de muestreo, con un pequeño incremento después de los periodos de dragado, posiblemente atribuible a la menor temperatura del agua registrada en ese

periodo. Atendiendo a esta variable, la temperatura se mantuvo en un rango de 11 a 15 °C, típico de la estación invernal durante el cual se realizaron los experimentos (diciembre 2020- enero 2021).

La salinidad también se mantuvo constante en ambas zonas, con concentraciones normales para las dos zonas donde se realizaron los estudios de dragados de mantenimiento (Salinas = $24,9 \pm 1,7$ PSU; Puntalete = $15,2 \pm 1,6$ NTU).

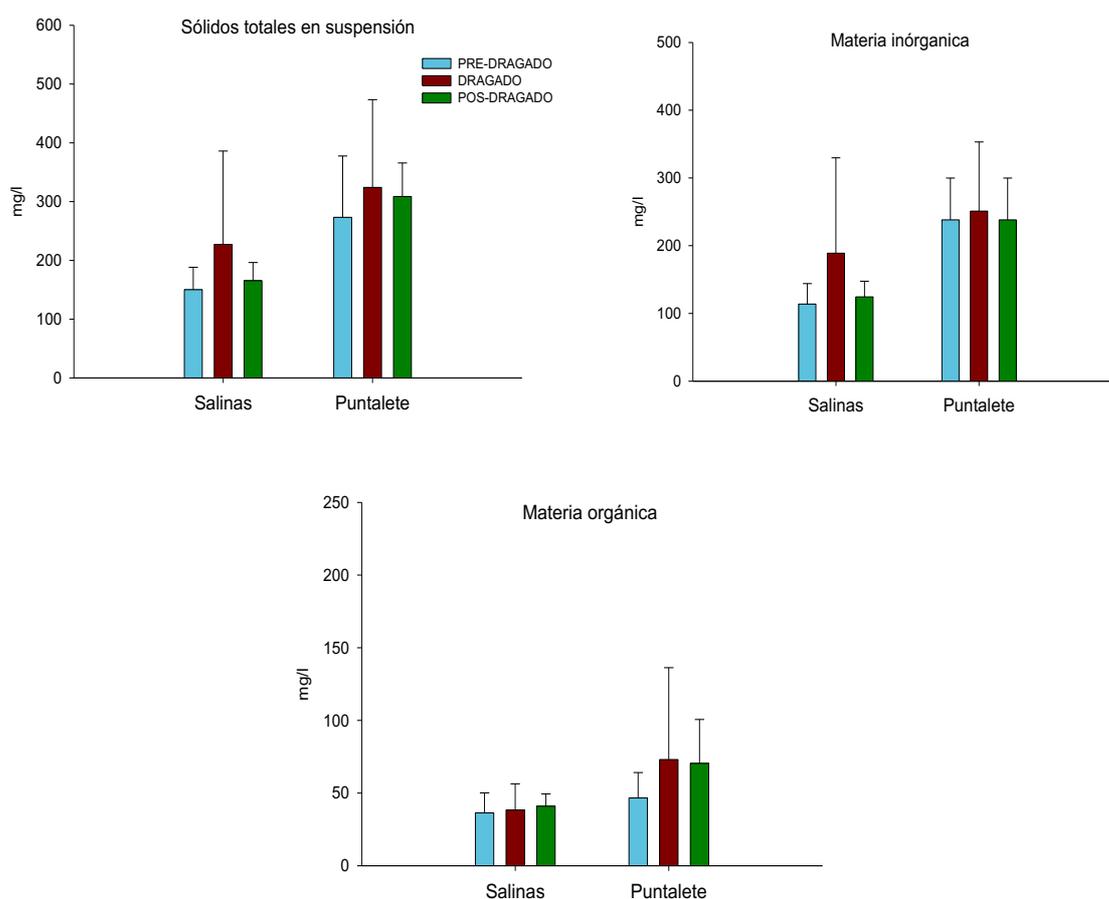


Figura 7. Sólidos totales, materia orgánica y materia inorgánica medidos en Salinas y Puntalete, antes, durante y después de las actuaciones de dragados.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

La variable Turbidez muestra cambios posiblemente atribuibles a las operaciones de dragado. En ambas zonas tiene un comportamiento similar, con valores más elevados durante las actuaciones. En la zona de Salinas, los valores promedio de turbidez registrados antes y después del dragado fueron de $47,3 \pm 26,6$ NTU y $70,1 \pm 22,3$ NTU, respectivamente, mientras que en Puntalete fueron de $193,6 \pm 107,4$ NTU y $239,2 \pm 51,7$ NTU, antes y después. Siendo habitual encontrar estas diferencias en los niveles de turbidez entre ambas zonas, en condiciones normales del estuario. Durante las actuaciones de dragado de mantenimiento los valores de turbidez aumentaron con valores promedios de $92,7 \pm 33,8$ NTU y $263,7 \pm 91,5$ NTU, en Salinas y Puntalete respectivamente. Aunque los valores de turbidez se mantienen más elevados en el periodo de posdragado en comparación con los datos obtenidos previamente, se puede observar que el aumento de esta variable durante las actuaciones de dragado es puntual. La variable clorofila a, indicadora de producción primaria, también muestra variaciones durante los tres periodos de estudio y en las dos localizaciones, con una tendencia similar. En Salinas, antes del dragado los valores promedios fueron de $2,1 \pm 0,4$ $\mu\text{g/L}$, mientras que durante el dragado los promedios de esta variable fueron de $1,2 \pm 0,3$ $\mu\text{g/L}$, y después de $1,6 \pm 0,3$ $\mu\text{g/L}$. Por su parte en Puntalete, las concentraciones de clorofila a antes y después del dragado fueron de $3,8 \pm 0,8$ $\mu\text{g/L}$ y $2,3 \pm 0,7$ $\mu\text{g/L}$, respectivamente, mientras que durante las actuaciones las concentraciones de clorofila descendieron a $2,3 \pm 0,7$ $\mu\text{g/L}$. Estos

descensos en las concentraciones de clorofila a durante los dragados pueden ser atribuibles al aumento de la turbidez registrado en ese periodo.

La turbidez reduce la penetración de la luz en la columna de agua limitando la actividad fotosintética.

En cuanto a las variables físico-químicas analizadas (Fig. 7) en la masa de agua, se puede observar un aumento de los sólidos totales en suspensión durante las actuaciones de dragado, tendencia que se mantiene en ambas zonas de estudio. Este patrón coincide con el observado en la variable turbidez. El aumento de la turbidez, directamente correlacionado con el aumento de los sólidos totales en suspensión, ha sido ampliamente detectado como efecto común de las operaciones de dragado en áreas costeras y es debido principalmente a la remoción ocasionada por este tipo de actuaciones.

En la Figura 8 se muestran los resultados del análisis de nutrientes en la columna de agua para ambas localizaciones y los distintos periodos de estudio.

Atendiendo a los gráficos, no es posible observar un efecto directo de los dragados de mantenimiento sobre las concentraciones de nutrientes de la columna de agua.

Estos nutrientes muestran variaciones que podrían considerarse normales, dentro de las características ambientales propias del estuario.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

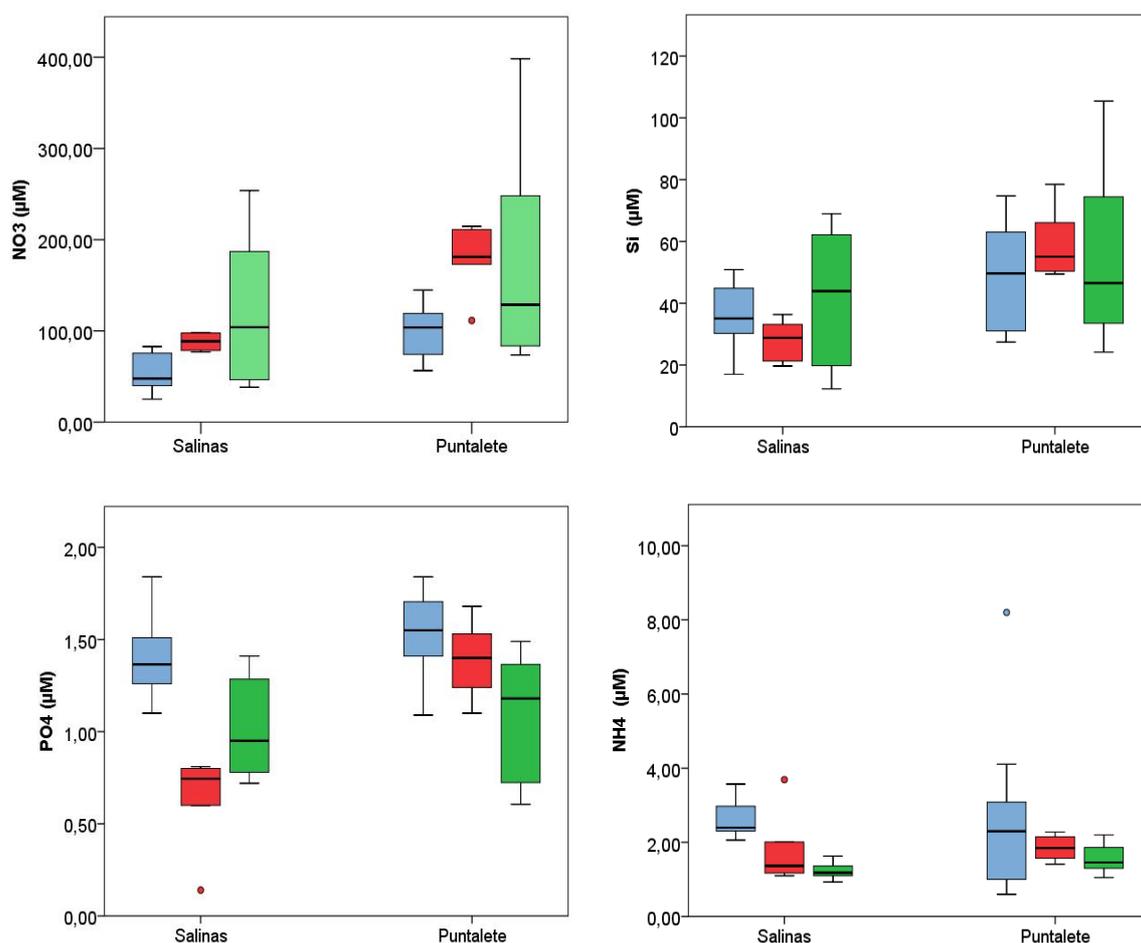


Figura 8. Principales nutrientes medidos en la masa de agua de los dos puntos de muestreo y durante los tres periodos de estudio.

El nitrato y el silicato, en ambas zonas de estudio muestran un comportamiento similar, con un aumento progresivo hacia el periodo de posdragado. Estas concentraciones responden en bastante medida al régimen pluvial que influye en el lixiviado de las áreas urbanas y agrícolas cercanas, y por tanto, tienen una alta dependencia de las condiciones meteorológicas (Fig. 9). Esto podría explicar las oscilaciones observadas.

Como puede verse en la Figura 8, las concentraciones de amonio y fosfato también presentan fluctuaciones, siendo las concentraciones de estos nutrientes más elevadas en los muestreos previos a los dragados de mantenimiento. Generalmente los picos de amonio y fosfato son indicadores de aportes antrópicos (por ejemplo, aguas residuales urbanas insuficientemente tratadas). El descenso que se observa en las concentraciones de estos nutrientes durante el dragado y el posdragado podría ser

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

coherente con el aumento del régimen pluviual produciendo la mezcla y lavado de las aguas y reduciendo en consecuencia los

aportes antrópicos que pudieran haber tenido lugar el entorno del estuario.

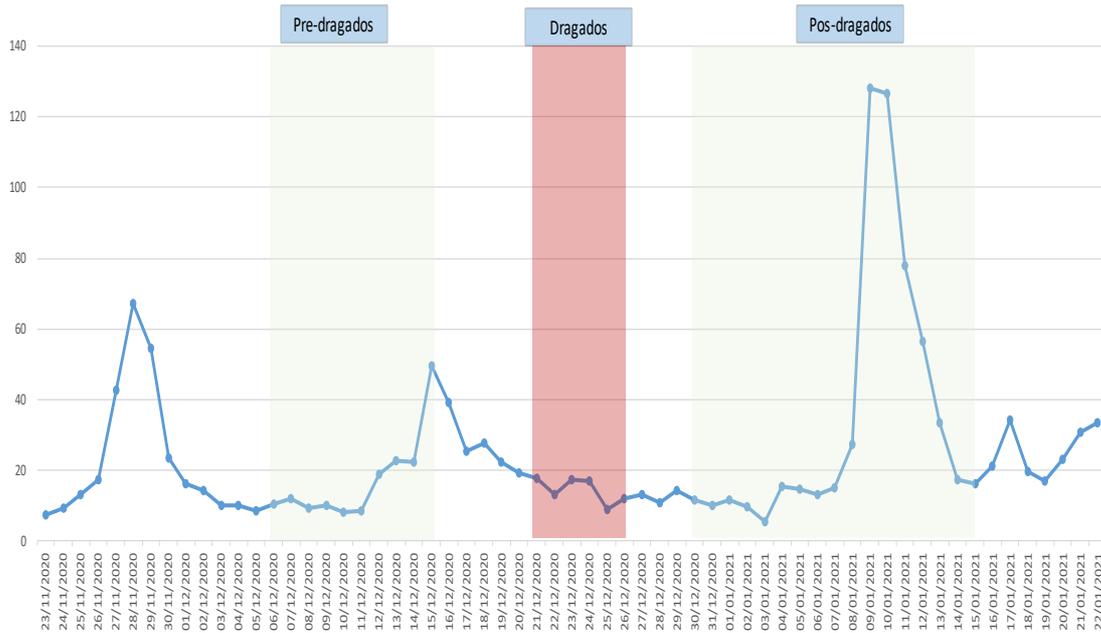


Figura 9. Media diaria de aportes de agua dulce en el estuario del Guadalquivir

1.3. CONCLUSIONES

1. Los dragados de mantenimiento parecen tener *un efecto de carácter puntual sobre la comunidad de mesozooplankton del estuario*. La densidad de individuos y el número de especies decrece durante las actuaciones. En los muestreos posdragado los valores de estas variables, aunque no alcanzan los observados previamente, tienden a una recuperación.
2. Los resultados de este estudio también muestran una afección directa de las actuaciones de dragado sobre la estructura de comunidad planctónica, pero al igual que las variables univariantes, a corto plazo, puesto que *la comunidad después del dragado tiende a ser muy parecida a la comunidad observada en los muestreos previos*. El posterior análisis del seguimiento temporal mensual que se continúa realizando en la zona de estudio, dará mayor información sobre la total recuperación de la comunidad.
3. En cuanto a las variables ambientales medidas, solo turbidez, clorofila a y sólidos en suspensión muestran cambios posiblemente atribuibles a las operaciones de dragado. En ambas zonas tienen un comportamiento similar, con valores más elevados durante las actuaciones, salvo la clorofila a, que presenta menos concentración durante las actuaciones, lo que podría ser debido a que el aumento de la turbidez registrado reduce la penetración de la luz en la columna de agua limitando la actividad fotosintética.
4. En cuanto a los nutrientes, no es posible observar un efecto directo de los dragados de mantenimiento sobre las concentraciones de los mismos. Las tendencias más claras se observan en el nitrato y en el silicato con un aumento progresivo hacia el periodo de posdragado. Aunque estas variaciones parecen ser explicada en mayor medida por las condiciones meteorológicas.

2. SEGUIMIENTO ESPACIO-TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE ZOOPLANCTON DEL ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR (2016 - 2019)

Las variaciones en el funcionamiento de un ecosistema como el estuario del Guadalquivir, asociado entre otras causas a ciclos climáticos o a cambios climáticos globales, dificulta la obtención de patrones generalizables a corto plazo. Por este motivo,

los estudios de seguimientos a largo plazo que permitan conocer el funcionamiento del ecosistema y de los organismos a diferentes escalas espaciales y temporales es, a día de hoy, un aspecto crucial para gestionar estos ecosistemas, ayudando a mejorar su estado de conservación y sus servicios ecosistémicos

y contribuyendo al desarrollo de herramientas de gestión ante posibles cambios ambientales o actuaciones humanas.

La literatura científica disponible acerca del zooplancton es especialmente escasa para el ecosistema del Bajo Guadalquivir. En relación a los organismos meroplanctónicos, es decir, aquellos organismos que sólo forman parte del plancton durante una etapa de su vida (ej. misidáceos, decápodos, etc.), la información disponible data desde 1996. Estos trabajos se han centrado en destacar la presencia de varias especies de crustáceos que hasta el momento eran desconocidas en el estuario (Cuesta et al., 1996), en el estudio de

variaciones estacionales y espaciales del neuston e hiperbentos (Drake et al. 2002); en la descripción de una nueva especie de misidáceo (Vilas et al., 2008), y en el estudio de la distribución, ciclo de vida y comportamiento trófico de crustáceos, particularmente decápodos (Cuesta et al. 2006) y misidáceos (Baldó et al. 2001; Vilas et al., 2009).

Centrándonos ahora en los organismos holoplanctónicos, es decir, aquellos que forman parte del plancton durante todo su ciclo de vida (ej. copépodos, cladóceros, etc.), la información científica disponible es aún más escasa. Con un trabajo sobre la caracterización de la comunidad zooplanctónica en 1987 (Guisande y Toja, 1987), y más recién-temente, el realizado por Tagliatalata et al. (2014), en el que se estudió la composición de la comunidad de mesozooplancton desde una perspectiva espacio-temporal, aunque solo analizándose la franja temporal que comprende de Abril de 2008 a Junio de 2009.

El presente estudio pretende completar esta información precedente, aportando datos recientes y con mayor temporalidad sobre la dinámica espacio-temporal de la comunidad planctónica, contribuyendo así a la obtención de una serie temporal de datos lo suficientemente amplia que permita la obtención de patrones generales del funcionamiento ecosistémico del estuario del

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

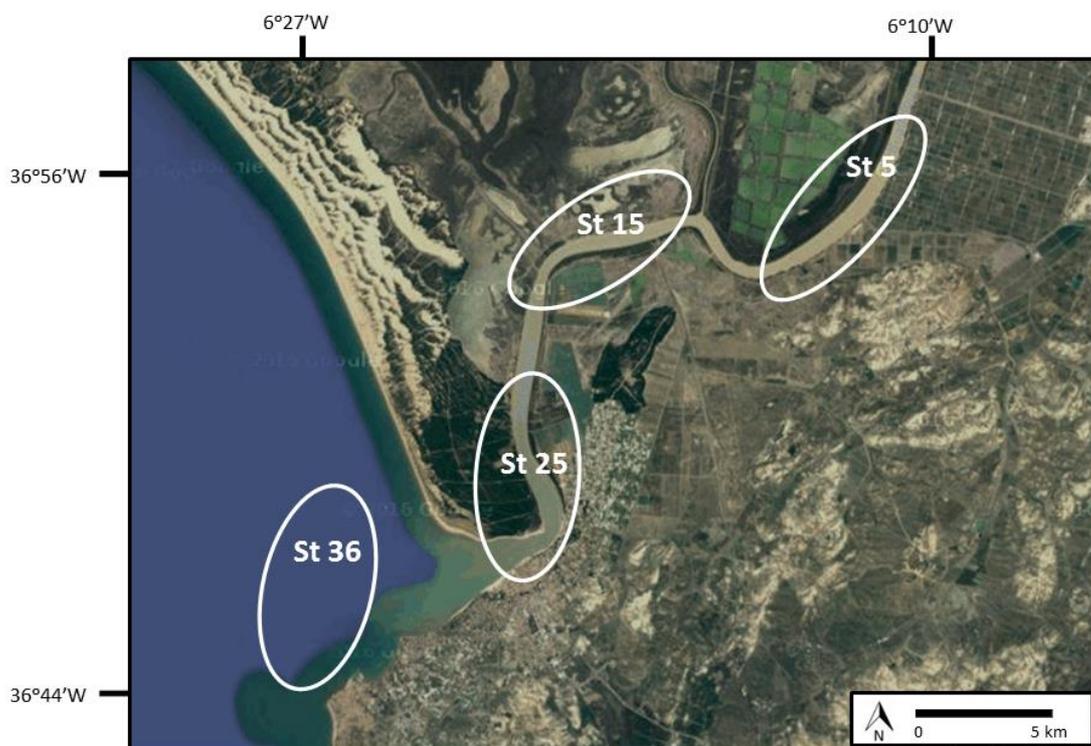


Figura 10. Localización de las estaciones de muestreo.

Guadalquivir y proponer medidas de gestión adecuadas. Para ello se muestran los resultados del análisis de la estructura y dinámica de la comunidad de mesozooplankton, la distribución espacial y temporal de las especies presentes y su relación con las diferentes variables ambientales, medidas hasta la fecha (2016-2019).

Para caracterizar las comunidades planctónicas se han establecido 3 estaciones de muestreo situadas en el interior del estuario. A diferencia de anteriores estudios biológicos realizados por otros autores, las estaciones de interior no se sitúan en puntos geográficos concretos, sino en masas de agua

de determinadas características, que se desplazan con la marea cambiando su posición geográfica a lo largo del estuario. De esta forma, la estación de muestreo 25 (St 25) se caracteriza por tener una salinidad aproximada de 25 ‰ (polihalina), la St 15 comprende una masa de agua con salinidad en torno a 15 ‰ (mesohalina) y la St 5 presenta una salinidad media de la masa de agua de 5 ‰ (oligohalina) (Fig. 10).

La recogida de muestras de zooplankton (Fig. 11) se realiza arrastrando una red tipo WP2 de 200 micras de luz de malla y una boca de 40 cm de diámetro desde la embarcación LBM III” y siguiendo transectos dobles oblicuos. Para estandarizar las abundancias

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

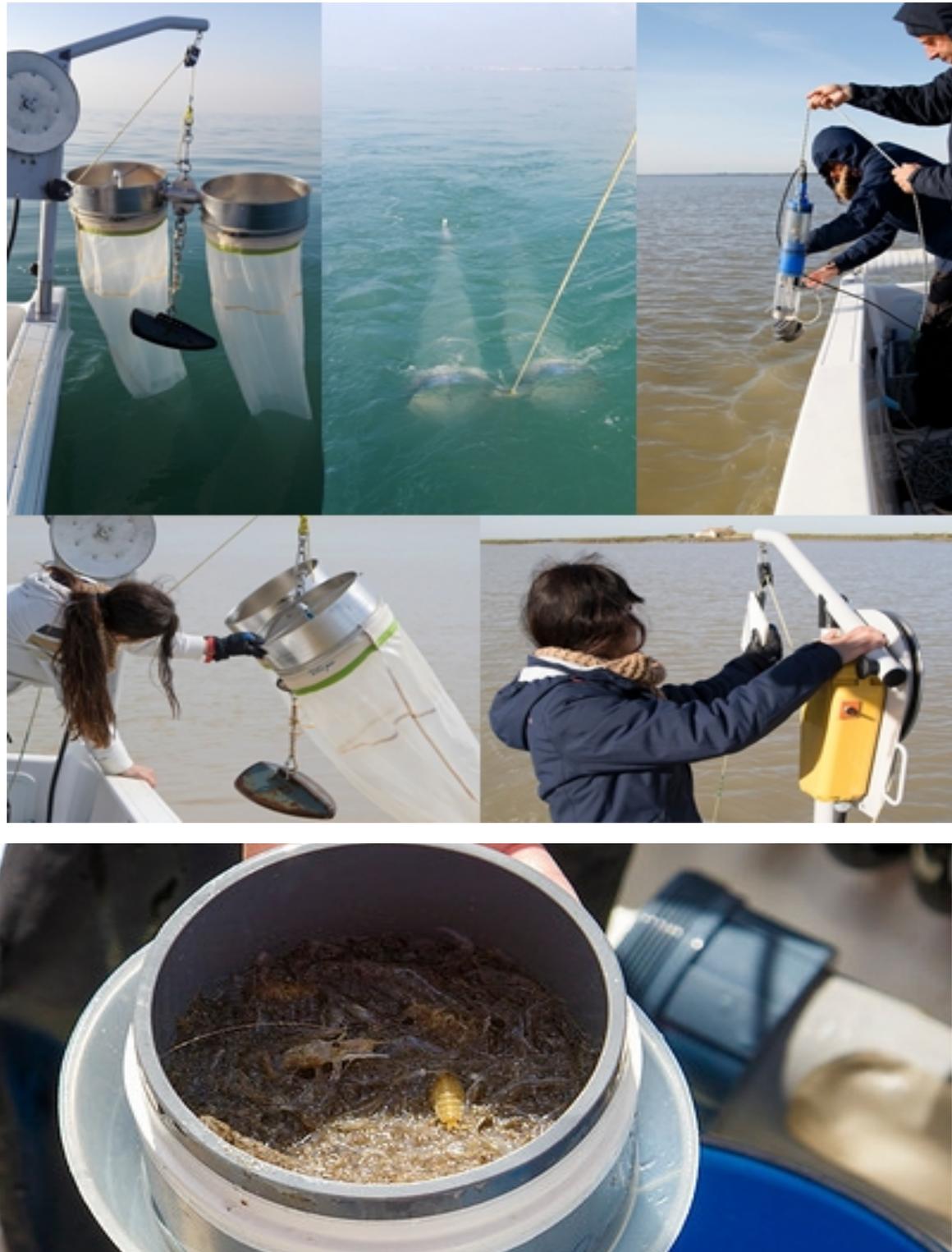


Figura 11. Fotos de la recogida de muestras de zooplancton

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

se cuantifica el volumen muestreado mediante un flujómetro localizado en la boca de la red. De cada pesca se toman dos tipos de muestras, una para estudios taxonómicos y genéticos (fijada en etanol al 70%) y otra utilizada para estimar abundancias y biomasa (conservada en formaldehído tamponado al 4%).

En cada una de las estaciones de estudio, se toman 3 muestras de zooplancton, que actuarán como réplicas para cuantificar la posible variabilidad dentro de una misma masa de agua. Simultáneamente a las pescas, se realizan además perfiles con sondas multiparamétricas, para obtener datos de temperatura, salinidad, concentración de oxígeno, pH, concentración de clorofila y turbidez a lo largo de toda la columna de agua. En cada masa de agua, a su vez, se toma una muestra en mitad de la columna de agua con una botella Niskin, para el posterior análisis químico del agua (nitritos, nitratos, amonio y fosfatos).

Los muestreos tienen una frecuencia mensual, ajustados al ciclo lunar, y con semejantes amplitudes mareales. Debido a que la luminosidad es un factor determinante en la distribución vertical del plancton (al menos en aguas abiertas y poco turbias) los muestreos se realizan siempre durante las horas centrales del día, con la idea de reducir posibles errores de cuantificación de organismos inducidos por su comportamiento migratorio. Todos los muestreos se llevan a cabo simultáneamente con los realizados por el Laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla para cuantificar el ictioplancton, con la finalidad de poder establecer comparaciones y acoplamientos de las comunidades (ictioplancton-zooplancton). En el laboratorio de Oceanografía del INMAR, se realizan los análisis cualitativos y cuantitativos pertinentes de las muestras de zooplancton, utilizándose para ello, técnicas de análisis de imagen (ImageJ) combinadas con análisis tradicionales de microscopía.

2.1. DESCRIPCIÓN DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA

2.1.1. Composición taxonómica

Un total de 50 taxones han sido identificados hasta el momento, siendo el grupo de copépodos el que presenta mayor número de especies (17 taxones) seguido del grupo de decápodos (1 taxones). En la Tabla 1 se lista la presencia de cada uno de ellos en las

distintas estaciones de muestreo.

En cuanto a la distribución de estos grupos taxonómicos, puede observarse que en todas las estaciones de muestreo los porcentajes más elevados corresponden a copépodos y larvas decápodos, y que presentan una distribución similar en todas las áreas de

Tabla 1. Listado de especies de plancton identificadas hasta la fecha en el estuario del Guadalquivir

Taxón	St 5	St 15	St 25
Cnidaria			
<i>Maeotias marginata</i>	x	x	
Cirripedia	x		x
Cladocera			
<i>Daphnia</i> sp.1	x	x	x
<i>Moina micrura</i>	x	x	x
<i>Penilia</i> sp.			x
<i>Podon</i> sp.			x
Copepoda			
<i>Acanthocyclops americanus</i>	x	x	x
<i>Acartia tonsa</i>	x	x	x
<i>Calanipeda aquadulcis</i>	x	x	x
<i>Calanus helgolandicus</i>			x
<i>Centropages chierchiae</i>			x
<i>Centropages hamatus</i>	x	x	x
<i>Ditrichocorycaeus erythraeus</i>			x
<i>Eurytemora</i> sp.			x
<i>Euterpina acutifrons</i>			x
<i>Labidoscera wollastoni</i>			x
<i>Mixodiaptomus incrassatus</i>	x		x
<i>Oithona brevicornis</i>	x		x
<i>Oithona nana</i>	x		x
<i>Oncaea curta</i>			x
<i>Paracalanus parvus</i>			x
<i>Paracartia grani</i>			x
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	x	x	x

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

Tabla 1 (Continuación). Listado de especies de plancton identificadas hasta la fecha en el estuario del Guadalquivir.

Taxón	St 5	St 15	St 25
Ostracoda	x	x	x
Isopoda			
<i>Cyathura carinata</i>	x	x	x
<i>Eurydice sp.</i>	x	x	x
<i>Lekanesphaera monodi</i>	x	x	x
<i>Paragnathia formica</i>	x	x	x
<i>Synidotea laticauda</i>	x	x	x
Amphipoda			
<i>Bathyporeia sarsi</i>			x
<i>Corophium sp.1</i>	x	x	
Misidacea			
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	x	x	x
<i>Neomysis integer</i>	x	x	
<i>Rhopalophthalmus tartessicus</i>	x	x	x
Decapoda			
<i>Afruca tangeri</i>			x
<i>Alpheus sp.</i>	x	x	x
<i>Crangon crangon</i>	x	x	x
<i>Hippolitidae</i>			x
<i>Melicertus kerathurus</i>	x	x	x
<i>Palaemon macrodactylus</i>	x	x	x
<i>Palaemon longirostris</i>	x	x	x
<i>Palaemon serratus</i>	x	x	x
<i>Palaemon varians</i>	x		
<i>Porcellana platychelles</i>			x
<i>Pisidia longicornis</i>			x
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	x	x	x
<i>Squilla mantis</i>		x	x
<i>Upogebia sp.</i>		x	x
Quetognatha			
<i>Sagitta sp.1</i>		x	x
Appendicularia			x
Total taxones	30	28	45

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

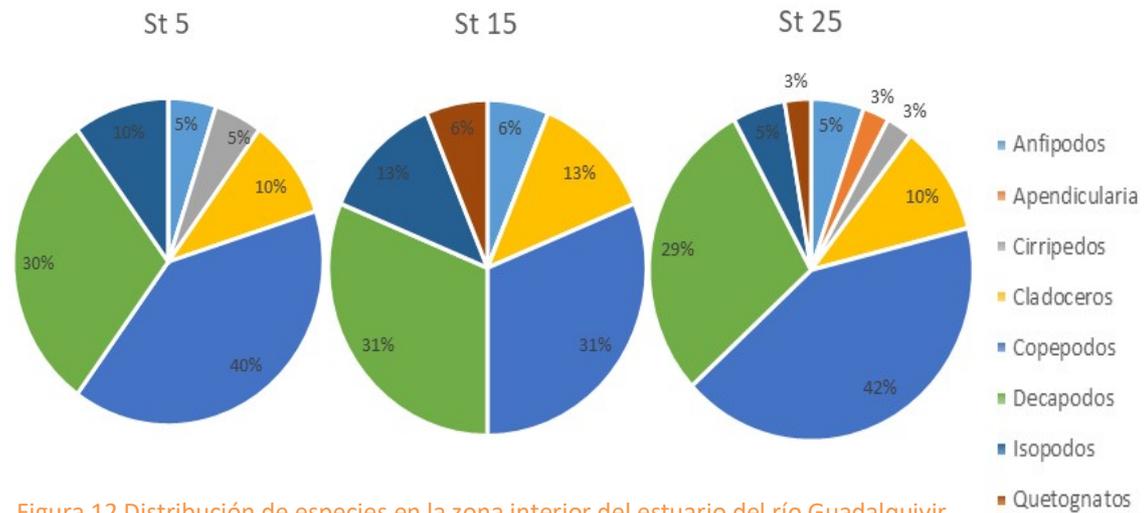


Figura 12 Distribución de especies en la zona interior del estuario del río Guadalquivir.

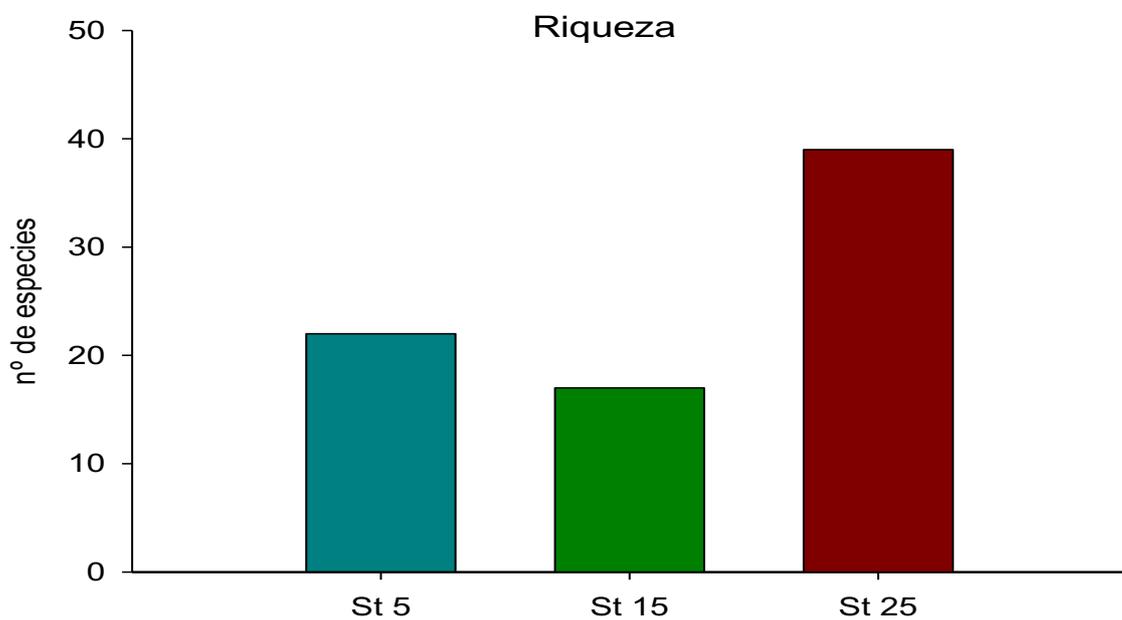


Figura 13. Número máximo de taxones de mesoplankton encontrados en cada estación de muestreo.

estudio (Fig. 12). Aproximadamente, el 40% de la población corresponde al grupo de copepodos y en torno a un 30% al grupo de

decápodos, el 30% restante se distribuye entre los demás grupos taxonómicos encontrados.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

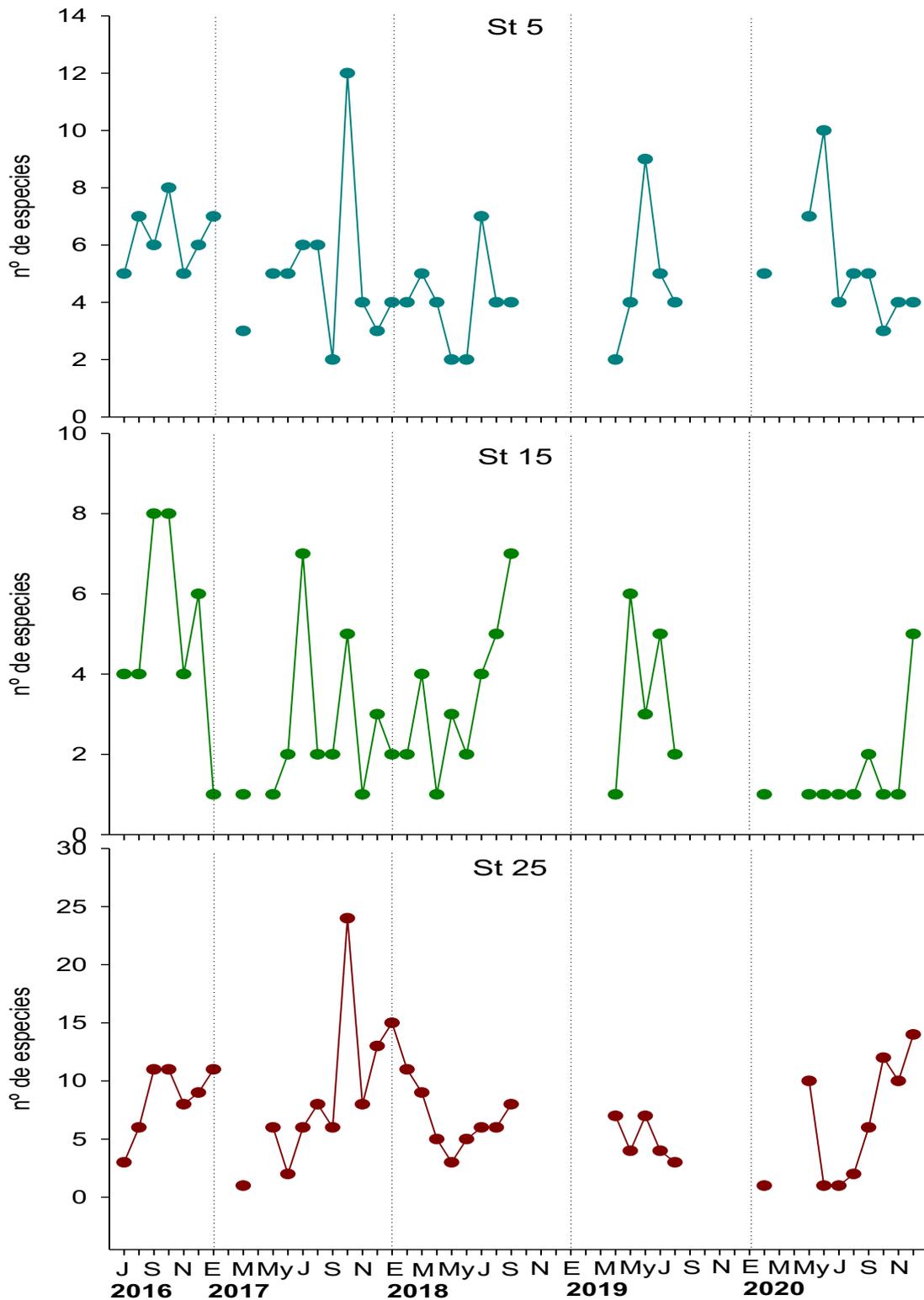


Figura 14. Riqueza de especies de mesoplankton para todo el periodo de estudio (2016-2020) en cada estación de muestreo.

2.1.2. Patrones de Riqueza

La riqueza de especies es una buena medida a priori de la diversidad de un grupo de organismos, permitiendo la comparación de diferentes zonas, además de ser una variable clave para identificar la entrada de especies alóctonas. El número de especies presentes en sistemas acuáticos estuáricos es especialmente variable, sobre todo en este tipo de ecosistemas sujetos a gran dinamismo e influenciado directamente por variables ambientales y meteorológicas.

La Figura 13 muestra el máximo número de taxones de mesozooplankton encontrados en cada estación de muestreo, de forma global, para todo el periodo de estudio.

La estación 25 es la que presenta una mayor riqueza, con un máximo de 39 de taxones seguida de la estación 5 con un máximo de 22 especies encontradas. Por último, es la estación 15, la que presenta un menor número de especies, encontrándose un máximo de 17 especies.

En la Figura 14 se muestra las tendencias mensuales de la riqueza de especies en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio. Como puede observarse, la riqueza de especies es muy variable en todas las estaciones de muestreo, son muy variables especialmente en la estación 25, debido principalmente a la influencia de especies marinas. A pesar de esta variabilidad, se puede identificar un cierto aumento de la riqueza en verano (Julio-Septiembre) y otoño

(Octubre-Diciembre) en todas las estaciones de muestreo, siendo la estación 25 la que presenta una mayor riqueza de especies, con un máximo de 26 especies en Octubre de 2017. Es también en esa fecha cuando se observan los máximos en la estación 5, con 12 especies. Para la estación 15 los máximos se observaron en Septiembre y Octubre de 2016, con 8 especies. Durante la temporada invernal se produce un descenso del número de especies en todas las estaciones de muestreo, que se mantiene hasta inicios de la primavera.

2.1.3. Patrones de densidad

En la Figura 15 se representan las densidades promedio del mesozooplankton (ind/m^3) en cada una de las estaciones de muestreo para todo el periodo de estudio (2016-2020).

La densidad de individuos de mesozooplankton es más elevada en la estación 15, donde se alcanza un promedio de $12000 \text{ ind}/\text{m}^3$, y se alcanza un máximo de $34000 \text{ ind}/\text{m}^3$. Seguidamente se encuentra la estación 25, con valores promedio de $8300 \text{ ind}/\text{m}^3$ y con máximos de $44000 \text{ ind}/\text{m}^3$. Por último, es la estación 5 que la presenta los menores valores promedio de densidad, con $6700 \text{ ind}/\text{m}^3$ y $26000 \text{ ind}/\text{m}^3$ de valor máximo.

Atendiendo al gráfico de densidad mensual del mesozooplankton para cada estación (Fig. 16), se observa que la estación 15 y 25 siguen una tendencia temporal similar. En ambas estaciones, los máximos de densidad se encuentran en verano. En la estación 25, es

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

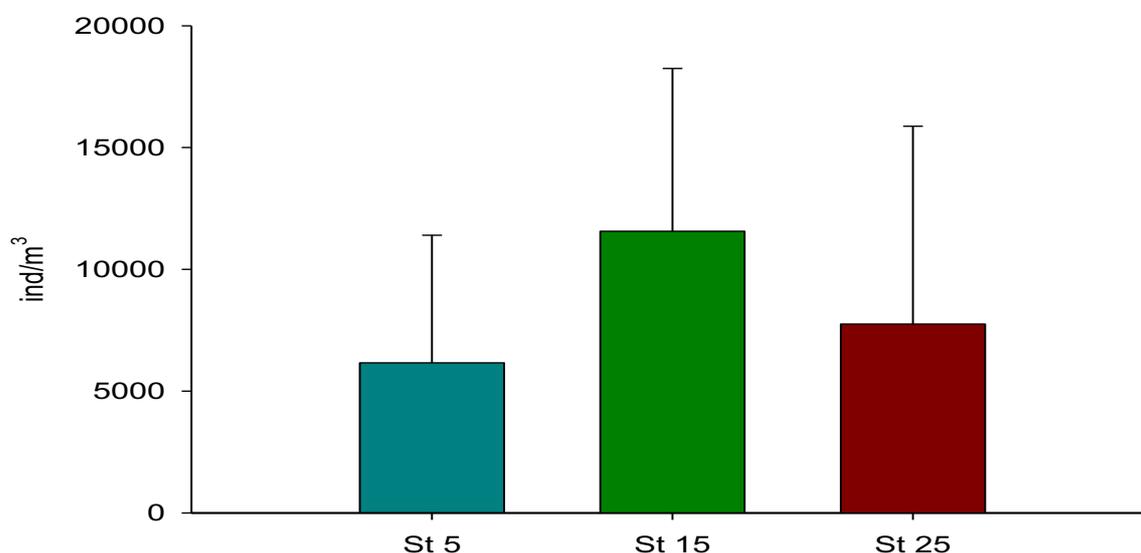


Figura 15. Promedio de densidad de individuos de mesoplancton (ind/m^3) (media \pm sd) para todo el periodo de estudio (2016-2020) en cada estación de muestreo.

en Agosto de 2019 cuando se encuentran los máximos de densidad ($29000 \text{ ind}/\text{m}^3$). Comparando la densidad de individuos de esta estación durante el mismo periodo, pero en años anteriores (agosto 2016 y 2017), se puede observar un aumento considerable de la densidad. Por su parte, la estación 15 muestra los mayores valores de densidad en Julio de 2016 ($30000 \text{ ind}/\text{m}^3$), disminuyendo su valor para el mismo periodo de años posteriores, por ejemplo, en Julio de 2019, los valores de densidad fueron aproximadamente la mitad ($15000 \text{ ind}/\text{m}^3$) manteniéndose esta tendencia en 2020. Por último, la tendencia mensual de la estación 5 es más irregular que en las otras dos estaciones. Los máximos de densidad pueden observarse en Julio de 2019 y Febrero de 2020 ($23000 \text{ ind}/\text{m}^3$), produciéndose, al igual que en la estación 25, un aumento de la variable con respecto al mismo periodo de

años anteriores. En todas las estaciones, en el año 2020 hay un incremento a principios de año, seguido de un descenso paulatino.

En la Figura 17 se muestra el patrón general de la densidad de zooplancton de todo el estuario durante todo el periodo de estudio. Los resultados muestran que la densidad varía anualmente siguiendo un ciclo unimodal, con una tendencia general decreciente de las densidades de organismos desde la época estival hasta finales de otoño, seguido de un aumento progresivo de la densidad de individuos en primavera. También puede empezar a observarse cierto patrón interanual. Estos cambios observados pueden estar relacionados con las condiciones meteo-climáticas, aunque todavía el set de datos del que disponemos es escaso para obtener relaciones consistentes entre estas variables.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

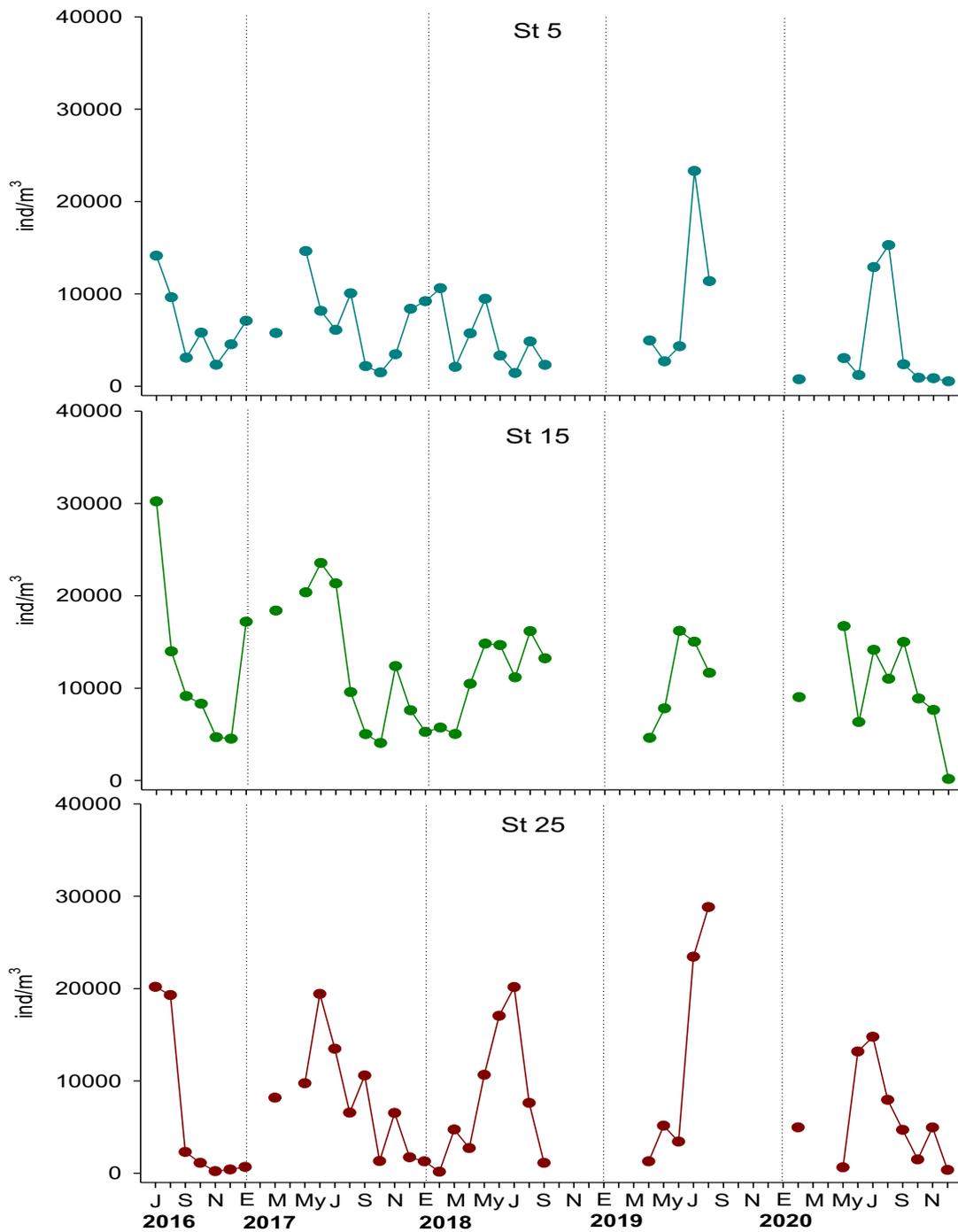


Figura 16. Patrones mensuales de densidad de individuos de mesozooplankton en cada estación de muestreo durante todo el periodo de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

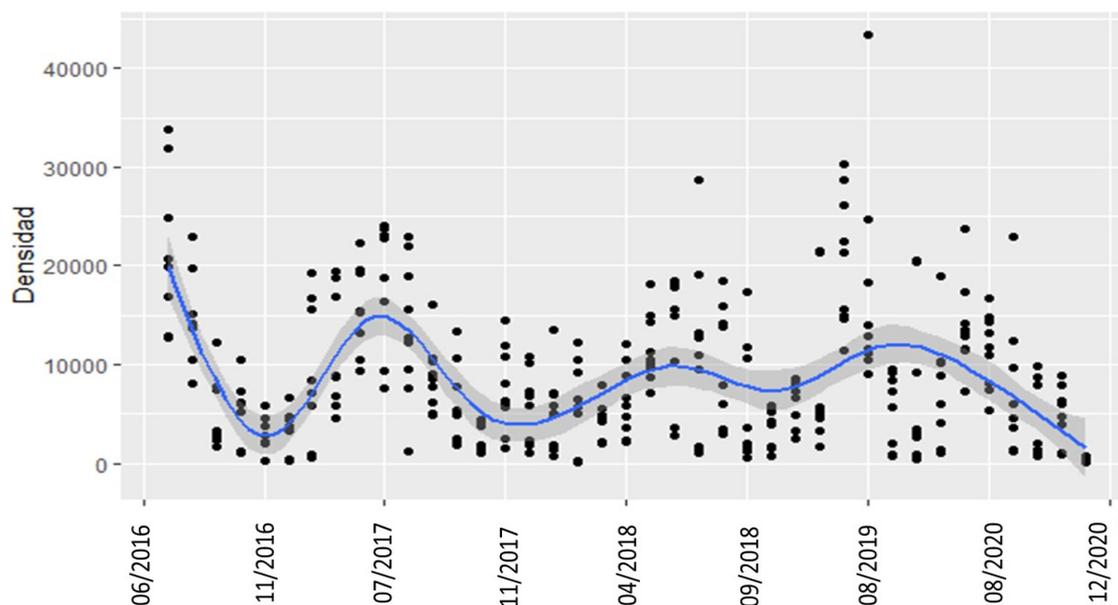


Figura 17. Densidad de mesozooplankton (ind/m^3) considerando todas las estaciones de muestreo y todo el periodo de estudio (2016-2020)

2.2. DESCRIPCIÓN DE LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD

2.2.1. Análisis multivariante

En la Figura 18 se muestra el análisis de la estructura espacio-temporal de la comunidad de mesoplancton, en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio. En base al análisis de la estructura de la comunidad,

podemos distinguir comunidades características y diferenciadas en las 3 masas de agua estudiadas, así como un gradiente de variación continuo desde las masas menos salinas hacia el exterior.

De esta forma, a la izquierda del gráfico se encuentra la representación de la comunidad mensual de la estación 5 (\blacktriangle), a la derecha la de la estación 25 (\blacksquare) y en la zona central la de la estación 15 (\blacktriangledown). Por otro lado, también se observa, por la mayor dispersión de los datos, que la comunidad de mesoplancton de la estación 25 es más variable temporalmente, principalmente debido a la mayor influencia de la zona marina. De este modo, las comunidades de las otras dos estaciones son más estables temporalmente, especialmente la comunidad de la estación 15.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

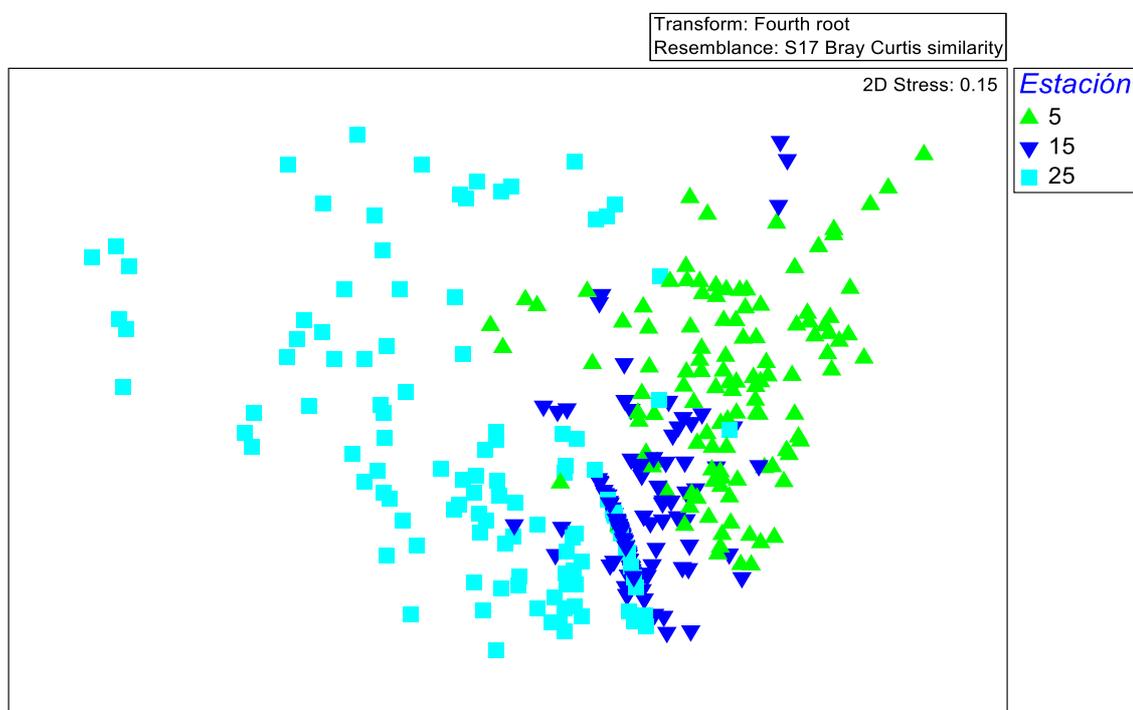


Figura 18. Gráfico de ordenación MDS, realizado con las matrices de densidad mensual de mesoplancton en cada estación de muestreo (5, 15 y 25) para todo periodo de estudio (2016-2020)

Tabla 2. Resultados del análisis SIMPER, mostrando las especies de mesoplancton identificadas como tipificadoras de cada estación de muestreo.

	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
St 5					
<i>Acartia tonsa</i>	7,70	44,70	4,04	66,54	66,54
<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	3,85	16,60	1,90	24,71	91,25
St15					
<i>Acartia tonsa</i>	9,96	75,79	4,81	97,21	97,21
St25					
<i>Acartia tonsa</i>	8,19	44,90	2,44	80,28	80,28
<i>Sagitta sp.</i>	1,49	5,37	0,91	9,61	89,89
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	1,11	2,81	0,61	5,02	94,91

2.2.2. Especies tipificadoras

En la Tabla 2, se muestran los resultados del análisis de SIMPER para la comunidad de mesoplancton. Este análisis se utiliza para identificar aquellas especies más características de cada estación de muestreo, también llamadas tipificadoras.

*Podemos identificar como especie típica de todos los ambientes al copépodo *Acartia tonsa*. En la estación 5, además se considera como especies tipificadoras al copépodo *Calanipeda aquaedulcis*, mientras que en la estación 25, también pueden considerarse como especies típicas al quetognato *Sagitta sp.* y al copépodo *Pseudodiaptomus marinus* (Fig. 19).*

Centrándonos ahora en las especies con mayor importancia dentro de la comunidad del estuario, se han realizado gráficos de las tendencias temporales de las poblaciones de *Acartia tonsa*, *Calanipeda aquaedulcis*, *Sagitta sp.* y *Pseudodiaptomus marinus*.

El copépodo predominante en todo el estuario, *Acartia tonsa*, muestra una dinámica poblacional caracterizada por un fuerte aumento de la densidad de individuos durante el verano en todas las estaciones de muestreo (Fig. 20), especialmente en los meses de julio y agosto de cada año, alcanzando los 43000 indv/m³ en la estación 15 en 2019. Su dinámica continúa con un descenso de la densidad durante el otoño que culmina en un aumento progresivo a finales del invierno. Aunque *A. tonsa*, haya sido identificada en análisis anteriores como

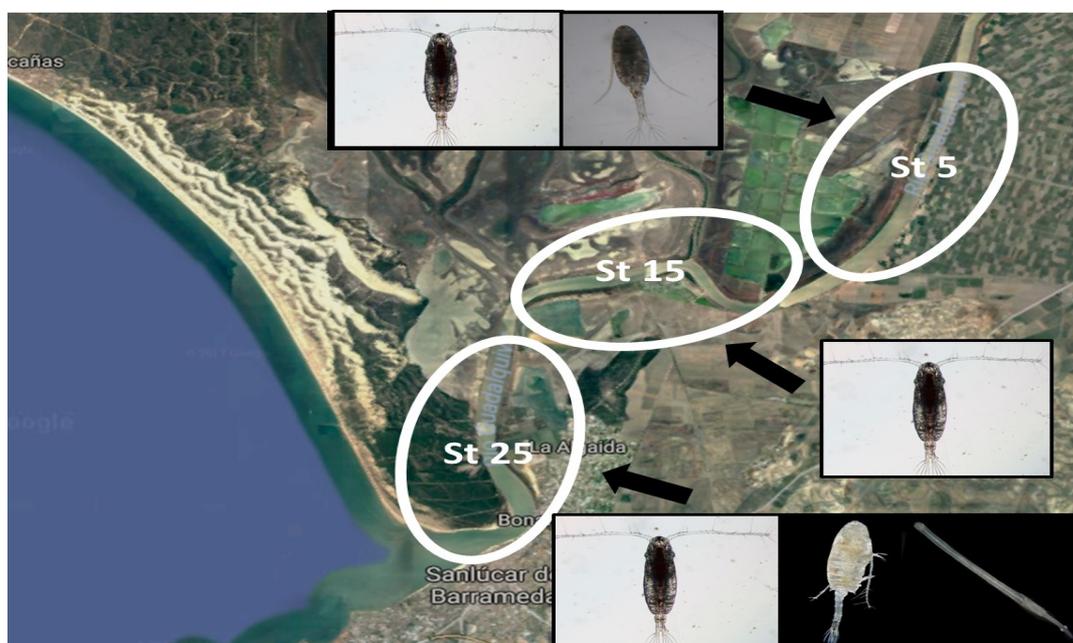


Figura 19. Representación de las especies tipificadoras en cada masa de agua para todo el periodo de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

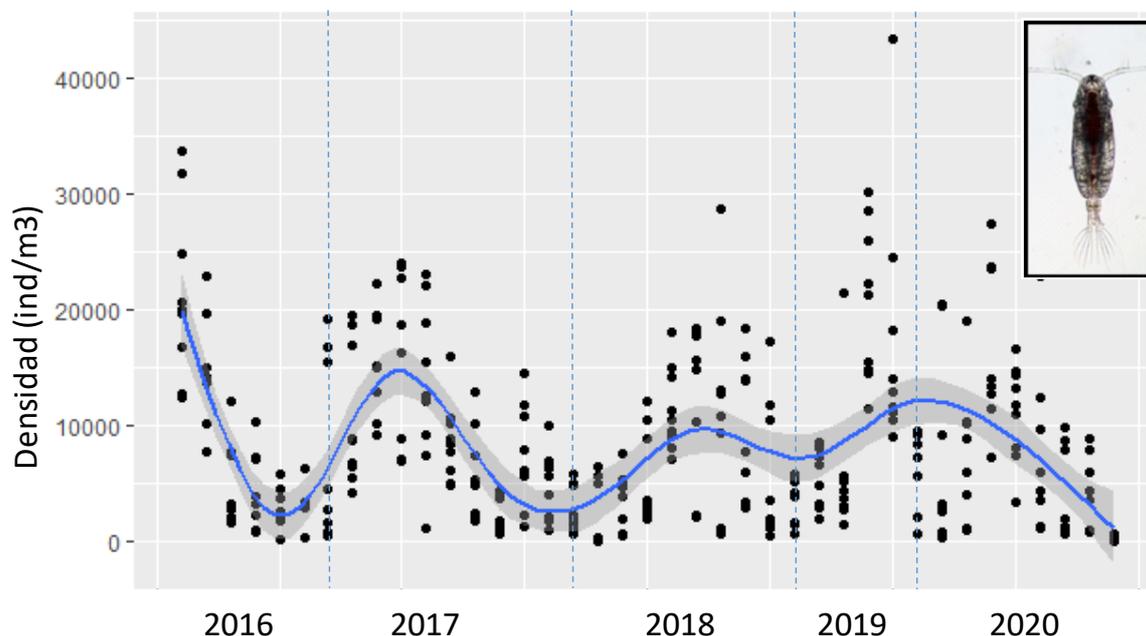


Figura 20. Dinámica temporal de las poblaciones de *A. tonsa* en todas las estaciones de muestreo para todo el periodo de estudio.

especie tipificadora de todas las estaciones de muestreo, es en la estación 15 donde se encuentran las mayores densidades de este copépodo. En cuanto a las variaciones interanuales, puede observarse que generalmente las densidades de la población de *A. tonsa* sigue una dinámica temporal similar para todo el periodo de estudio.

El seguimiento de las poblaciones de *A. tonsa* es especialmente relevante, además de ser la principal reserva de biomasa disponible para niveles tróficos superiores (larvas de peces) en el estuario, es una especie exótica, introducida en Europa en la primera mitad del siglo XX, presumiblemente a través del agua de lastre de barcos procedentes de Norte América. El hecho de que *A. tonsa* tenga una distribución restringida a estuarios, puertos y ensenadas refuerza esta

hipótesis.

En la Península se conoce su presencia en los ríos Tajo y Mondego (Portugal) (Sobral, 1985; Azeiteiro, 2005). Parece ser que los principales factores que contribuyen a su exitosa colonización están relacionados con las actuaciones humanas y el aumento de la temperatura del océano. Además, trabajos previos determinan que la especie *A. tonsa* modifica el patrón estacional de la comunidad de copépodos y la distribución espacial de la especie nativa *A. clausi*. Estos cambios en la producción estacional del zooplancton podrían inducir un importante “efecto dominó” para todo el ecosistema (Werbrouck et al., 2016).

Además de *A. tonsa*, otra de las especies identificadas como tipificadoras en la

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

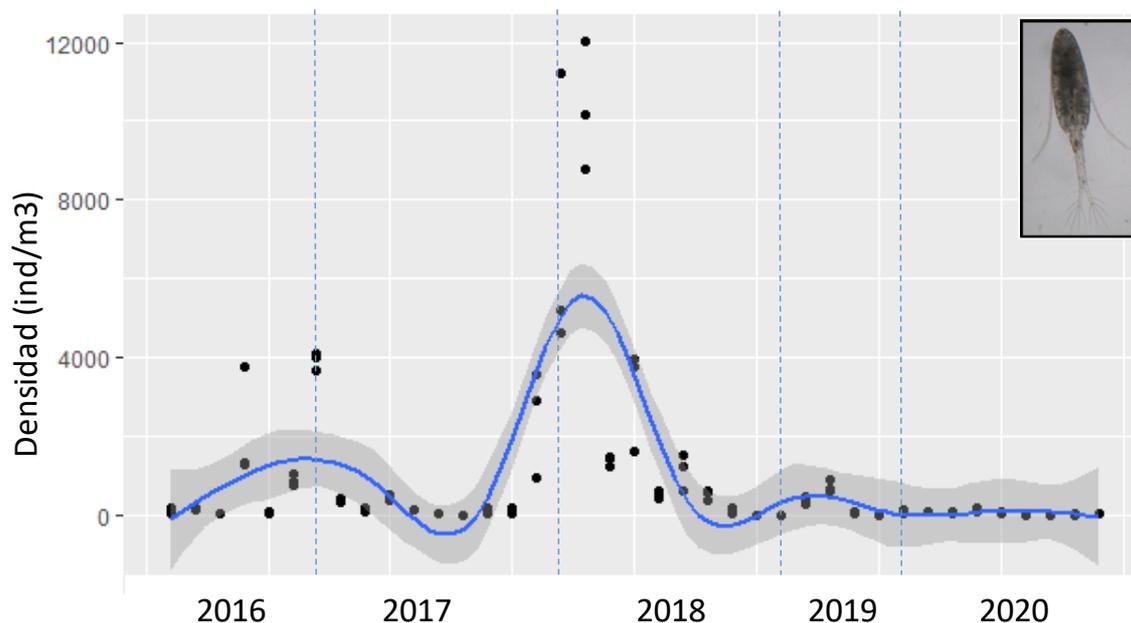


Figura 21. Dinámica temporal de las poblaciones de *C. aquaedulcis* en la estación 5 para todo el periodo de estudio.

estación 5 es el copépodo *Calanipeda aquaedulcis*. Su dinámica poblacional se muestra en la Figura 21, donde pueden observarse picos de densidad a finales de otoño y durante el invierno, especialmente en Enero de 2018, donde se alcanzaron los 12000 indv/m³. Este pico observado coincide con un descenso de las poblaciones de *A. tonsa*, por lo que podría ser un indicador de posible competencia interespecífica. *C. aquaedulcis* podría ser especialmente relevante en cuanto a principal fuente de alimento para niveles tróficos superiores, en las zonas menos salinas del estuario.

El copépodo *Pseudodiaptomus marinus*, es otra de las especies tipificadoras identificadas en la estación 25. Como puede observarse en la Figura 22 su presencia en el estuario es irregular, con una distribución “a

parches”. Las mayores densidades de esta especie se alcanzan en otoño, especialmente en Septiembre, con densidades que alcanzan los 250 indv/m³ en el primer año y 450 indv/m³ en el segundo. A partir de ahí, se produce un brusco descenso de individuos, hasta llegar a desaparecer por completo durante la primavera y el invierno. En 2019 y 2020, las densidades de esta especie han sido muy bajas en comparación con años anteriores. *P. marinus* se ha observado en una amplia gama de temperaturas de aguas superficiales (11.8–27.0 °C) y salinidades (11.3–34.8), pero su presencia en el estuario parece estar relacionada principalmente con la intrusión de aguas marinas.

Esta especie fue citada por primera vez en el Estuario del Guadalquivir gracias a la realización de esta serie de trabajos de

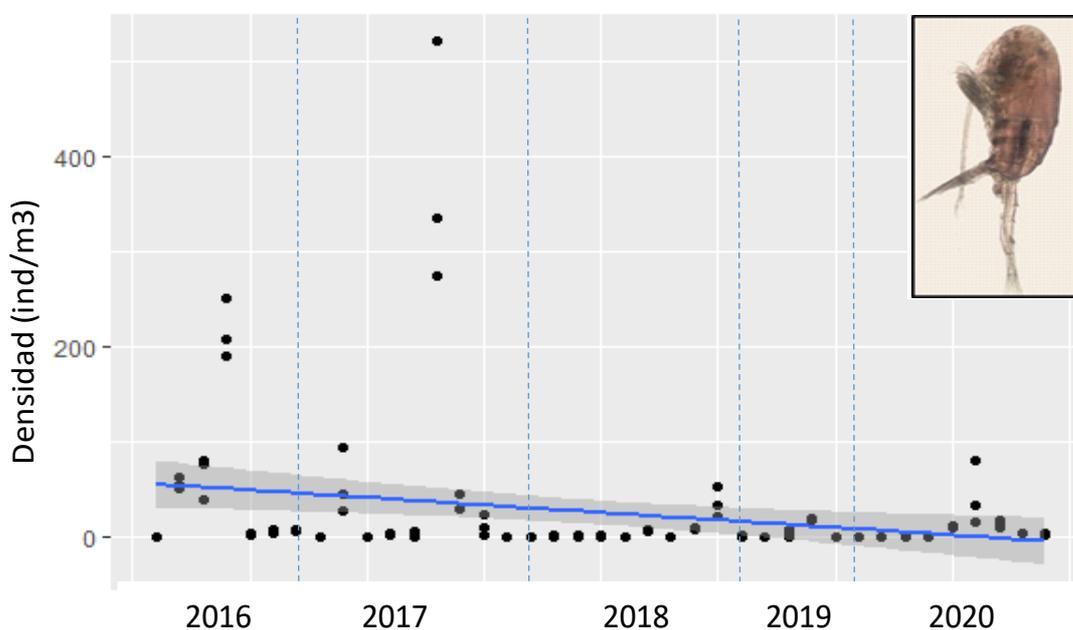


Figura 22. Dinámica temporal de las poblaciones de *P. marinus* en la estación 25 para todo el periodo de estudio.

monitorización. El primer registro de *P. marinus* en la península fue en el Golfo de Vizcaya en 2010. Su seguimiento es especialmente relevante puesto que se trata de una especie no indígena cuyos específicos rasgos biológicos y de comportamiento la hacen una especie de particular interés para la investigación ecológica y aplicada. De hecho, desde 2007 este copépodo ha sido registrado en numerosas áreas europeas, extendiéndose a un ritmo inesperadamente rápido en un corto lapso de tiempo. Desde 2018 existe un grupo de trabajo formado por 29 científicos de nueve países europeos llamado EUROBUS (Observatorio Europeo del cópodo no indígena *Pseudodiaptomus marinus*), cuyo objetivo es crear una red europea de instituciones e investigadores que trabajen en los diversos aspectos de la biología y ecología de *P. marinus*, actualizar

su mapa de distribución en aguas europeas, así como identificar líneas prioritarias de investigación y posibles iniciativas conjuntas.

En cuanto al quetognato *Sagitta sp.*, igualmente se revela como una especie tipificadora de la estación 25. Su dinámica poblacional se representa en la Figura 23. Se observa que su presencia en el estuario es irregular, con una distribución “a parches”, caracterizada por presentar las mayores densidades en verano, seguido de un paulatino descenso durante el otoño y el invierno. Especialmente notable es el incremento observado en el mes de Junio de 2017, donde se alcanzan los 250 indv/m³. Su presencia en el estuario parece estar relacionada principalmente con la intrusión de aguas marinas.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

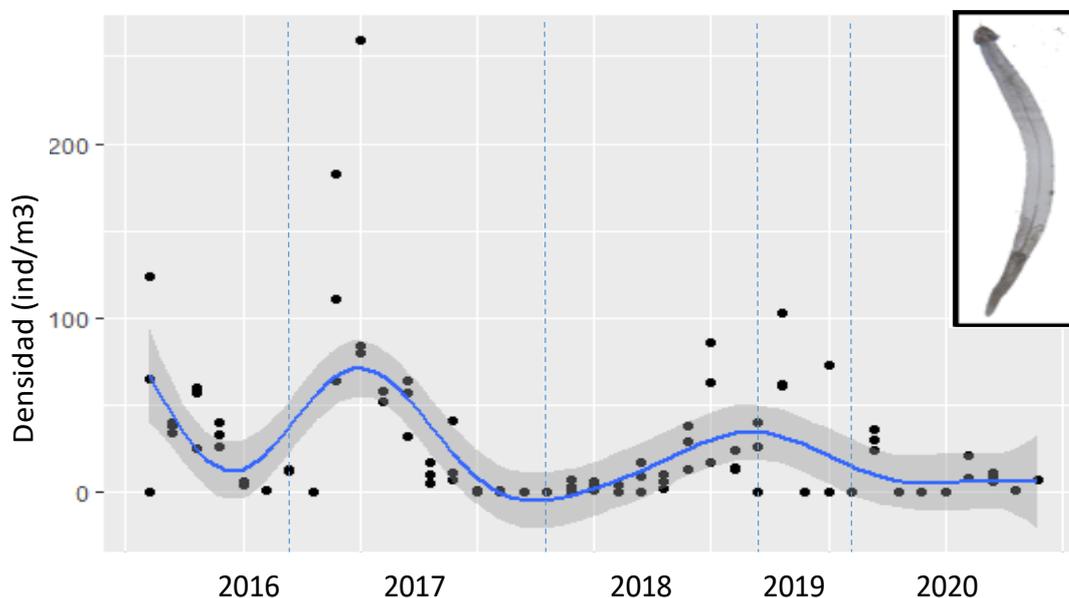


Figura 23. Dinámica temporal de las poblaciones de *Sagitta* sp. en la estación 25 para todo el periodo de estudio.

2.3. DESCRIPCIÓN AMBIENTAL DEL ÁREA DE ESTUDIO

2.3.1. Dinámica temporal de las variables ambientales

A continuación, se muestran los resultados de las variables ambientales medidas a través de la sonda multiparamétrica (Turbidez, pH, Oxígeno disuelto y Temperatura) en las diferentes masas de agua. También se representan variables climáticas como la precipitación mensual y el volumen de agua desembalsado desde la presa de Alcalá del Río. Se muestran tanto los promedios anuales para cada masa de agua, como sus patrones mensuales. Para las variables medidas con la

sonda multiparamétrica, los valores presentados son los valores medios obtenidos al integrar toda la columna de agua.

Los valores promedio de Turbidez son más elevados en la zona menos salina, típicamente, en esta área intermedia del estuario se genera una zona característicamente más turbia, llamada Zona de Máxima Turbidez Estuarina (ETM).

Así, en la estación 5 (Fig. 24), el valor promedio es de 950 NTU con un máximo de 5000 NTU. En la estación 15, estos valores oscilan de 574 NTU (promedio) a 5000 NTU (máximo) y en la estación 25, de 200 NTU de promedio a 4800 NTU de máximo. Mensualmente (Fig. 25) se aprecia que la estación 5 presenta siempre mayores valores de turbidez, seguida de la estación 15 y 25. También se observa una tendencia estable de los valores en todas las estaciones de muestreo, con un aumento progresivo de la variable a finales de Otoño e Invierno. Destaca el pico de Turbidez observado en el mes de Marzo de 2018, donde se alcanzaron los valores máximos en todas las estaciones y debido principalmente a las condiciones meteorológicas ocurridas en la época.

Los valores promedio del pH no muestran diferencias entre las masas de agua, observándose valores en torno a 8 para todo el periodo de estudio,

aunque si pueden observarse algunas variaciones temporales (Fig. 26). Durante el invierno y otoño los valores son más bajos, mientras que en primavera y verano pueden observarse valores ligeramente más elevados. La Figura 27 también muestra que mensualmente, es en la estación 5 donde se registran valores de pH ligeramente superiores en comparación con las demás estaciones. Estas variaciones están directamente relacionadas con la temperatura. Generalmente un aumento de la temperatura del agua lleva asociado una disminución del pH. Y como también puede

observarse en la Figura 28 es en la estación 5 donde se registran valores un poco más elevados de temperatura. En relación a esta variable, las temperaturas se mantienen en el rango típico de la zona climática, con valores en la época estival que alcanzan los 28°C e inviernos con mínimas de 11°C (Fig. 29). De manera general, para todo el periodo de estudio, la temperatura promedio del agua se mantuvo en 21°C (Fig. 28).

Los promedios anuales para cada estación de muestreo y las variaciones mensuales de la variable ambiental oxígeno disuelto se muestran en las Figuras 30 y 31, respectivamente.

Los valores promedio de oxígeno disuelto para todo el periodo de estudio muestran que no existen diferencias en el contenido de oxígeno entre las estaciones de muestreo, con valores en torno a 7 mg/l.

En cuanto a los patrones mensuales, pueden observarse ciertas variaciones, con un aumento progresivo del contenido de oxígeno durante el invierno, alcanzándose los valores más elevados en los meses de Enero y Febrero, seguido de una disminución del oxígeno en primavera y verano, variaciones posiblemente atribuibles a las variables meteorológicas, especialmente a la temperatura.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

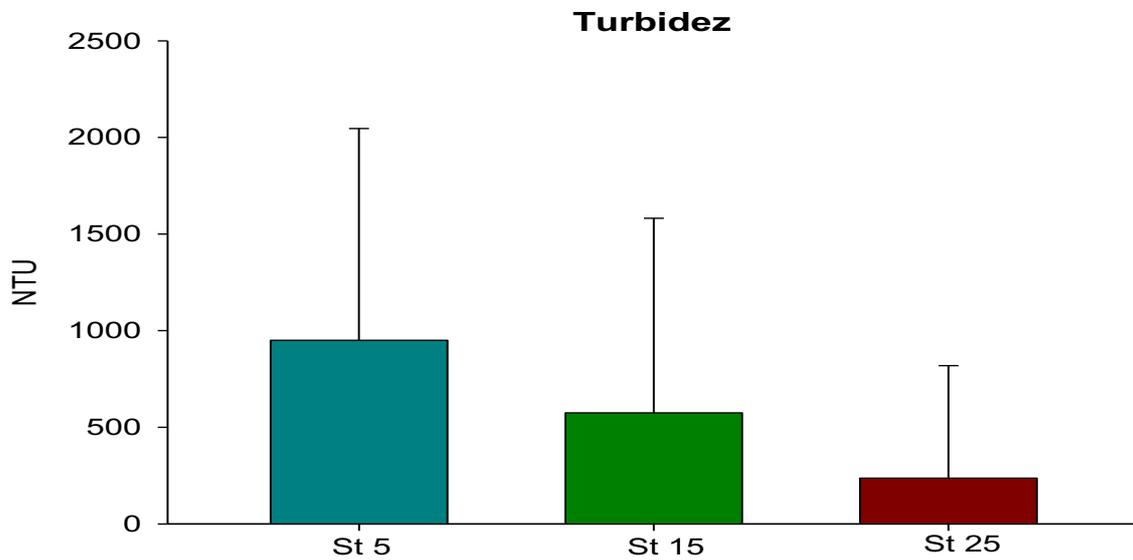


Figura 24. Promedios anuales (media \pm SD) de la variable Turbidez (NTU) en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

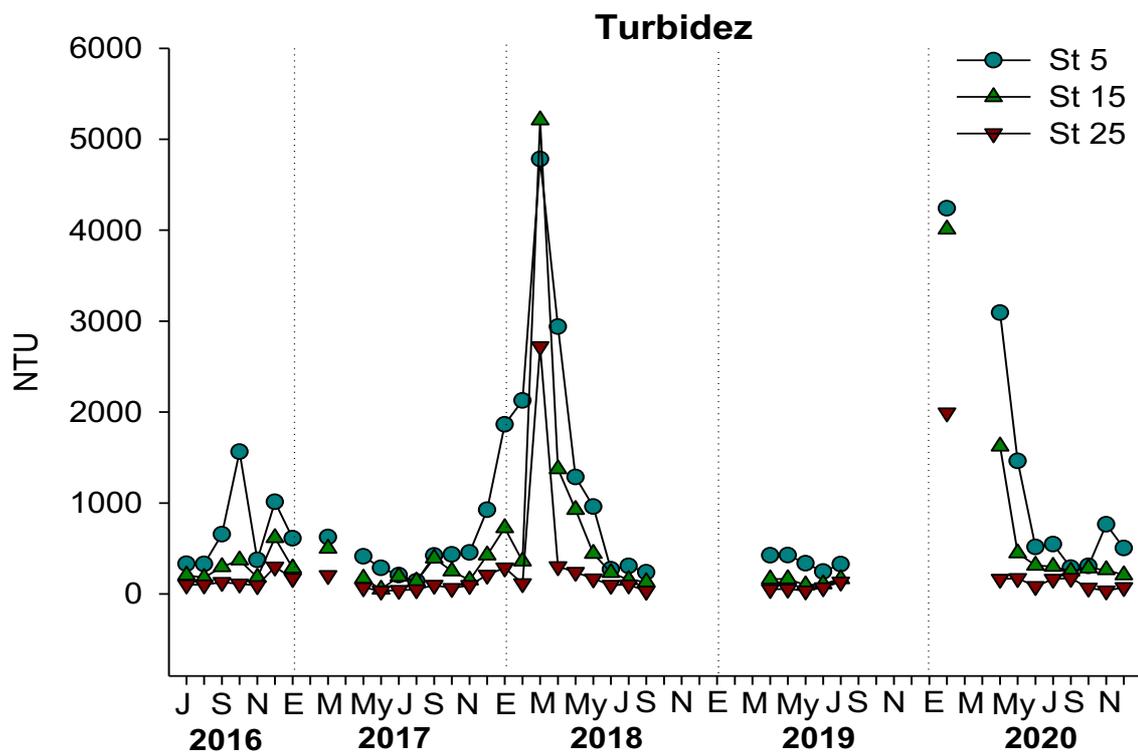


Figura 25. Valores mensuales de la variable Turbidez (NTU) en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

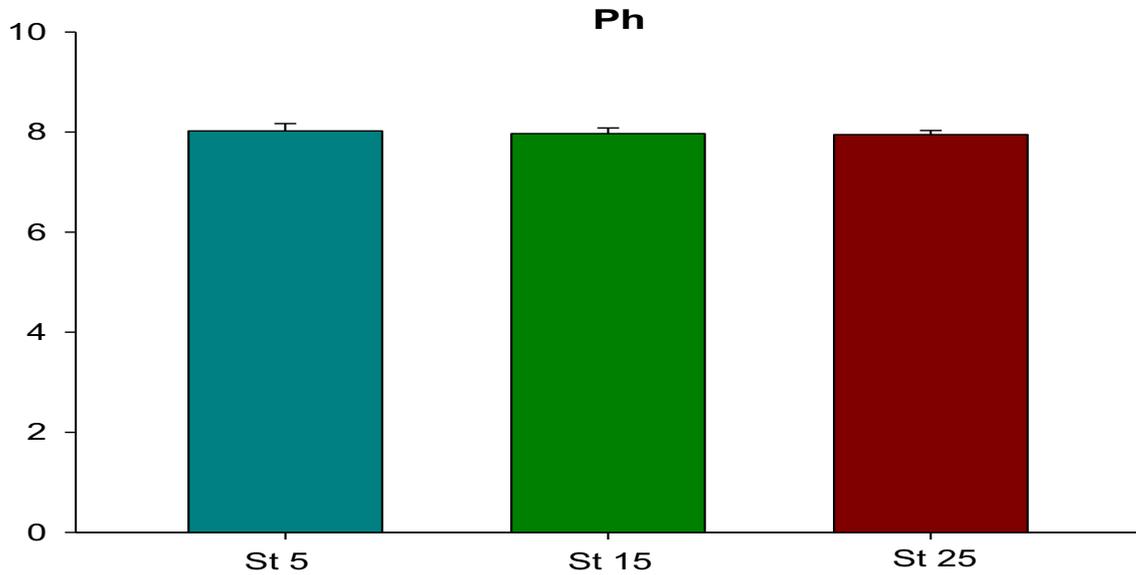


Figura 26. Promedios anuales (media \pm SD) de la variable Ph en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

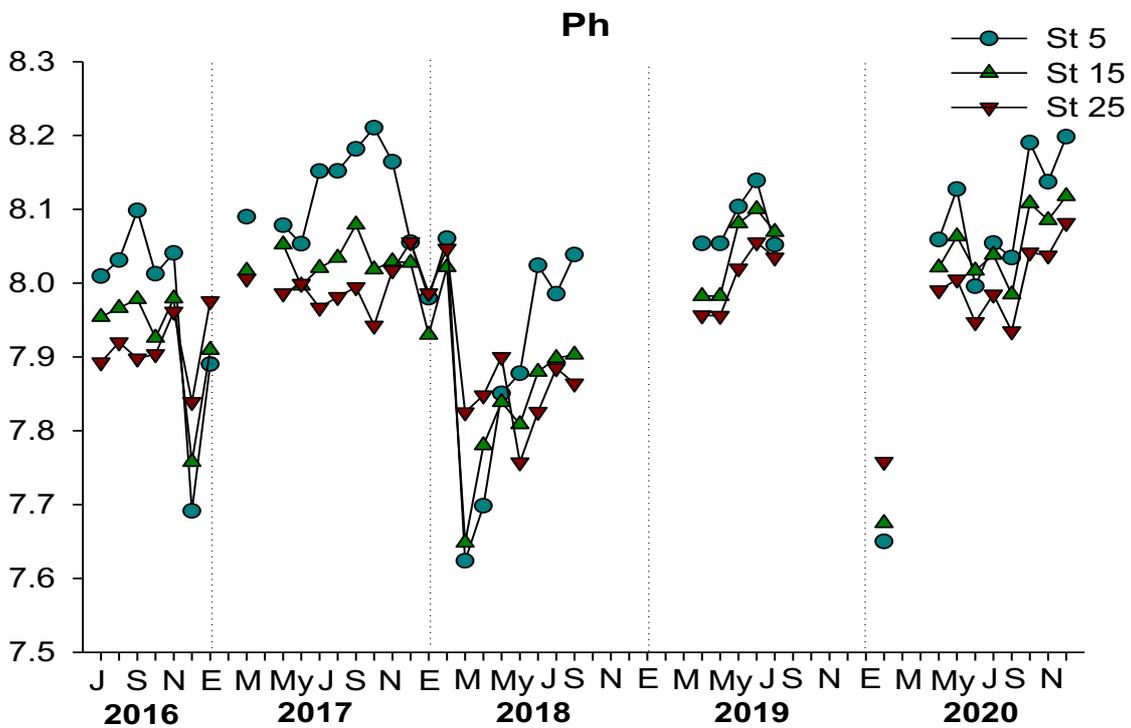


Figura 27. Valores mensuales de la variable pH en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

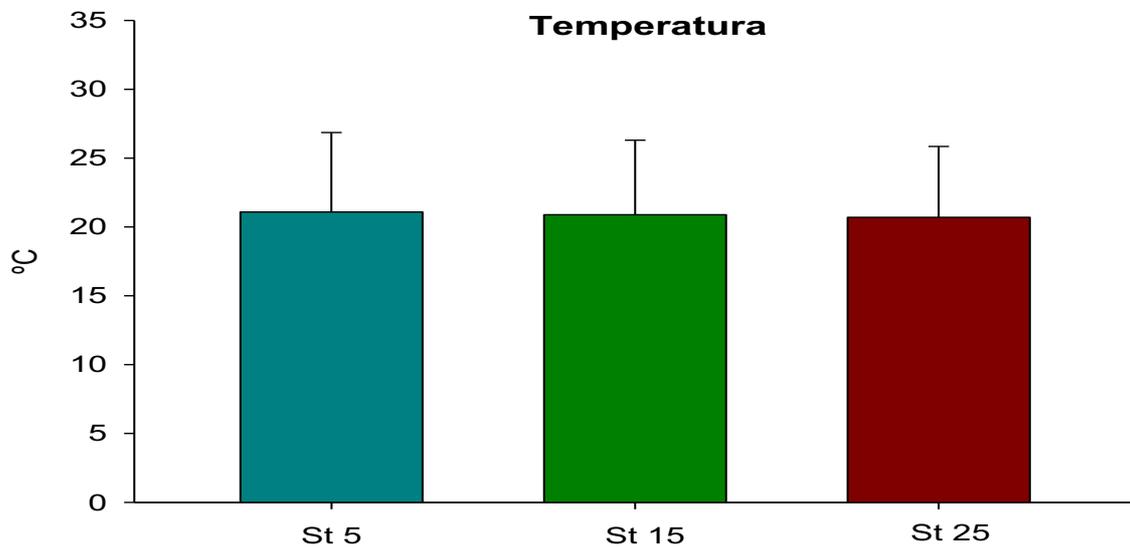


Figura 28. Promedios anuales (media \pm SD) de la variable Temperatura en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

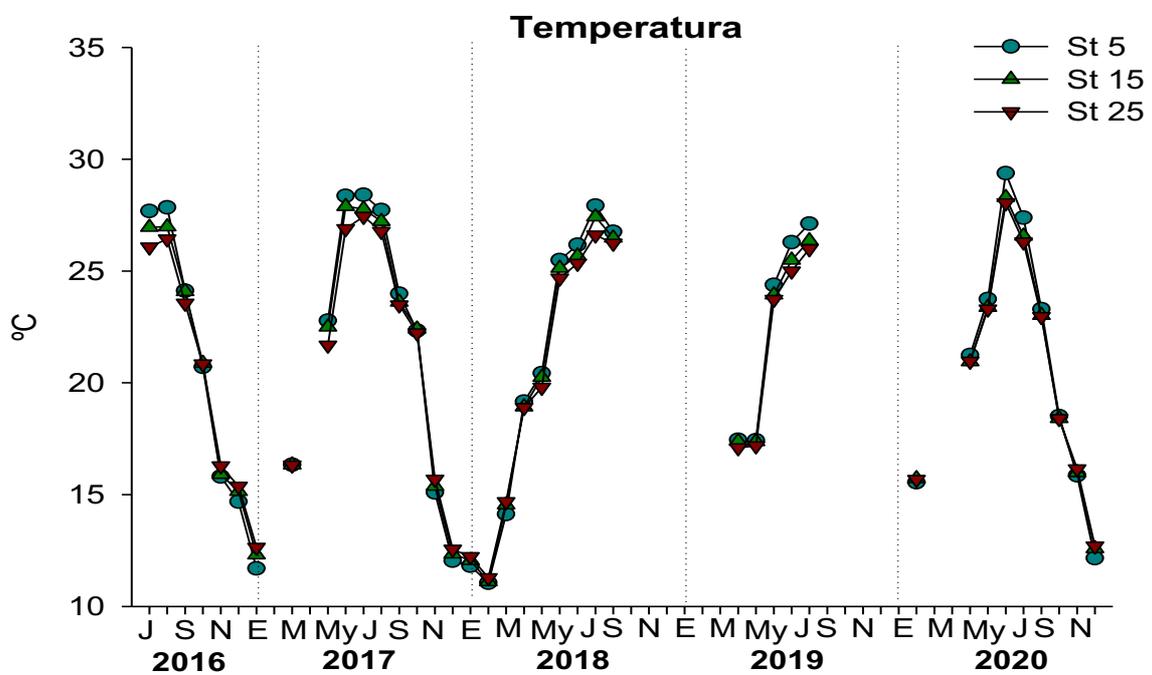


Figura 29. Valores mensuales de la variable Temperatura en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

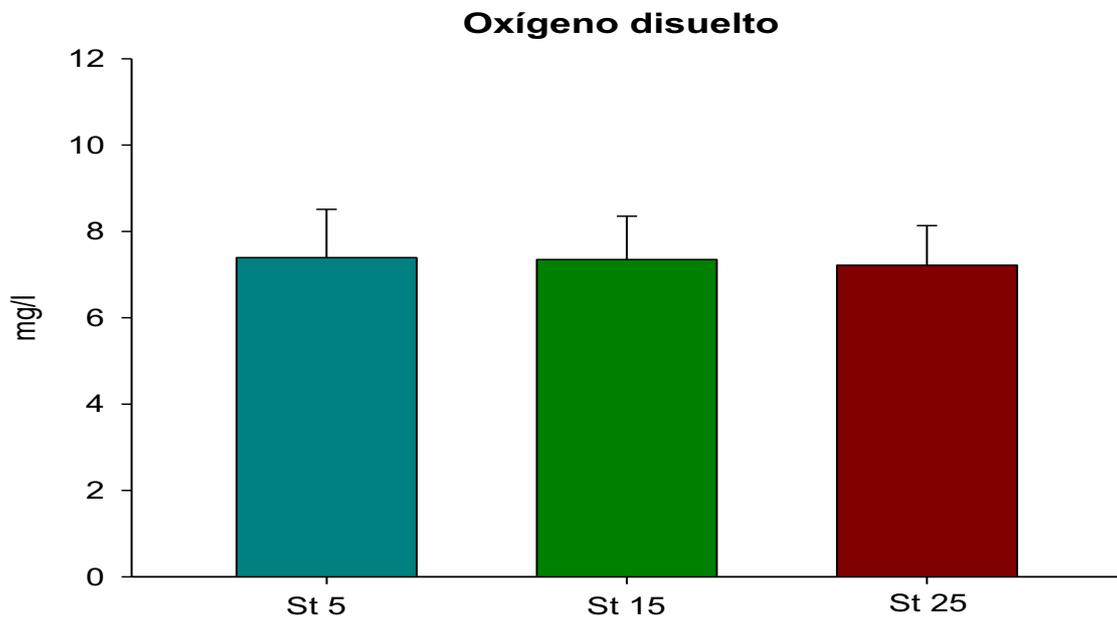


Figura 30. Promedios anuales (media \pm SD) de la variable Oxígeno disuelto (mg/L) en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

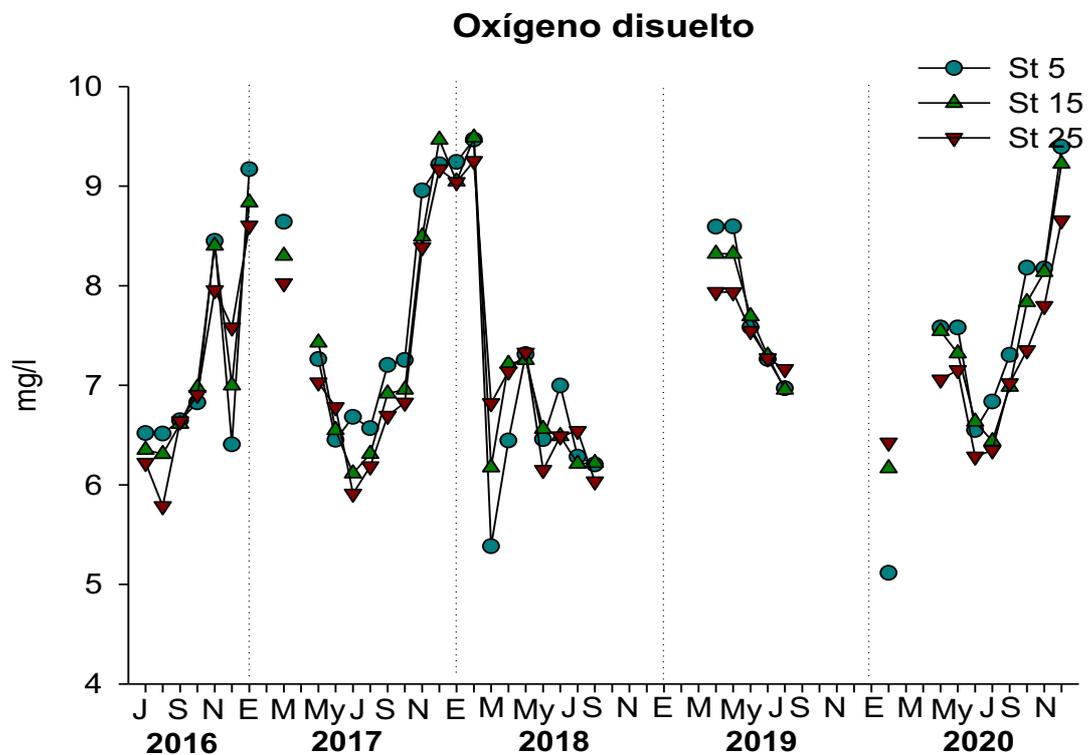


Figura 31. Valores mensuales de la variable Oxígeno disuelto en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

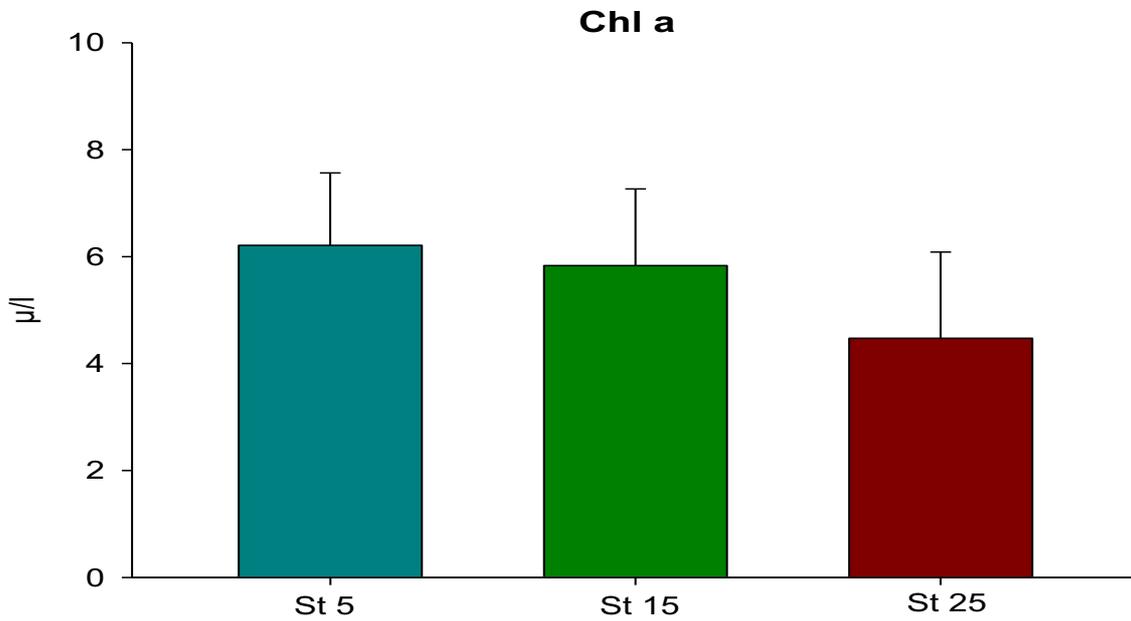


Figura 32. Promedios anuales (media \pm SD) de la variable Clorofila a (mg/L) en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

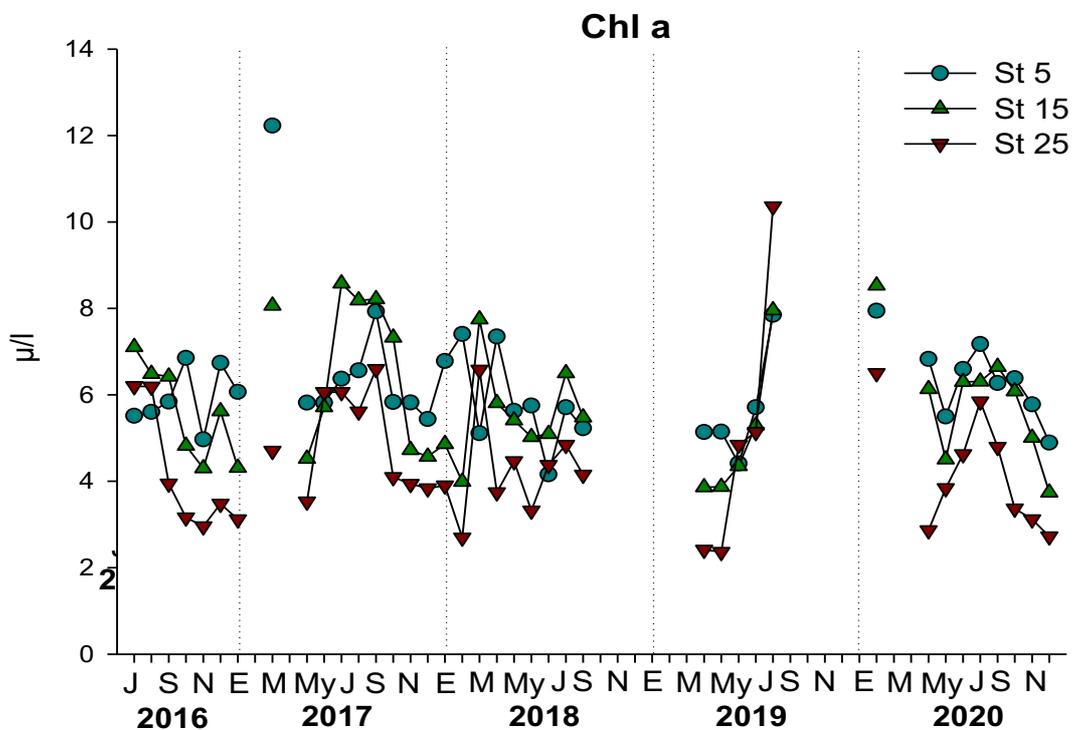


Figura 33. Valores mensuales de la variable Clorofila a en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

En las Figuras 32 y 33 se representan los valores promedios y variabilidad mensual de la variable clorofila a, como indicativo de la producción primaria potencial. Como puede observarse, es la estación 5 la que generalmente presenta los mayores valores de concentración de clorofila, seguidas de las estaciones 15 y 25. Mensualmente se puede observar tendencias de aumento en los meses de primavera y verano, y cierto descenso en las estaciones invernales.

En algunos casos se han observado valores elevados de concentración de oxígeno en las capas superficiales de las masas de agua de 15 y 5 PSU, junto con valores bajos de pH y valores elevados de clorofila en capas más profundas, indicativo de actividad fotosintética.

Estas masas de agua son las que presentan mayor turbidez, lo que constituye un dato notable. En estuarios con condiciones comparables (p.ej. Gironde, Irigoien y Castel, 1997) también se han encontrado valores elevados de clorofila en zonas de elevada turbidez, lo que se ha relacionado con la actividad del microfitorobentos. Los valores de clorofila y otras variables asociadas están siendo todavía analizados, pero esta información indica que podría ser importante monitorizar el papel del microfitorobentos en el Guadalquivir.

Entrando en las variables meteo-climáticas, en las Figuras 34 y 35 se han representado el volumen de agua desembalsado desde la presa de Alcalá del Río y las variaciones mensuales de las precipitaciones. En cuanto a los patrones de precipitaciones pueden observarse picos de lluvias coincidentes con

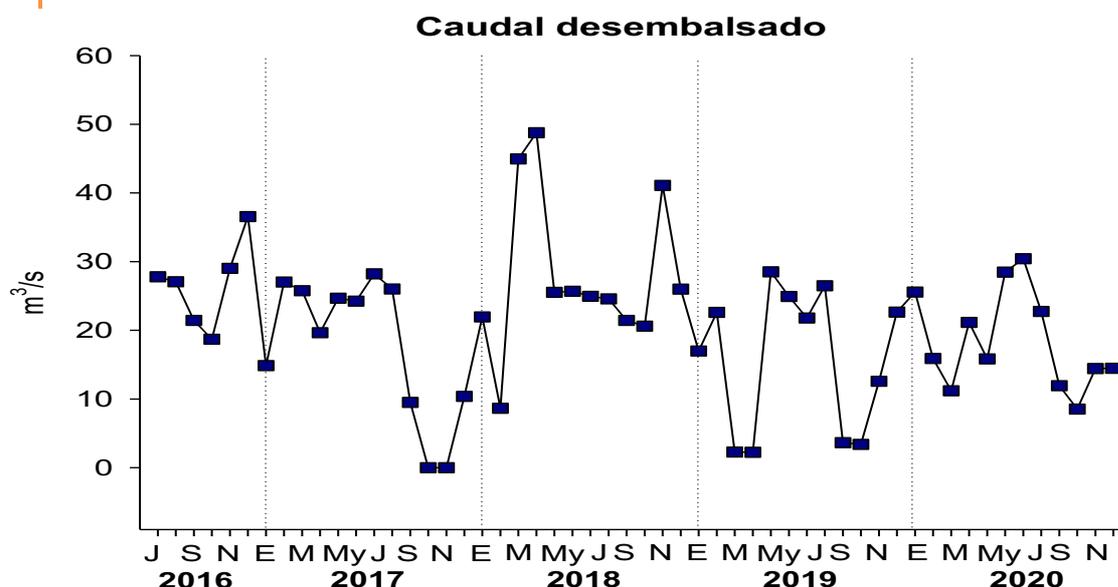


Figura 34. Variaciones mensuales del volumen de agua dulce desembalsado (m^3/s) por la presa de Alcalá del Río durante todo el periodo de muestreo. Fuente: SAIH, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

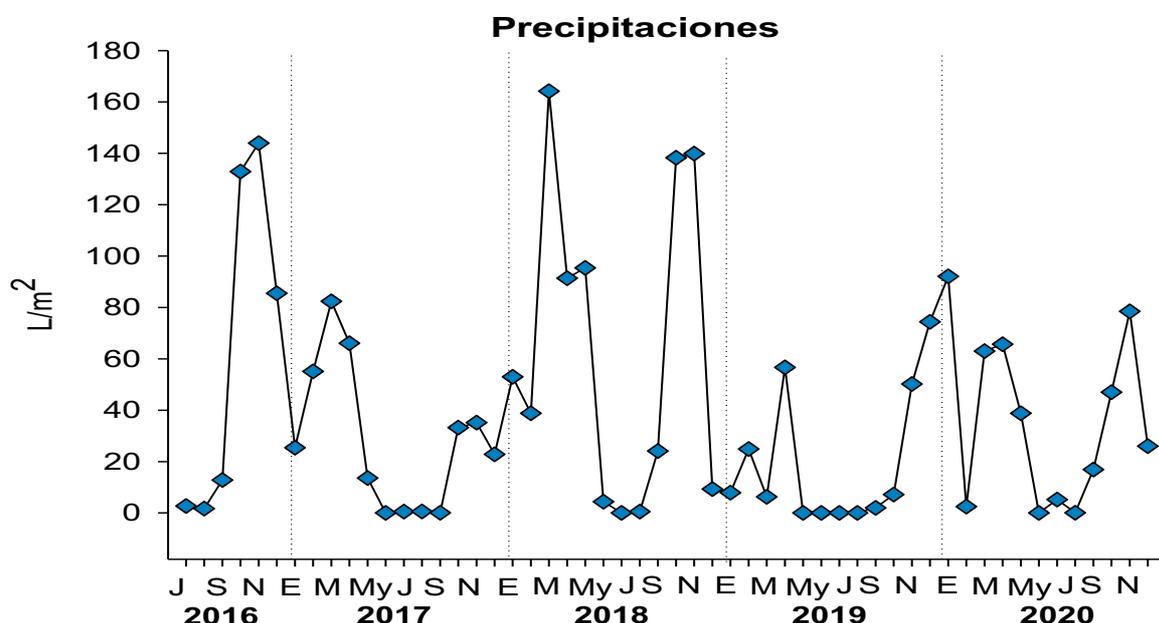


Figura 35. Variaciones mensuales de las precipitaciones (l/m^3) por la presa de Alcalá del Río durante todo el periodo de muestreo. Fuente: SAIH, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

el otoño y la primavera, especialmente en el mes de Marzo de 2018, donde se alcanzaron los mayores valores de todo el periodo de estudio, cercanos a los 170 l/m^3 . Los máximos valores de caudal desembalsado generalmente coinciden con los picos de lluvia descritos, alcanzándose los máximos en Marzo y Abril de 2018 con un desembalse aproximado unos $50 \text{ m}^3/\text{s}$.

2.3.2. Caracterización ambiental de las estaciones de muestreo

Para caracterizar ambientalmente cada estación de muestreo, se ha realizado un análisis de componentes principales (PCA) (Fig. 36), que permite establecer qué variables ambientales marcan las posibles agrupaciones de datos, así como, determinar

cuales son las más explicativas. Para este análisis se han tenido en cuenta las siguientes variables ambientales: pH, Turbidez, Clorofila a, Salinidad, Temperatura y Oxígeno disuelto.

En la Figura 36 podemos observar el resultado del análisis PCA donde se muestra la distribución de las estaciones de muestreo según las variables ambientales. Se representan únicamente los ejes PC1 y PC2, ya que entre ambos son capaces de explicar un 67% de la variabilidad de los datos, lo cual resulta significativo.

El eje 1 (PC1) viene determinado por las variables Turbidez, Salinidad y concentración de clorofila a. Centrándonos en este eje, es posible establecer tres agrupaciones claras en función de las estaciones de muestreo. Esto quiere decir que aquellos puntos que se localizan más hacia la derecha del gráfico

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

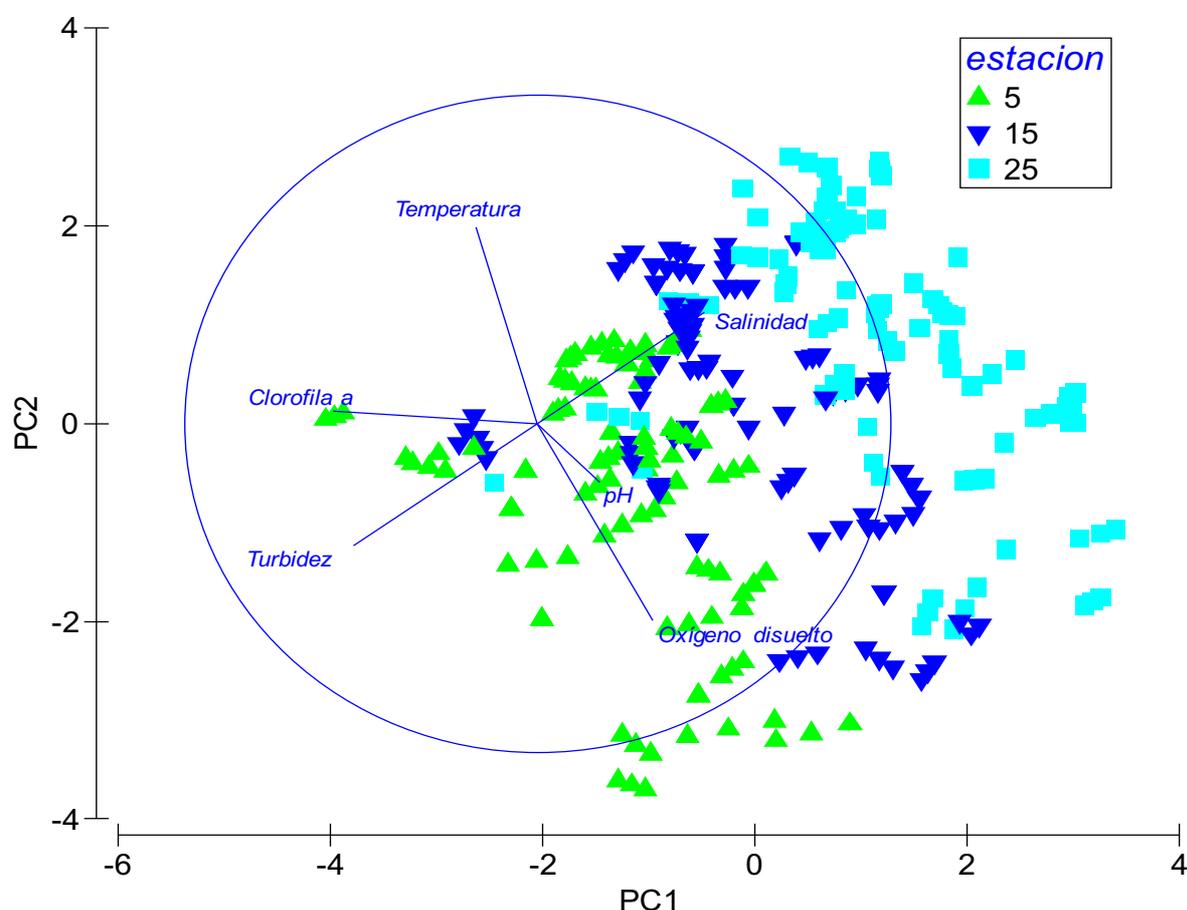


Figura 36. Resultado del análisis de componentes principales (PCA).

(especialmente los correspondientes a la estación 25), se caracterizan por presentar una mayor salinidad, menor turbidez y menor contenido en clorofila a.

De este modo, la estación 5 representada por triángulos verdes, localizada según el eje 1 hacia la izquierda del gráfico, se caracteriza por presentar menor salinidad, mayor turbidez y contenido en clorofila a, mientras que la estación 15 (triángulos invertidos azules) muestra características ambientales intermedias entre las dos estaciones anteriores.

El eje 2 (PC2) viene determinado por las variables oxígeno disuelto, pH y temperatura, aunque la variable pH no muestra una significación muy elevada en el análisis (puede observarse con la longitud de la línea correspondiente a esa variable en el gráfico, siendo mucho menos extensa que las otras). Centrándonos en este eje podemos observar que los puntos situados hacia arriba del eje se caracterizan por presentar menor contenido en oxígeno disuelto, mayor temperatura, y valores de pH ligeramente menores. De igual modo, los puntos localizados hacia abajo del eje 1 estarían caracterizados por un mayor

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

contenido en oxígeno, menor temperatura y valores de pH ligeramente más elevados. Centrándonos en este eje, no se observan agrupaciones por estación de muestreo claras, teniendo más que ver con variaciones temporales debido a las condiciones meteorológicas.

2.3.3. Relación entre variables ambientales y biológicas

Por último, se ha realizado un análisis BioEnv, cuyo objetivo es realizar correlaciones entre las variables ambientales y la comunidad biológica y así poder identificar que variables ambientales son capaces de explicar en

mayor medida la distribución y estructura de la comunidad de zooplancton en el río.

El resultado (Tabla 3) muestra que, con un coeficiente de correlación cercano a 0.40,

aquellas variables ambientales que mejor explican la comunidad zooplanctónica son: Salinidad, Turbidez y Temperatura, lo que muestra la relación de dependencia entre el zooplancton y las variables ambientales.

También se han realizado correlaciones de Pearson entre la variable densidad de organismos y las variables ambientales para todo el periodo de estudio, con el objetivo de

Tabla 3. Resultados del análisis BioEnv

Nº de variables	Correlación	Variables
3	0.437	Clorofila a, Salinidad, Temperatura
4	0.431	Clorofila a, Salinidad, Temperatura y Turbidez

Tabla 4. Resultados de correlaciones de Pearson entre variables ambientales y la densidad de organismos. ** Correlación con significación <0.01. * Correlación con significación <0.05.

Variable ambiental	Densidad
Precipitaciones	-0.322**
Oxígeno Disuelto	-0.238**
Clorofila a	0.300**
Salinidad	0.122**
Temperatura	0.445**
Turbidez	-0.160**

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

determinar que variables ambientales son más influyentes en la variación temporal de la densidad de zooplancton del estuario (Tabla 4).

Como puede observarse en la Tabla 4, existen correlaciones significativas entre la densidad de zooplancton, y las variables ambientales y climáticas consideradas. Para las variables Precipitaciones, Oxígeno disuelto y Turbidez la relación con la densidad es inversamente proporcional, es decir, a mayor valor de esas variables menores densidades de mesozooplancton mientras que con las variables Clorofila a, Salinidad y Temperatura, la relación es directamente proporcional, lo que quiere decir que, a mayores valores de las citadas variables, mayores valores de densidad de organismos.

A continuación, se representan aquellas variables cuyo coeficiente de correlación con la densidad de organismos es más elevado (Precipitaciones, Clorofila a, Temperatura). En las Figuras 37 y 38 se observa que los periodos en los que las precipitaciones son menores y la temperatura más elevada, la densidad de organismos es mayor, esto ocurre a finales de primavera y en verano

(Mayo-Julio), mientras que por el contrario, los periodos caracterizados con mayores precipitaciones y menor temperatura, la densidad de individuos disminuye. Las densidades de organismos zooplanctónicos están también relacionados con el contenido de Clorofila a, siendo parte esencial de su alimento. Como puede observarse en la Figura 39, en aquellos meses donde el contenido en clorofila a es mayor (primavera), la densidad de zooplancton también es más elevada.

La variable Turbidez no presenta un coeficiente de correlación con respecto a la densidad de individuos muy elevado (aunque el análisis es significativo) pero también se ha representado (Fig. 40) dada la importancia que tiene esta variable dentro del estuario. Como puede observarse, generalmente a menores periodos de turbidez están relacionados con mayores densidades de organismos, especialmente en primavera-verano, donde los valores de Turbidez son mínimos y la densidad de individuos presenta sus mayores valores.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

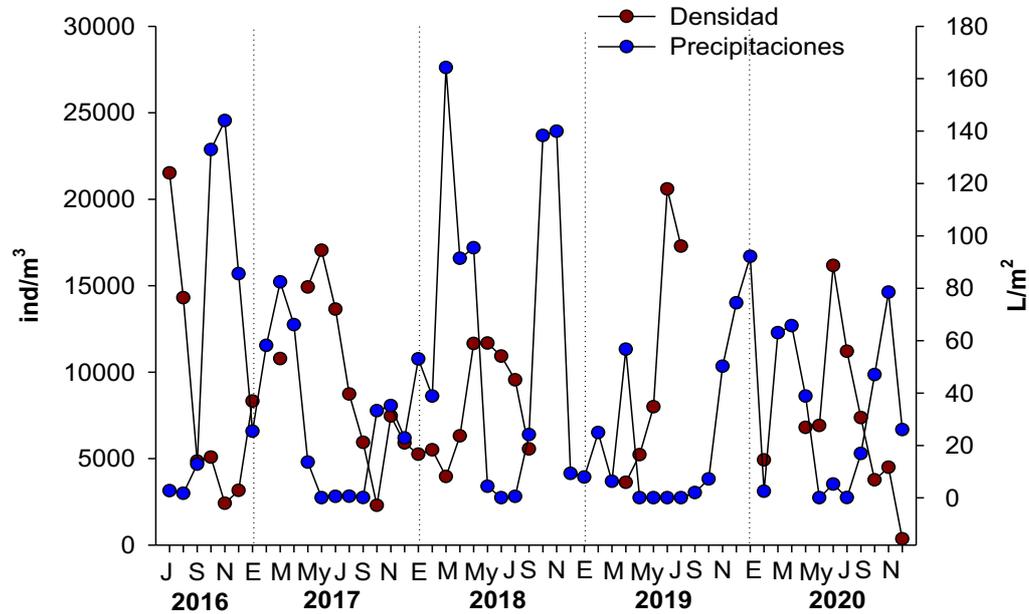


Figura 37. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m^3 ; eje izquierdo) y de las precipitaciones (L/m^2 ; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

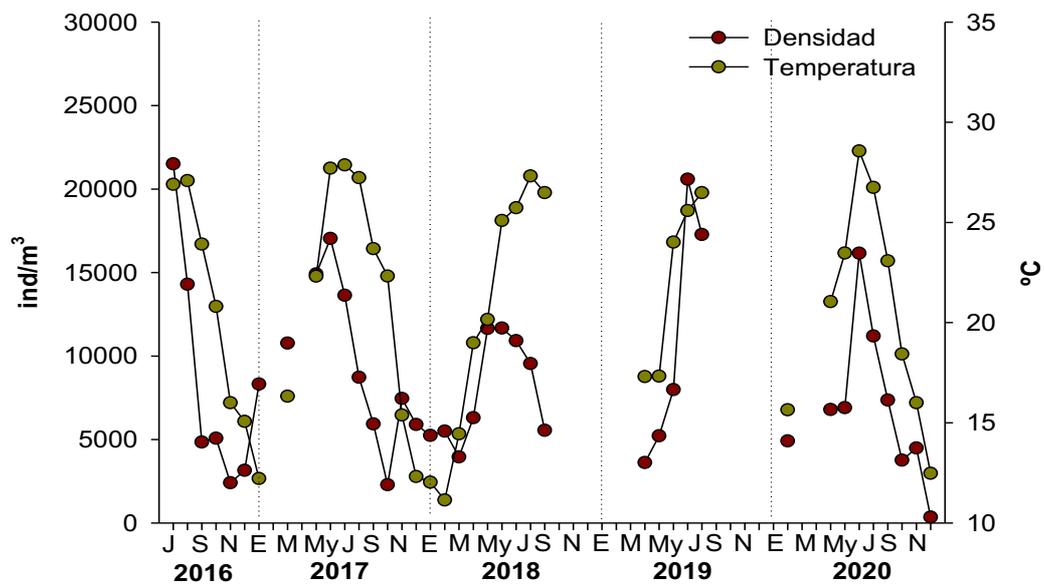


Figura 38. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m^3 ; eje izquierdo) y de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

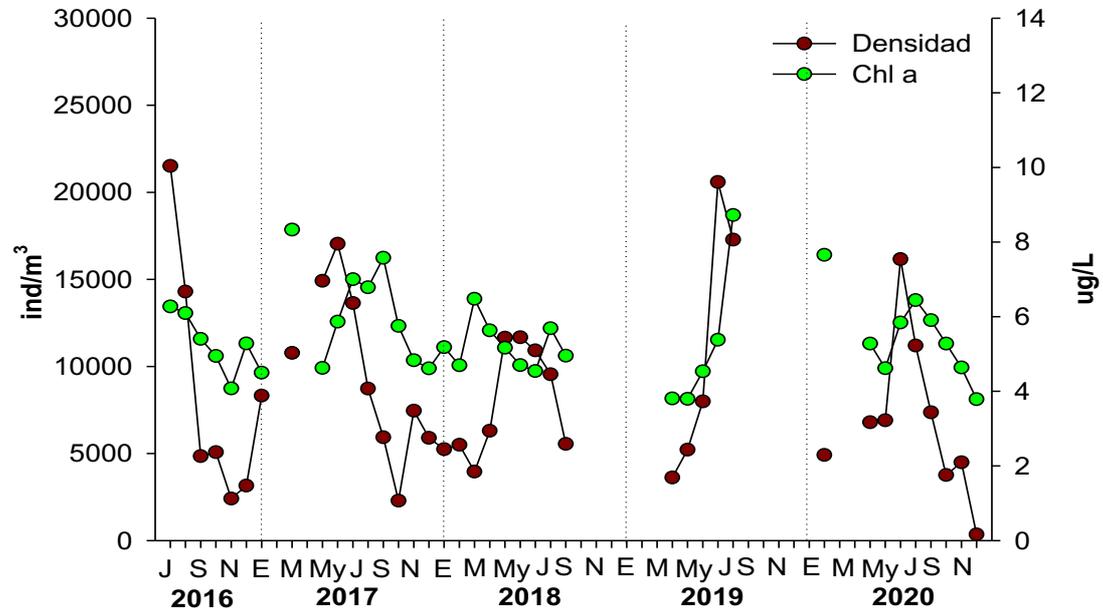


Figura 39. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m^3 ; eje izquierdo) y el contenido en clorofila a ($\mu\text{g}/\text{L}$; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

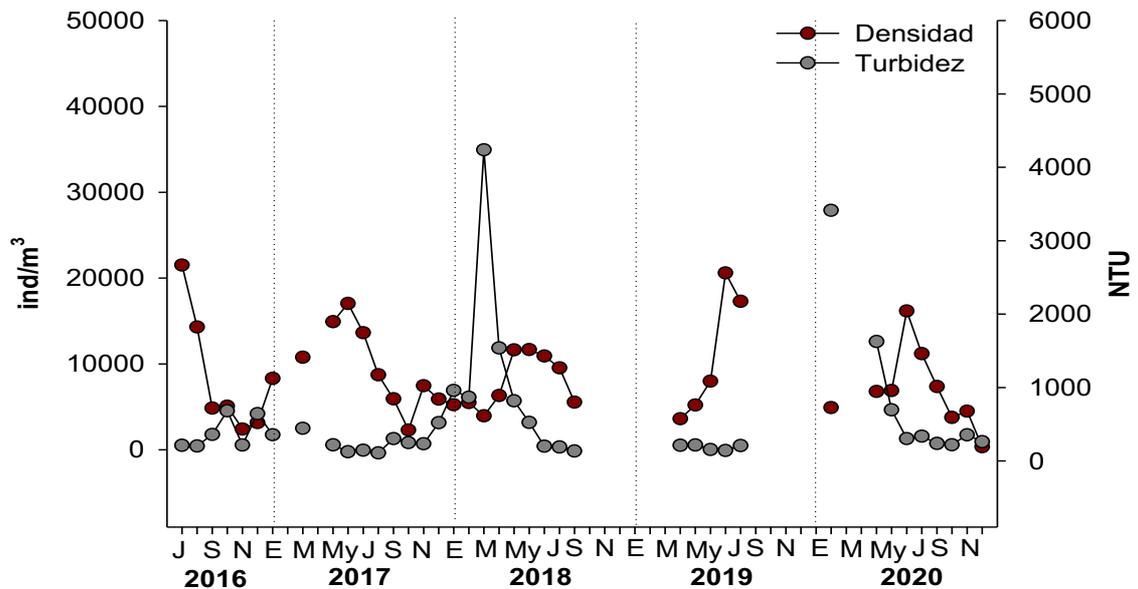


Figura 40. Variación mensual de la densidad de zooplancton (ind/m^3 ; eje izquierdo) y de la turbidez (NTU; eje derecho) durante todo el periodo de estudio.

2.4. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones obtenidas a partir del seguimiento espacio-temporal de la comunidad de zooplancton del estuario del Guadalquivir en el periodo 2016-2020 son las siguientes:

1. Generalmente, en un sistema estuarico las variables univariantes, como densidad, riqueza y diversidad de zooplancton tienden a ser más elevadas en las zonas más salinas del sistema. En el estuario del Guadalquivir, esta tendencia no es tan clara, ya que *la densidad de organismos es más elevada en la estación 15 y los valores de diversidad son más elevados en la zona menos salina (St 5)*. La riqueza de especies, sigue la tendencia esperada, con mayores valores en la estación 25.
2. *La densidad de zooplancton del estuario del Guadalquivir puede considerarse elevada en comparación con otros estuarios de la península*, con gradientes similares de salinidad, como es el caso del estuario del Guadiana, del Mira (Esteves et al., 2000) y del Mondego (Cotrim-Marques et al., 2006), estos dos últimos localizados en Portugal. La comparación de las densidades de zooplancton entre los estuarios puede verse en la siguiente tabla (se muestran los valores promedios y entre paréntesis los valores máximos).

	Guadalquivir	Guadiana	Mira	Mondego
St 25	7000 (20000) ind/m ³	300 (600) ind/m ³	650 (1100) ind/m ³	- (700) ind/m ³
St 15	12000 (30000) ind/m ³	< 50 (<50) ind/m ³	300 (600) ind/m ³	- (2500) ind/m ³
St 5	8500 (21000) ind/m ³	< 50 (<50) ind/m ³	< 50 (<50) ind/m ³	- (750) ind/m ³

3. La variabilidad mensual de la densidad de zooplancton sigue una tendencia interanual similar, especialmente en la estación 15 y 25, con máximos durante el verano. Por su parte, la estación 5 presenta una tendencia interanual más variable.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

4. La estructura de la comunidad zooplanctónica difiere entre las estaciones de muestreo, siendo la comunidad de la estación 25 la más variable en el tiempo, lo que resulta lógico debido a su mayor influencia marina.
5. *Se puede identificar como especie típica de todos los ambientes al copépodo Acartia tonsa.* En la estación 5, además se considera especie tipificadora al copépodo *Calanipeda aquaedulcis*, mientras que en la estación 25, también pueden considerarse como especies típicas al quetognato *Sagitta sp.* y al copépodo *Pseudodiaptomus marinus*.
6. De forma general, puede determinarse que *la especie dominante en el estuario es el copépodo Acartia tonsa.* Esta especie también han sido identificados como especie dominantes en el estuario del río Mondego.
7. En cuanto a los datos ambientales medidos, el análisis de componentes principales muestra que la estación 25, se caracteriza por presentar una menor turbidez, menor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica, así como una mayor salinidad. La estación 5, se caracteriza por presentar menor salinidad, mayor turbidez y mayor contenido en sólidos en suspensión y materia orgánica, mientras que la estación 15 muestra características ambientales intermedias entre las dos estaciones anteriores.
8. En relación a las variables meteo-climáticas, se han detectado correlaciones significativas entre la densidad de zooplancton, y las variables precipitaciones y temperatura. Para la primera variable la relación es inversamente proporcional mientras que para la variable temperatura, la relación es directamente proporcional.
9. En cuanto a la turbidez, *generalmente menores periodos de turbidez están relacionados con mayores densidades de organismos.* Estos resultados pueden indicar, que los episodios de turbidez extrema, asociados a un periodo de fuertes lluvias, podría producir un descenso considerable de la densidad de organismos de zooplancton.
10. La dinámica temporal de la comunidad de zooplancton parece responder a una combinación de variables ambientales y no, al efecto particular de variables aisladas. La alta concentración de materia orgánica en suspensión, proporcionada por la entrada de agua dulce y correlacionada con sólidos en suspensión, materia inorgánica en suspensión y turbidez, son las características fisicoquímicas más típicas del estuario del Guadalquivir. Estas características, además del gradiente de salinidad, podría explicar las grandes densidades de mesozooplancton encontradas en el estuario.

2.5. BIBLIOGRAFÍA

- Baldó, F., Taracido, L.J., Arias, A.M., Drake, P., 2001. *Distribution and life history of the mysid *Rhopalophthalmus mediterraneus* in the Guadalquivir estuary (SW Spain)*. Journal of Crustacean Biology. 21: 961-972.
- Cuesta, J., Serrano, L., Bravo, M., Toja, J., 1996. *Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain), including an introduced species*. Limnética 12.
- Cuesta, J., González-Ortegón, E., Rodríguez, A., Baldó, F., Vilas, C., Drake, P., 2006. *The decapod crustacean community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): seasonal and inter-year changes in community structure*. Hydrobiologia 557: 85-95.
- David, V., Sautour, B., Chardy, P., Leconte, M., 2005. *Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 64:171-184.
- Diaz, R. J., Rosenberg, R., 2008. *Spreadin dead zones and consequences for marine ecosystems*. Science, 321: 926-929.
- Donazar-Aramendia, I., Sanchez-Moyano, J.E., Gracia-Asencio, I., Miro, J.M., Megina, C., García-Gómez, J.C., 2018. *Maintenance dredging impacts on a highly stressed estuary (Guadalquivir estuary): A BACI approach through oligohaline and polyhaline hábitats*. Marine Environmental Research, 140: 455-467.
- Drake, P., Arias, A.M., Baldó, F., Cuesta, J.A., Rodríguez, A., Silva-Garcia, A., Sobrino, I., García-González, D., Fernández-Delgado, C., 2002. *Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with regulated freshwater inflow*. Estuaries, 25 (3): 451-468.
- Grodzins, M.A., Ruz, P.M., Keister, J.E., 2016. *Effects of oxygen depletion on field distributions and laboratory survival of the marine copepod *Calanus pacificus**. Journal of Plankton Research, 38: 1412-1419.
- Guisande, C., Toja-Santillana, J. 1988. *The Dynamics of Various Species of the Genus *Brachionus* (Rotatoria) in the Guadalquivir River*. Hydrobiologie, 112: 579-585.
- Liandong Jing, Song Bai, Yihua Li, Yue Peng, Chenxi Wu, Jiantong Liu, Guoxiang Liu, Zhicai Xie, Gongliang Yu., 2019. *Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level*. Science of The Total Environment, 686: 753-763.

Variación espacio-temporal de las comunidades planctónicas del estuario del Guadalquivir

- Moderan, J., Bouvais, P., David, V., Le Noc, S., Simon-Bouhet, S., Niquil, N., Miramand, P., Fichet, D., 2010. *Zooplankton community structure in a highly turbid environment (Charente estuary, France): Spatio-temporal patterns and environmental control*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 88 (2): 219-232.
- Rabalais, N.N., Turner, R.E., Wiseman, W.J., Boesch, D.F., 1991. *A brief summary of hypoxia on the northern Gulf of Mexico continental shelf: 1985-1988*. Geological Society of London, 58: 35-47.
- Rehitha, V., Ullas, N., Vineetha, G., Benny, P.Y., Madhu, N.V., Revichandran, C., 2017. *Impact of maintenance dredging on macrobenthic community structure of a tropical estuary*. Ocean & Coastal Management, 144: 71-82.
- Shiyang Zhang, Qiaohong Zhou, Dong Xu, Jidong Lin, Shuiping Cheng, Zhenbin Wu., 2010. *Effects of sediment dredging on water quality and zooplankton community structure in a shallow of eutrophic lake*. Journal of Environmental Sciences, 22(2): 218-224.
- Stalder, L.C., Marcus, N.H., 1977. *Zooplankton responses to hypoxia: Behavioral patterns and survival of three species of calanoid copepod*. Marine Biology, 1997: 599-607.
- Tagliatela, S., Ruiz, J., Prieto, L., Navarro, G., 2014. *Seasonal forcing of image-analysed mesozooplankton community composition along the salinity gradient of the Guadalquivir estuary*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 149: 244-254.
- Vaquer-Sunyer R., Duarte C.M., 2008. *Thresholds of hypoxia for marine biodiversity*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 150: 15452-15457.
- Vilas, C., Drake, P., Foeckedey, N., 2008. *Feeding preferences of estuarine mysids Neomysis integer and Rhopalophthalmus tartessicus in a temperate estuary (Guadalquivir Estuary, SW Spain)*. Estuarine Coastal and Shelf Science 77: 345-356



SEGUIMIENTO Y MONITORIZACIÓN DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA DEL GUADALQUIVIR:

**RELACIÓN CON VARIABLES AMBIENTALES E IMPLICACIONES
EN LA GESTIÓN DEL ESTUARIO (2021-2023).**

Informe de seguimiento

Diciembre, 2022

IN·MAR

Instituto Universitario de Investigación Marina (INMAR)
Universidad de Cádiz

PREÁMBULO.....	1
1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	2
2. METODOLOGÍA.....	4
2.1 Área de estudio	4
2.2 Toma de muestras.....	5
2.3 Procesado de las muestras.....	6
3. RESULTADOS	8
3.1 Descripción ambiental del área de estudio.....	8
3.2 Descripción de la comunidad zooplanctónica.....	17
3.2.1 Composición taxonómica	17
3.2.2 Patrones de Riqueza.....	19
3.2.3 Patrones de Densidad	22
3.2.4 Patrones de Diversidad	24
3.3 Descripción de la estructura de la comunidad.....	25
3.3.1 Análisis multivariante.....	25
3.3.2 Especies tipificadoras	27
3.4 Relación entre las variables ambientales y biológicas	28
4. CONCLUSIONES.....	29
5. BIBLIOGRAFÍA.....	31

Con fecha 25 de noviembre de 2021 se suscribe entre la Autoridad Portuaria de Sevilla (APS) y la Universidad de Cádiz (UCA) un contrato de investigación para desarrollar el proyecto de investigación denominado ***Seguimiento y monitorización de la comunidad zooplanctónica del Guadalquivir: relación con variables ambientales e implicaciones en la gestión del estuario (2021-2023)***.

El citado proyecto, a desarrollar por el Laboratorio de Oceanografía Biológica del Instituto Universitario de Investigación Marina (INMAR), da continuidad a los proyectos anteriores concertados entre ambas instituciones, encaminados a conocer en profundidad la comunidad planctónica del río Guadalquivir, su variabilidad natural en términos de abundancias y diversidad, así como su respuesta a alteraciones de determinadas variables ambientales.

Se plantea, como objetivo final, poder modelar la dinámica espacio-temporal de las poblaciones planctónicas del río y, en su caso, poder estimar posibles respuestas de esta comunidad a futuros escenarios perturbadores, tanto de origen climático como antrópicos. Los objetivos trazados para este periodo serán ejecutados conjuntamente con el Laboratorio de Biología Marina (LBM) de la Universidad de Sevilla.

En el presente documento se exponen los resultados alcanzados hasta la fecha. En concreto, este informe se centra en el Punto 1 del mencionado proyecto: *Avance del programa mensual de monitorización*, donde se analizan los datos recogidos durante el seguimiento espacio-temporal del año 2021. En este programa de seguimiento, se ha implementado una nueva metodología de trabajo, ampliando la zona de monitorización hasta la dársena del Guadalquivir, con el fin de completar la caracterización de todo el tramo del Bajo Guadalquivir y su estuario.

SEGUIMIENTO ESPACIO-TEMPORAL DE LA COMUNIDAD DE ZOOPLANCTON DEL ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR (2021)

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Las variaciones en el funcionamiento de un ecosistema como el estuario del Guadalquivir, asociado entre otras causas a ciclos climáticos o a cambios climáticos globales, dificulta la obtención de patrones generalizables a corto plazo. Por este motivo, los estudios de seguimiento biológico a largo plazo que permitan conocer la biología de los organismos y el funcionamiento del ecosistema a diferentes escalas espaciales y temporales son, hoy en día, un aspecto crucial para gestionar estos ecosistemas, ayudando a mejorar su estado de conservación y sus servicios ecosistémicos y contribuyendo al desarrollo de herramientas de gestión ante posibles cambios ambientales o actuaciones humanas.

La comunidad zooplanctónica juega un papel clave en la cadena trófica pelágica, siendo, en general, los principales vectores de transmisión de energía desde productores primarios hasta los niveles tróficos superiores. Particularmente, en sistemas altamente turbios y con gran aporte de materia orgánica exógena, como es el caso del Bajo Guadalquivir, el zooplancton desempeña más bien un papel de reciclador de la materia orgánica particulada en descomposición, con hábitos detritívoros más que herbívoros. Este zooplancton se destaca, a su vez, como el componente principal de la dieta de larvas y juveniles de peces. Así, la cantidad, composición y tamaño del zooplancton es determinante en el crecimiento y el éxito de reclutamiento de juveniles (Helenius et al., 2016).

La comunidad zooplanctónica es especialmente sensible a los cambios ambientales de salinidad y temperatura, ya que tanto su dinámica poblacional como sus procesos fisiológicos están influenciados por estos dos parámetros ambientales. Debido a esta sensibilidad, los cambios producidos en la abundancia y biomasa del zooplancton, en la composición taxonómica y en la estructura de tamaños, pueden proporcionar información valiosa sobre el estado ambiental y dinámica del ecosistema, así como de su funcionamiento trófico (Jeppesen et al., 2011).

La literatura científica disponible acerca del zooplancton es especialmente escasa para el ecosistema del Bajo Guadalquivir. Con relación a los organismos meroplanctónicos, es decir, aquellos organismos que sólo forman parte del plancton durante una etapa de su vida (ej. misidáceos, decápodos, etc.), la información disponible data desde 1996. Estos trabajos se han centrado en destacar la presencia de varias especies de crustáceos que hasta el momento eran desconocidas en el estuario (Cuesta et al., 1996), en el estudio de variaciones estacionales y espaciales del necton e hiperbentos (Drake et al. 2002), en la descripción de una nueva especie de misidáceo (Vilas et al., 2008), y en el estudio de la distribución, ciclo de vida y comportamiento trófico de crustáceos, particularmente decápodos (Cuesta et al. 2006) y misidáceos (Baldó et al. 2001; Vilas et al., 2009).

Centrándonos ahora en los organismos holoplanctónicos, es decir, aquellos que forman parte del plancton durante todo su ciclo de vida (ej. copépodos, cladóceros, etc.), la información científica disponible es aún más escasa. Con un trabajo sobre la caracterización de la comunidad zooplanctónica en 1987 (Guisande y Toja, 1987), y más recientemente, el realizado por Tagliatalata et al. (2014), en el que se estudió la composición de la comunidad de mesozooplancton desde una perspectiva espacio-temporal, aunque solo analizándose la franja temporal que comprende de abril de 2008 a junio de 2009.

El presente estudio pretende completar esta información precedente, aportando datos recientes y con mayor temporalidad sobre la dinámica espacio-temporal de la comunidad planctónica, contribuyendo así a la obtención de una serie temporal de datos lo suficientemente amplia que permita tanto la obtención de patrones generales del funcionamiento ecosistémico del estuario del Guadalquivir como proponer medidas de gestión adecuadas.

En los proyectos precedentes, el monitoreo biológico y ambiental se centró en el tramo bajo del estuario, entre Chipiona y la masa de agua oligohalina (la señuela), debido principalmente a la mayor actividad biológica de la zona, con más diversidad y de mayor relevancia en cuanto a su importancia en la cría de especies marinas de interés pesquero. Dado el conocimiento ya adquirido del funcionamiento del estuario y de las técnicas y metodologías que necesitamos para su estudio, en este nuevo proyecto se ha ampliado el monitoreo a todo el estuario, incluyendo la

dársena, lo que permitirá obtener una visión ambiental integrada y global. Adicionalmente, la inclusión de las zonas aledañas a las principales poblaciones ribereñas (Puebla, Coria, Gelves, incluyendo Sevilla capital) coadyuvarán a conceder una importante dimensión social y difusión a estos estudios.

2. METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

El estuario del río Guadalquivir consta de 110 km de recorrido, comprendidos desde la presa de Alcalá del Río (provincia de Sevilla), aguas arriba, hasta su desembocadura en el Golfo de Cádiz, entre Sanlúcar de Barrameda (provincia de Cádiz) y el Parque Nacional de Doñana (provincia de Huelva). Se corresponde con un tramo estuárico no estratificado, con un marcado gradiente horizontal de salinidad que se desplaza longitudinalmente según un patrón estacional determinado por el régimen mareal y la pluviometría. La anchura del estuario oscila entre los 800 m, cerca de la desembocadura, y los 150 m, en la zona más interior, con una profundidad media de 7.1 m. El régimen mareal es semidiurno, con amplitudes medias de 3,5 m en la desembocadura. La influencia de la marea se extiende hasta la presa de Alcalá del río, 108 km aguas arriba. El estuario y su franja costera se caracterizan por presentar velocidades de corrientes altas, elevados niveles de materia en suspensión, y una alta productividad biológica (Navarro et al., 2012; Navarro y Ruiz, 2006).

La masa de agua de esta zona se encuentra categorizada como masa de agua de transición muy modificada, debido a las transformaciones que han ido alterando sustancialmente su naturaleza. Como causas principales destacan las obras de defensa contra inundaciones de la ciudad, la regulación del caudal mediante embalses en la cuenca hidrográfica y las obras para la puesta en cultivo de las antiguas zonas marismeñas (PHG 2015, Anejo 2).

Para caracterizar las comunidades planctónicas en este nuevo programa de seguimiento, se han establecido 18 estaciones de muestreo, 15 localizadas a

distintas salinidades, y distribuidas equidistantemente a lo largo de toda la sección del estuario y 3 estaciones localizadas dentro de la dársena de Sevilla (figura 1).



Figura 1. Estaciones de muestreo del nuevo monitoreo biológico y ambiental. St 1-15: estaciones en el estuario; St 16-18: estaciones dentro de la dársena.

2.2 Toma de muestras

La toma de muestras para el nuevo sistema de monitoreo propuesto se ha realizado desde la embarcación “LBM III”, equipada para realizar diversos tipos de muestreos científicos. Las muestras de zooplancton fueron recolectadas con una red de plancton troncocónica de 60 cm de diámetro y una luz de malla de 200 μm . Los muestreos fueron de tipo activo, con el barco en movimiento a una velocidad de 2-3 nudos y siempre durante el periodo de marea llenante y en la zona central del cauce. Los lances consistieron en un transecto oblicuo desde el fondo hasta la superficie, integrando así toda la columna de agua. En cada estación se realizó 1 lance de 5 minutos para evitar la obturación de la red y la consecuente pérdida de eficiencia de filtrado. Simultáneamente, en cada punto de muestreo se realizó un perfil vertical de toda la columna de agua, utilizándose una sonda multiparamétrica Eureka Manta 2 que registra en continuo (un valor de cada variable por segundo) las variables ambientales de profundidad, salinidad, pH, turbidez, oxígeno disuelto (DO) y temperatura. Además, para otros análisis como medida de sólidos totales, materia orgánica e inorgánica en suspensión y clorofila, se recogió en cada punto de muestreo una muestra a media agua con una botella Van Dorn.

Los resultados obtenidos tras la determinación faunística se han resumido en una matriz taxón-estación. Con estos datos se pretende describir y analizar los cambios producidos en un gradiente espacio-temporal de las comunidades mediante el cálculo de índice univariantes, como son el número de especies, abundancia (ind/m³) y diversidad. Por otro lado, la comparación entre comunidades y sus relaciones con las distintas variables abióticas medidas se ha realizado mediante análisis multivariantes de ordenación o tipo PERMANOVA con diferentes programas estadísticos como son PRIMER 6 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) y RStudio.

2.3 Procesado de las muestras

Para el procesado de las muestras biológicas se utilizaron técnicas de análisis de imagen (uso de software ImageJ) combinadas con análisis tradicionales de microscopía. Previo al procesado, para una mejor visualización de las muestras, estas fueron teñidas con rosa de bengala. A continuación, cada muestra se introdujo en un matraz aforado del que se extrajeron 10 alícuotas de 10 ml cada una. En algunos casos, dado el gran volumen de ejemplares presentes en las muestras, solo se estudió una fracción de la muestra, que se obtuvo mediante la utilización de un separador Motoda ("Motoda splitter"; Motoda, 1959), el cual permite obtener fracciones equivalentes de la muestra. Los datos obtenidos en esta fracción fueron extrapolados posteriormente al total de la muestra. Cada alícuota fue en primer lugar escrutada con un microscopio estereoscópico modelo MZ75 Leica con el fin de realizar una identificación taxonómica preliminar de los organismos presentes. Posteriormente, la alícuota fue fotografiada utilizándose una cámara Nikon D810 de 36 Mpx de resolución, montada sobre un estativo con luz transmitida. Cada una de estas fotografías fueron procesadas con el software de análisis de imagen *Image* obteniéndose los datos de densidad de cada especie de zooplancton presente en cada muestra (figura 2 y 3).

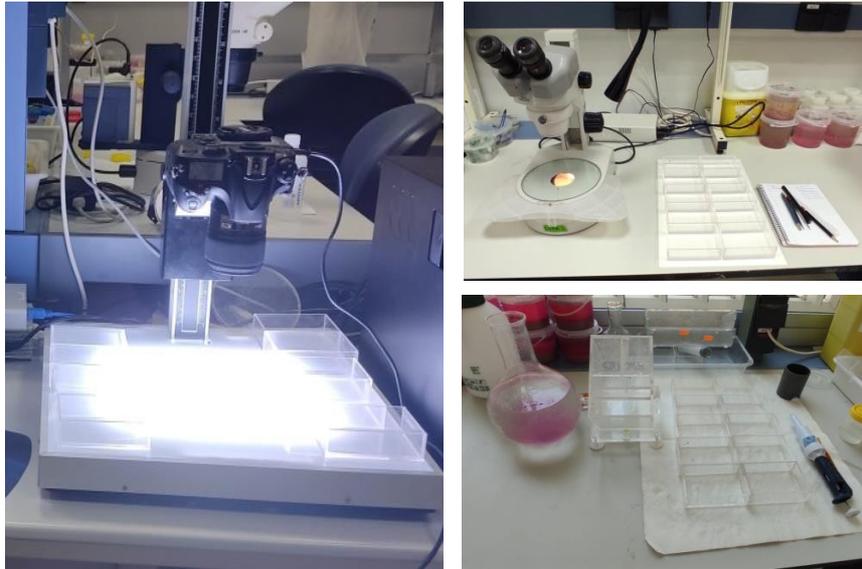


Figura 2. Algunos momentos del procesado de las muestras de zooplancton

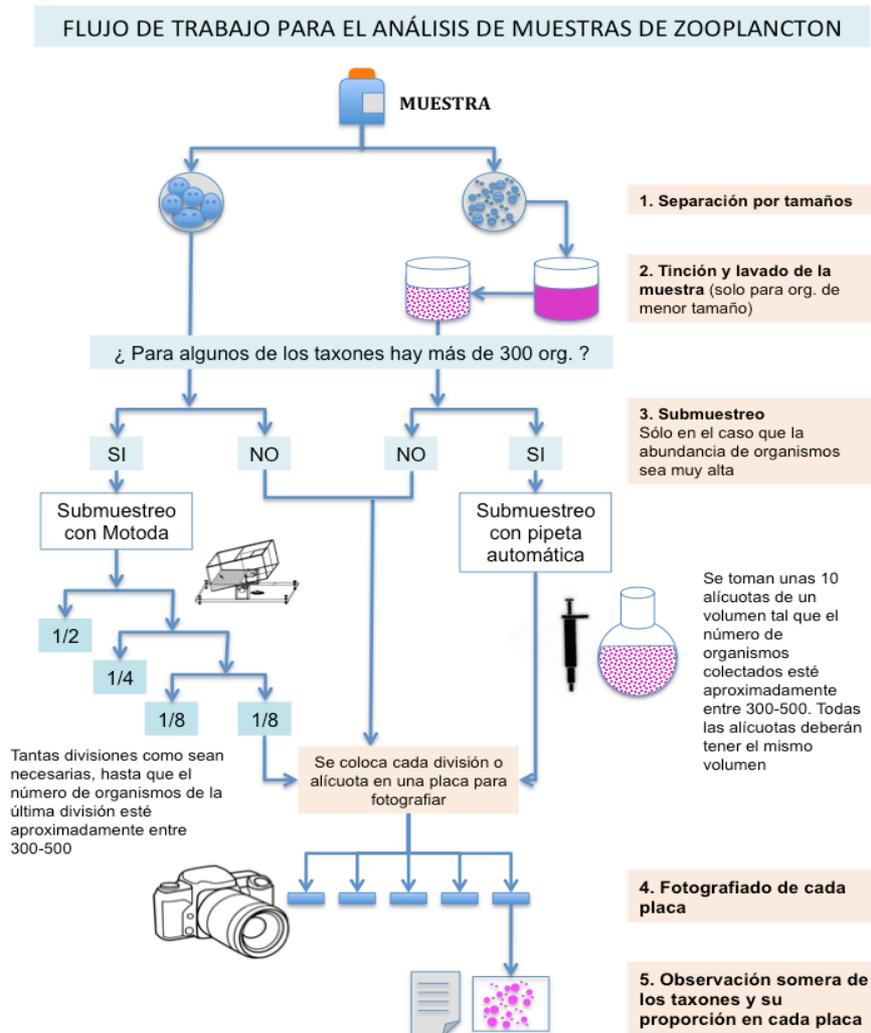


Figura 3. Esquema del proceso de submuestreo realizado para el análisis de las muestras de zooplancton.

3. RESULTADOS

Seguidamente se presentan los resultados correspondientes a los muestreos realizados con la nueva campaña de seguimiento durante el año 2021, desde marzo hasta noviembre y centrados en la comunidad de mesozooplancton. El análisis y presentación de los resultados relativos a la comunidad de macrozooplancton que complementa a este trabajo es realizado por el laboratorio de Biología Marina de la Universidad de Sevilla.

3.1 Descripción ambiental del área de estudio

A continuación, se muestran los resultados de las variables ambientales medidas a través de la sonda multiparamétrica (Salinidad, Turbidez, pH, Clorofila a, Oxígeno disuelto y Temperatura) en los diferentes puntos de muestreo para todo el periodo de estudio. Los valores representados son los valores medios obtenidos al integrar toda la columna de agua.

En las figuras 4 y 5 se representan los valores obtenidos para la salinidad en todas las estaciones de muestreo y para todo el periodo de estudio. En la gráfica puede observarse el gradiente salino característico del estuario, con las primeras estaciones correspondientes a las zonas euhalina (30 - <40) y polihalina (18- <30). A continuación, a partir de la estación 6, se observa la zona mesohalina (5 - <18) hasta la estación 9, entrando seguidamente en la zona oligohalina del estuario (<5). La variabilidad temporal (figura 6) no es notoria como podría ocurrir con otras variables ambientales medidas, manteniéndose constante en todas las estaciones de muestreo durante toda la temporada, aunque con pequeñas variaciones coincidentes con la época de lluvias y mayor entrada de agua dulce al estuario.

En cuanto a la turbidez (figuras 7 y 8) se puede observar cómo son las estaciones menos salinas las que presentan valores más elevado de esta variable, especialmente las estaciones de muestreo 12 y 13, donde se alcanzan los 900 NTU. Típicamente en las áreas intermedias de los estuarios se genera una zona característicamente más turbia, llamada Zona de Máxima Turbidez Estuarina (ETM).

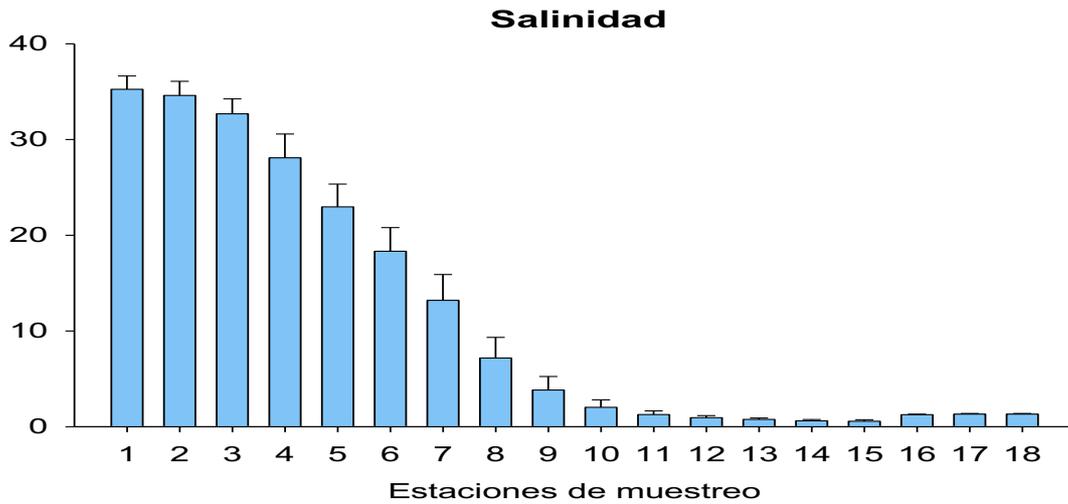


Figura 4. Promedio mensual de la salinidad en cada estación de muestreo.

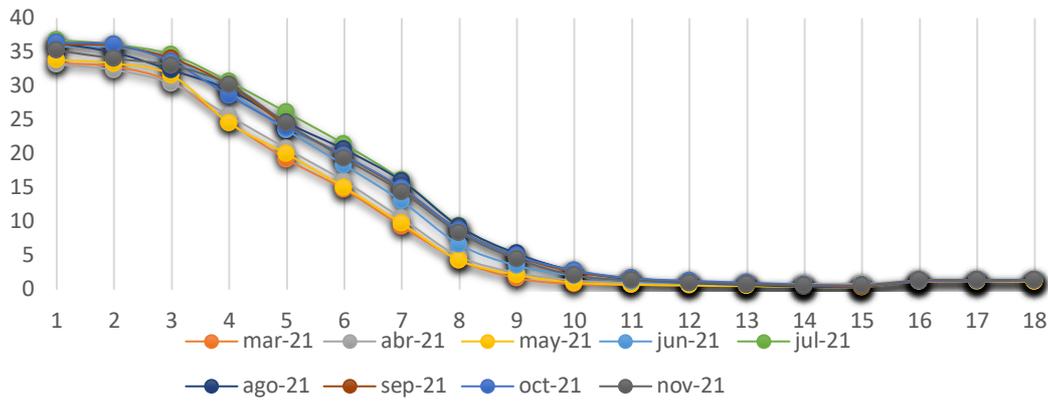


Figura 5. Variabilidad mensual de la salinidad en cada en cada estación de muestreo.

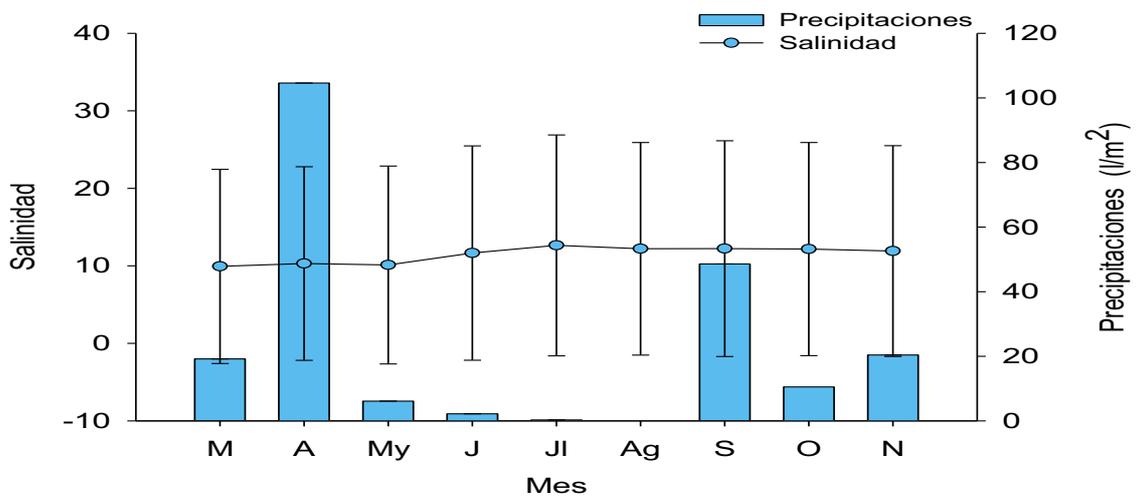


Figura 6. Variabilidad promedio (media ± SD) mensual de la salinidad del estuario y precipitaciones mensuales registradas.

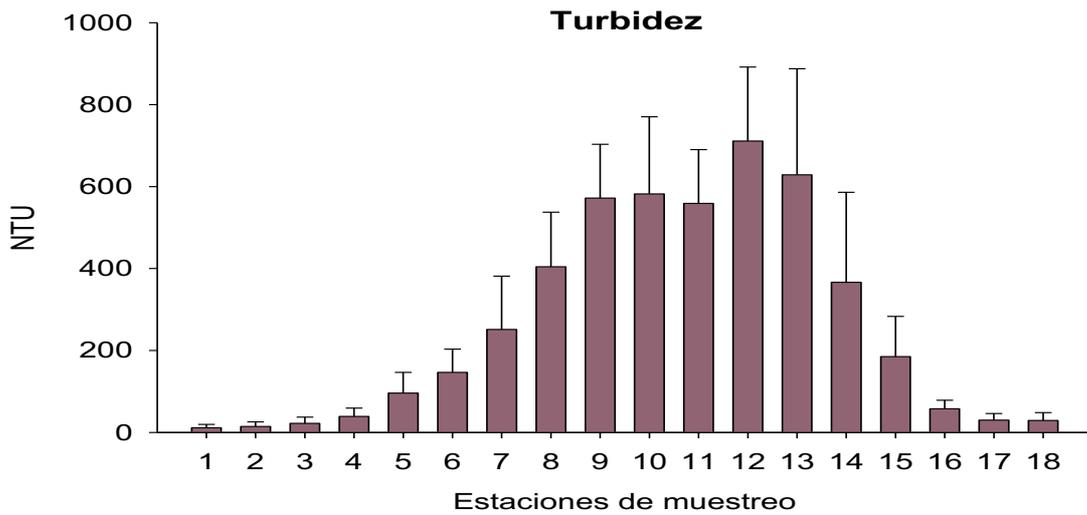


Figura 7. Promedio mensual de la turbidez en cada estación de muestreo.

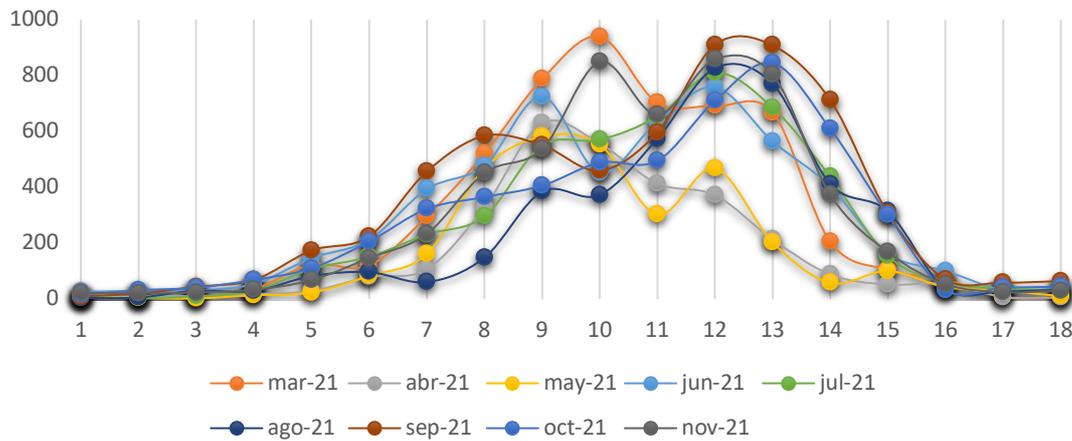


Figura 8. Variabilidad mensual de la turbidez en cada en cada estación de muestreo.

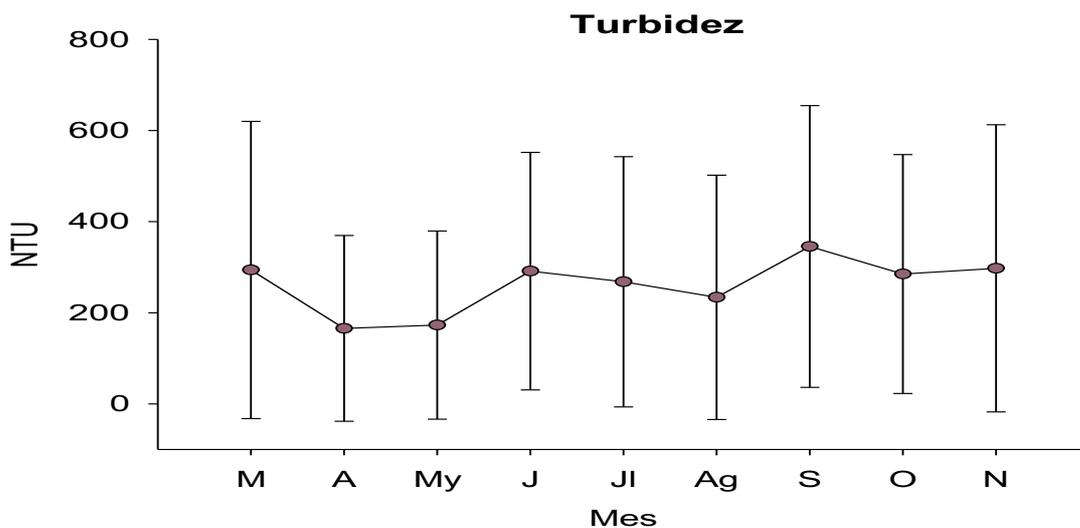


Figura 8. Variabilidad promedio (media \pm SD) mensual de la turbidez en todo el estuario.

Estas zonas medias son comúnmente conocidas por su alta productividad biológica, con gran abundancia de productores primarios, por lo que en muchos estuarios juegan un papel clave en la productividad del zooplancton. En cuanto a la variabilidad temporal (figura 8) se observa una disminución de la turbidez durante la primavera seguido de un aumento progresivo finales de otoño e invierno.

Los valores promedio del pH (figuras 9 y 10) no muestran grandes variaciones en las distintas estaciones de muestreo, observándose valores en torno a 8 para todo el periodo de estudio y siendo ligeramente superior en las estaciones dentro de la dársena (16-18). Estos niveles de pH se mantienen en el rango óptimo para el desarrollo adecuado de los organismos acuáticos. De forma general, pueden observarse algunas variaciones temporales (figura 11), con valores ligeramente más bajos durante el invierno y otoño, y más elevados durante la primavera y verano. Generalmente, estas variaciones están directamente relacionadas con la temperatura. Un aumento de la temperatura del agua lleva asociado una disminución del pH. Los valores de pH superiores encontrados en las estaciones localizadas dentro de la dársena pueden ser debidos a la mayor actividad fotosintética y mayor contenido de oxígeno en estas zonas.

En las Figuras 12 y 13 se representan los valores promedios y variabilidad mensual de la variable clorofila a, como indicativo de la producción primaria potencial. La concentración de clorofila a, se mantiene constante en todas las estaciones intermedias del estuario con valores promedio de en torno a 6 $\mu\text{g/l}$, observándose valores inferiores en las zonas más salinas del estuario. En cuanto a la dinámica temporal (figura 14), esta es similar en todas las estaciones de estudio, con un aumento en primavera, seguido de un descenso de las concentraciones en los meses de otoño e invierno.

Los valores promedio de oxígeno disuelto para todo el periodo de estudio (figuras 15 y 16) muestran algunas diferencias entre las estaciones de muestreo. Desde la estación 1 hasta la 10 se observan valores constantes en torno a 7 mg/l , seguidamente, desde la estación 11 hasta la 15 se observa un descenso de la concentración de oxígeno hasta alcanzar los valores promedio mínimos de 2,6 mg/l . Son las estaciones del interior de la dársena las que muestran valores más elevados, coincidente con la mayor actividad fotosintética de la zona.

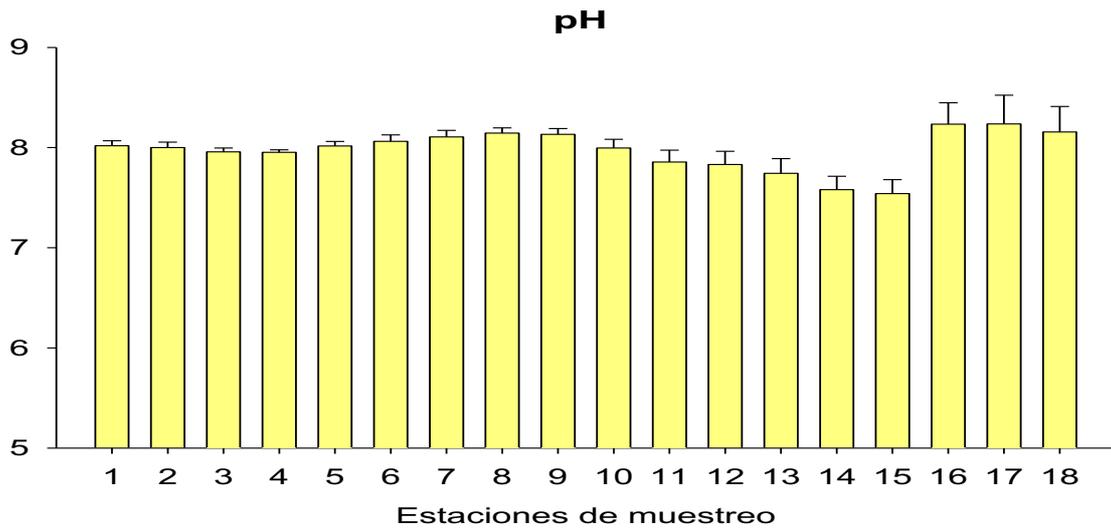


Figura 9. Promedio mensual del pH en cada estación de muestreo.

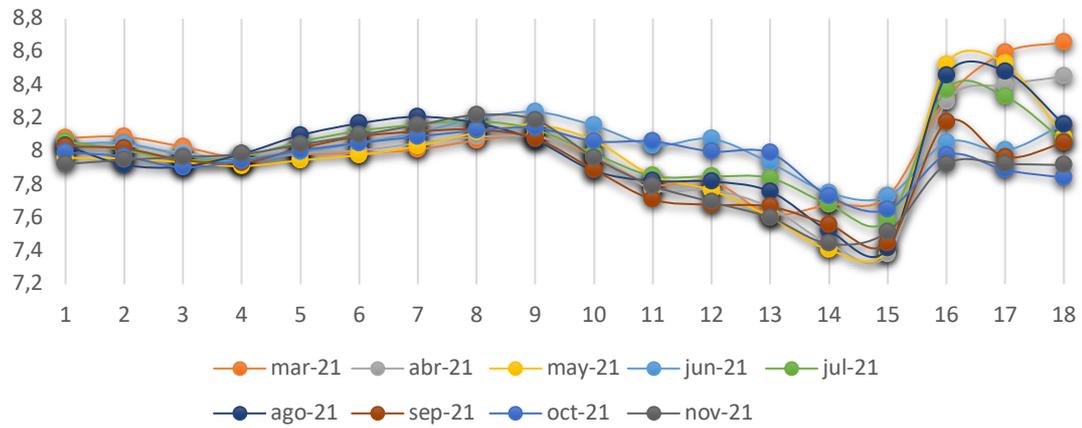


Figura 10. Variabilidad mensual del pH en cada en cada estación de muestreo.

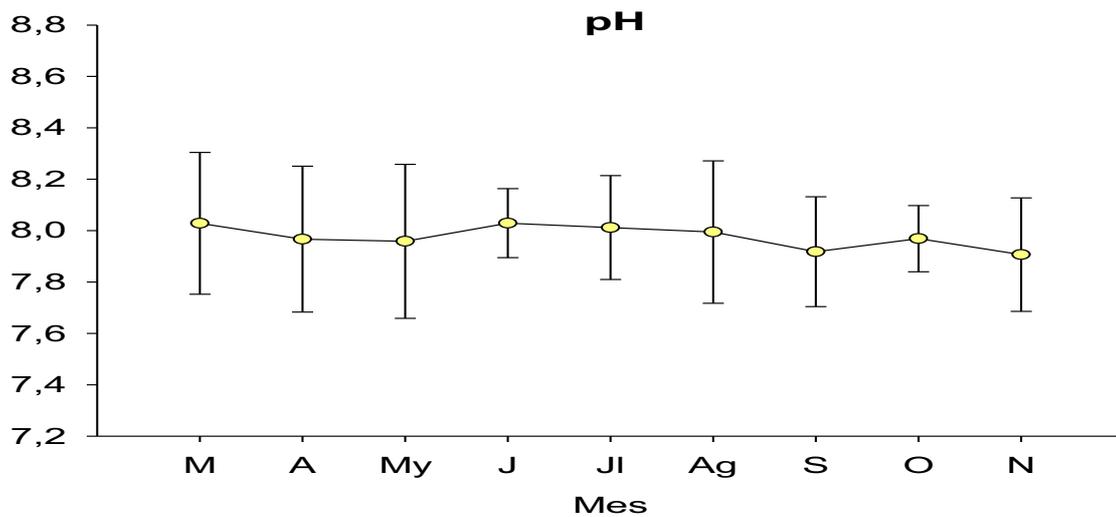


Figura 11: Gráfico de la variabilidad promedio (media \pm SD) mensual del pH en todo el estuario.

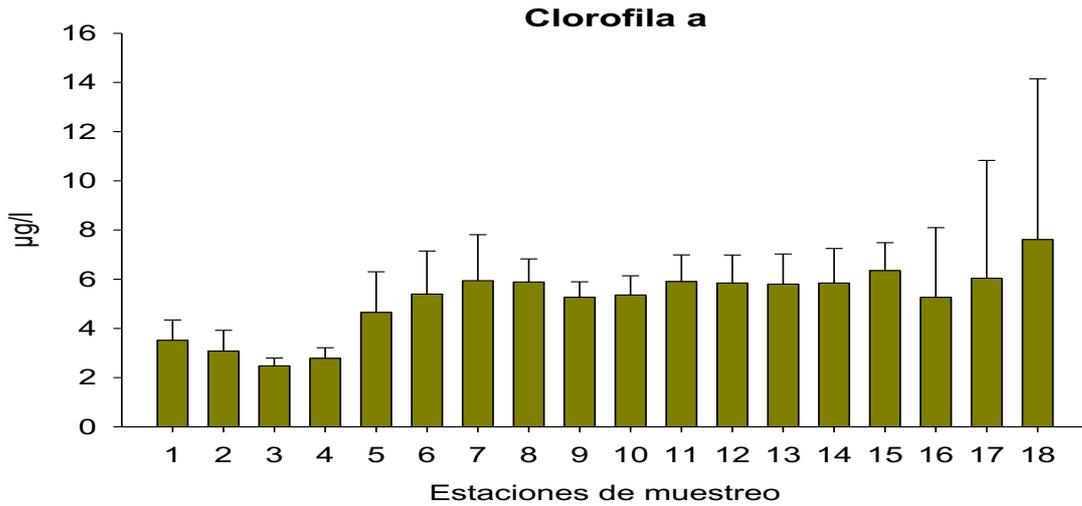


Figura 12. Promedio mensual de la variable clorofila a ($\mu\text{g/L}$) en cada estación de muestreo.

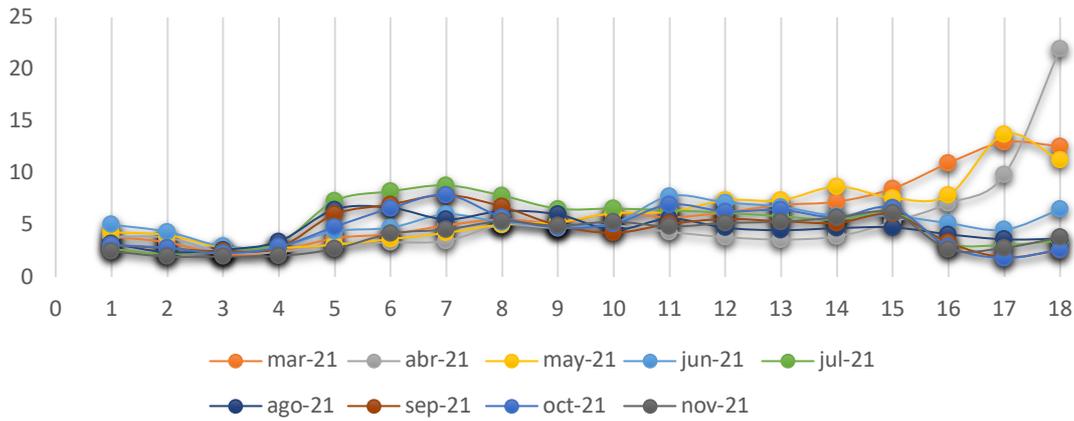


Figura 13. Variabilidad mensual de la variable clorofila a ($\mu\text{g/L}$) en cada en cada estación de muestreo.

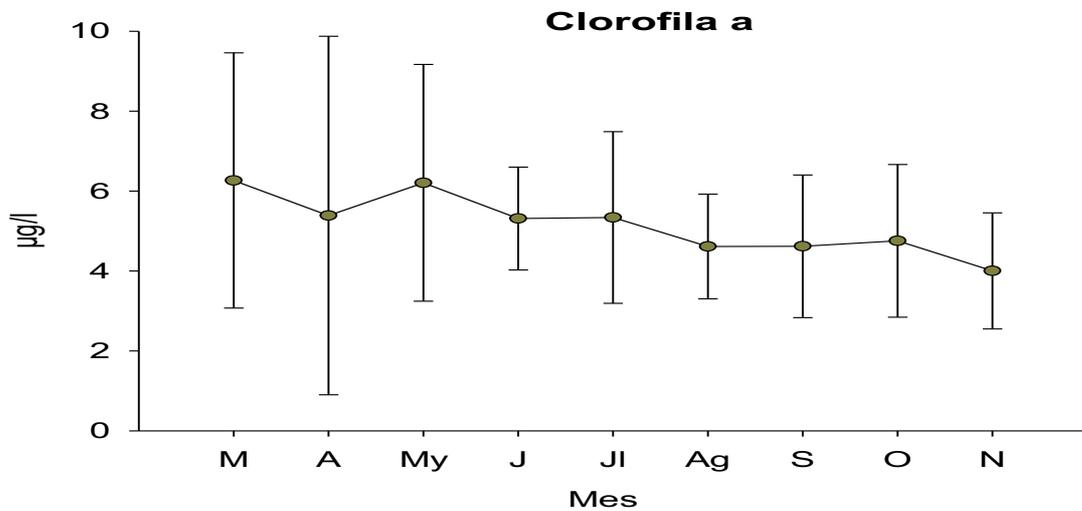


Figura 14. Variabilidad promedio (media \pm SD) mensual del contenido en clorofila a en todo el estuario.

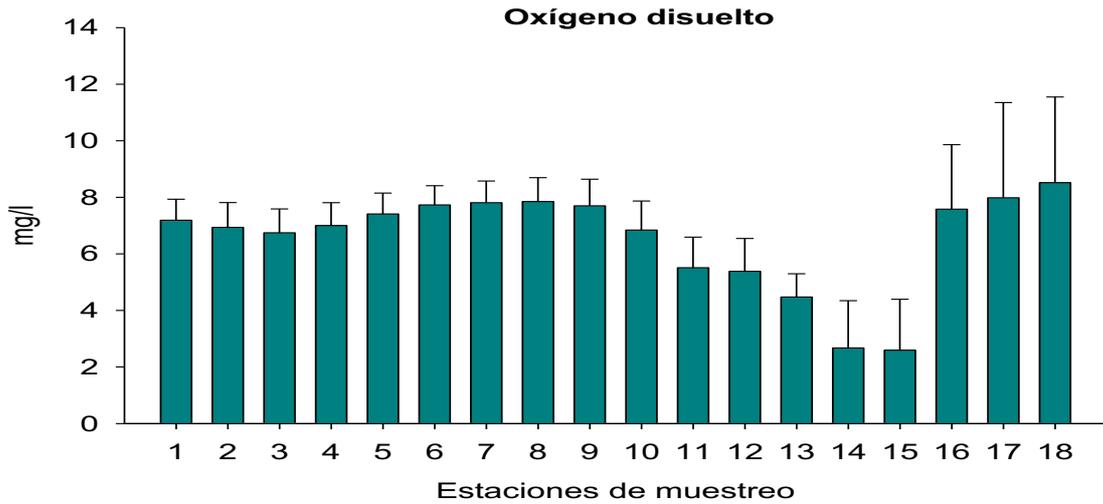


Figura 15. Promedio mensual de la variable oxígeno disuelto (mg/L) en cada estación de muestreo.

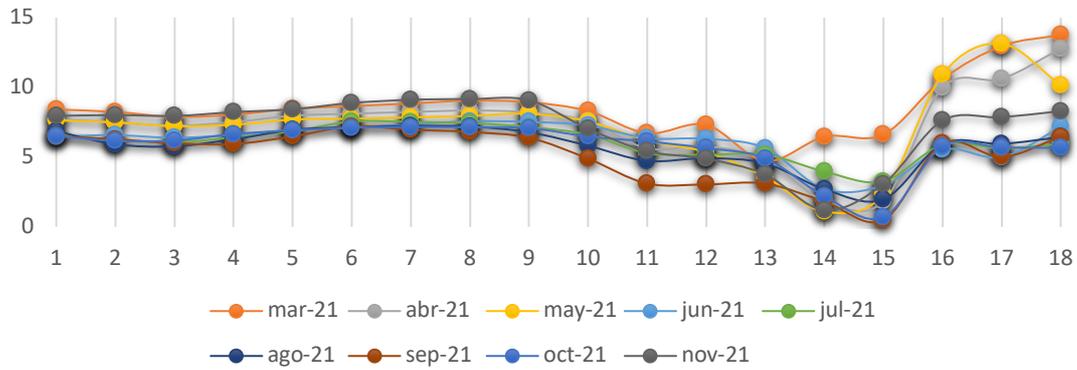


Figura 16. Variabilidad mensual de la variable oxígeno disuelto (mg/L) en cada estación de muestreo.

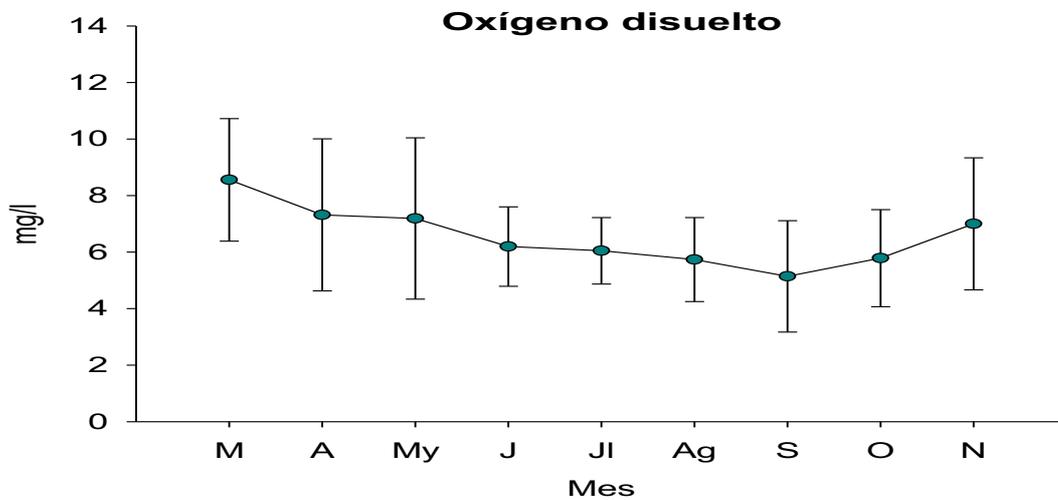


Figura 17. Variabilidad promedio (media \pm SD) mensual del oxígeno disuelto en todo el estuario.

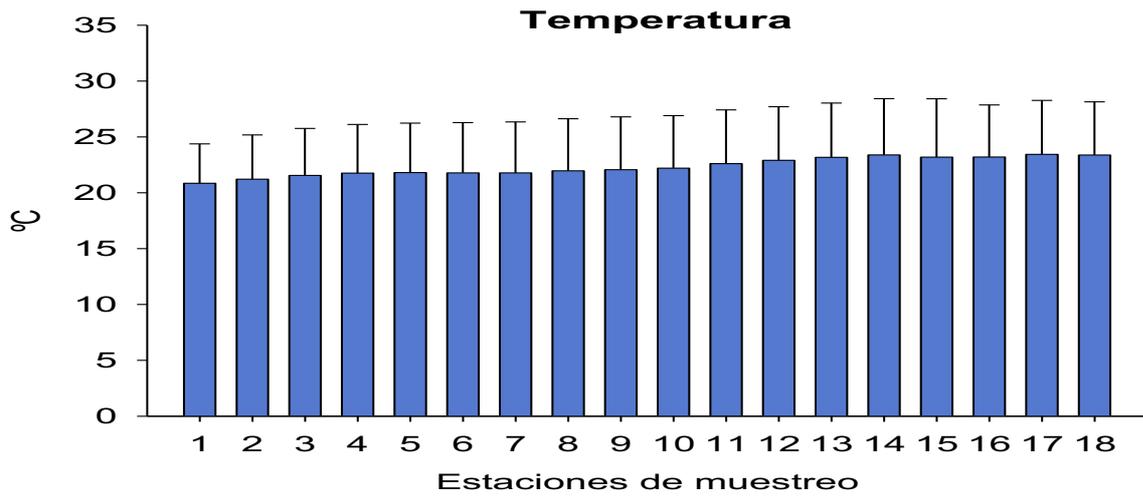


Figura 18. Promedio mensual de la variable temperatura en cada estación de muestreo.

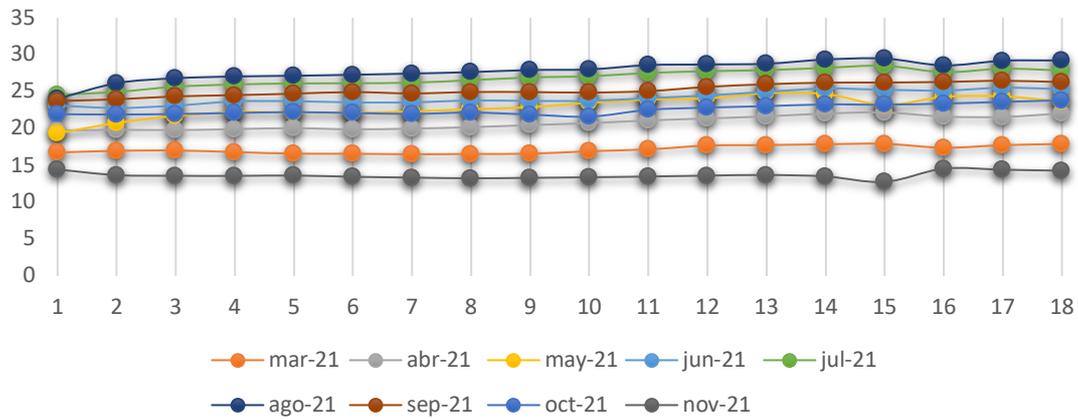


Figura 19. Variabilidad mensual de la variable temperatura en cada en cada estación de muestreo.

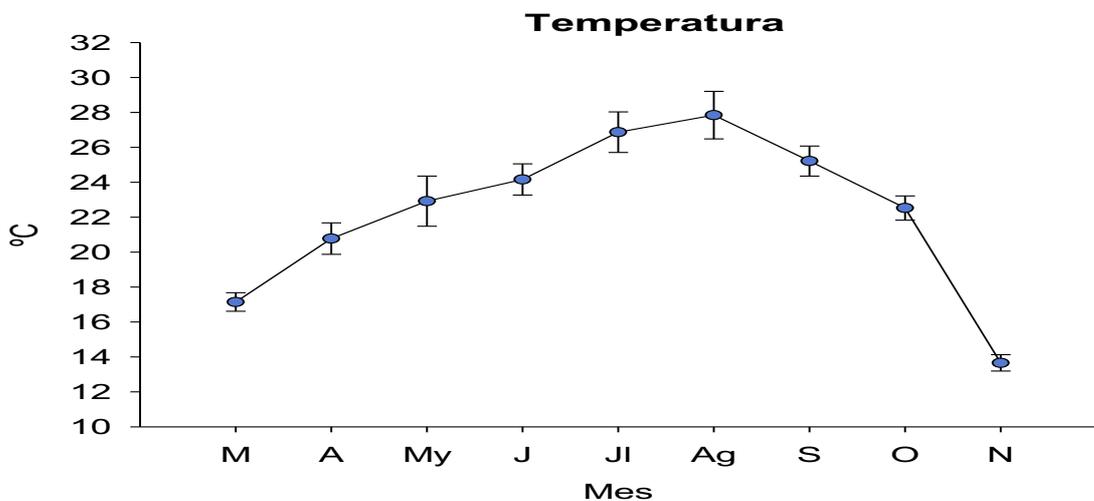


Figura 20. Variabilidad promedio (media \pm SD) mensual de la temperatura en todo el estuario.

En cuanto a los patrones mensuales (figura 17), pueden observarse ciertas variaciones estacionales, con una disminución progresiva del contenido de oxígeno durante los meses primaverales, seguido de un aumento durante la época otoñal.

En relación a la variable temperatura (figuras 18 y 19), ésta se mantiene en el rango típico de la zona climática, con valores en la época estival que alcanzan los 28°C e inviernos con mínimas de 11°C. De manera general, para todo el periodo de estudio, la temperatura promedio del agua se mantuvo en 21°C (figura 20).

A continuación, se ha realizado un análisis clúster (figura 21) y análisis de componentes principales (PCA) (figura 22) en función de los valores ambientales registrados en cada estación de muestreo. De esta forma, es posible identificar claramente 3 grupos de estaciones de muestreo en el estuario por sus características ambientales. Así el grupo 1, está formado por las estaciones más salinas (1-6), menos turbias y alto contenido en oxígeno disuelto y clorofila a, el grupo 2 por las estaciones mesohalinas 7-15, con mayor turbidez y menor contenido en oxígeno disuelto y clorofila a, y el grupo 3, formado por las estaciones oligohalinas localizadas en la dársena (16-18), caracterizadas por alto contenido en oxígeno disuelto y clorofila a y valores bajos de turbidez.

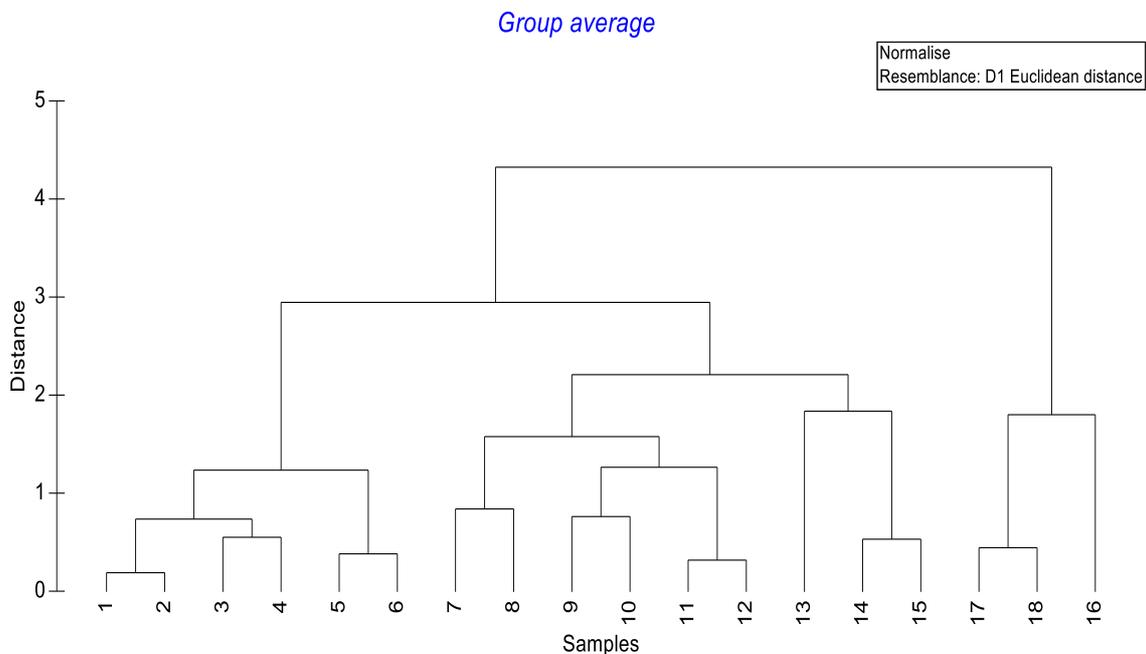


Figura 21. Gráfico clúster realizado con la matriz de datos ambientales de las estaciones de muestreo durante todo el periodo de estudio.

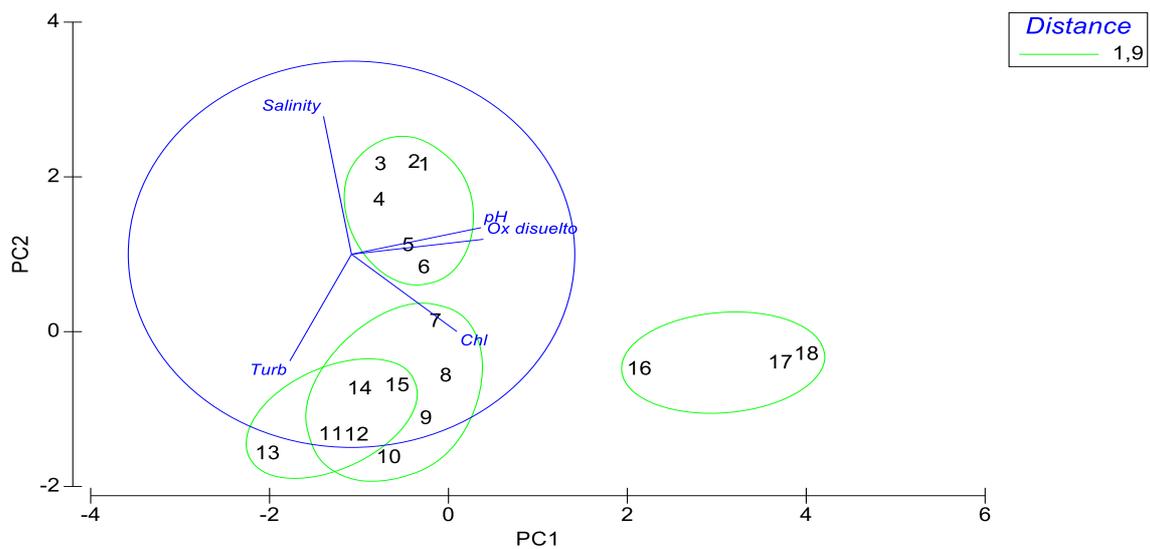


Figura 22. Resultado del análisis de componentes principales (PCA), para la caracterización ambiental de las distintas estaciones de muestreo.

3.2 Descripción de la comunidad zooplanctónica

3.2.1 Composición taxonómica

Un total de 33 taxones han sido identificados hasta el momento con la nueva estrategia de seguimiento, siendo el grupo de los copépodos el que presenta mayor número de especies (17 taxones) (figura 23). En la Tabla 1 se lista la presencia de cada uno de ellos en las distintas estaciones de muestreo.

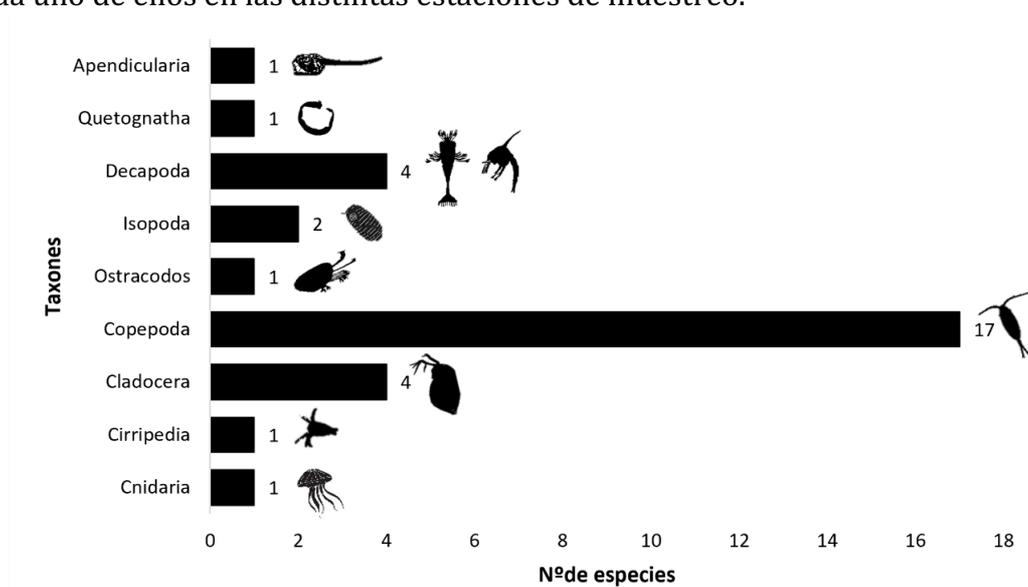


Figura 23. Composición taxonómica general de mesozooplankton en el estuario del Guadalquivir.

Tabla 1. Listado de especies de mesozooplancton identificadas durante 2021 con la nueva estrategia de seguimiento en el estuario del Guadalquivir.

Taxón	St 1	St 2	St 3	St 4	St 5	St 6	St 7	St 8	St 9	St 10	St 11	St 12	St 13	St 14	St 15	St 16	St 17	St 18
Cnidaria																		
<i>Maeotias marginata</i>								X	X									
Cirripedia	X	X	X	X				X	X									
Cladocera																		
<i>Daphnia mana</i>										X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Moina micrura</i>																		
<i>Penilia sp.</i>	X	X	X	X														
<i>Podon sp.</i>	X	X	X															
<i>Evadne</i>	X																	
Copepoda																		
<i>Acanthocyclops americanus</i>									X	X		X	X	X	X	X	X	X
<i>Acartia clausi</i>	X	X	X	X														
<i>Acartia tonsa</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X							
<i>Calanipeda aquaedulcis</i>							X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Calanus helgolandicus</i>	X	X		X														
<i>Centropages chierchiae</i>	X	X	X	X														
<i>Centropages hamatus</i>	X	X	X	X	X													
<i>Ditrichocorycaeus erythraeus</i>	X	X	X	X	X													
<i>Euterpina acutifrons total</i>	X	X	X	X	X													
<i>Labidocera wollastoni</i>	X	X	X	X														
<i>Oithona sp.</i>	X	X	X	X	X													
<i>Oncaea curta</i>	X	X	X	X	X													
<i>Paracaluns parvus</i>	X	X	X	X														
<i>Paracartia grani</i>	X	X	X	X														
<i>Pseudodiaptomus marinus</i>	X	X	X	X	X													
<i>Temora</i>	X	X	X	X														
Ostracodos	X	X	X	X														
Isopoda																		
<i>Paragnathia formica</i>				X					X	X					X			
<i>Synidotea laticauda</i>	X								X									
Decapoda																		
<i>Larva caridea</i>	X	X	X	X														
<i>Larva brachyuro</i>	X	X	X	X														
<i>Pisidia longicornis</i>	X	X	X	X											X			

<i>Pinnotheres</i> sp.	X			X					X	X								
Quetognatha																		
<i>Sagitta</i> sp.	X	X	X	X	X			X										
Apendicularia	X	X	X	X														
Total taxones	25	23	22	24	8	2	2	5	8	6	3	3	3	3	5	3	3	3

En cuanto a la distribución de estos grupos taxonómicos (figura 24), puede observarse que en todas las estaciones de muestreo los porcentajes más elevados corresponden a copépodos, constituyendo en la mayoría de los casos más del 50% de la población. En la figura 24 también puede observarse como la comunidad es variable a lo largo de todos los puntos de muestreo, siendo las estaciones más salinas las que presentan una mayor diversidad especies. Estos patrones serán estudiados en mayor profundidad en los siguientes apartados.

3.2.2 Patrones de Riqueza

La riqueza de especies es una buena medida a priori de la diversidad de un grupo de organismos, permitiendo la comparación de diferentes zonas, además de ser una variable clave para identificar la entrada de especies alóctonas. El número de especies presentes en sistemas acuáticos estuáricos es especialmente variable, sobre todo en este tipo de ecosistemas sujetos a gran dinamismo e influenciado directamente por variables ambientales y meteorológicas.

La figura 25 muestra el promedio de la riqueza o número de especies de mesozooplankton encontrados en cada estación de muestreo, de forma global, para todo el periodo de estudio. Como puede observarse, son las estaciones más cercanas a la desembocadura (1-4) las que presentan una mayor riqueza de especie, con un promedio en torno a las 18 especies, debido principalmente a la mayor influencia marina en estas áreas. A continuación, el número de especies decae en las estaciones mesohalinas (5-7) y se mantiene relativamente constante en el resto de las estaciones oligohalinas (8-18).

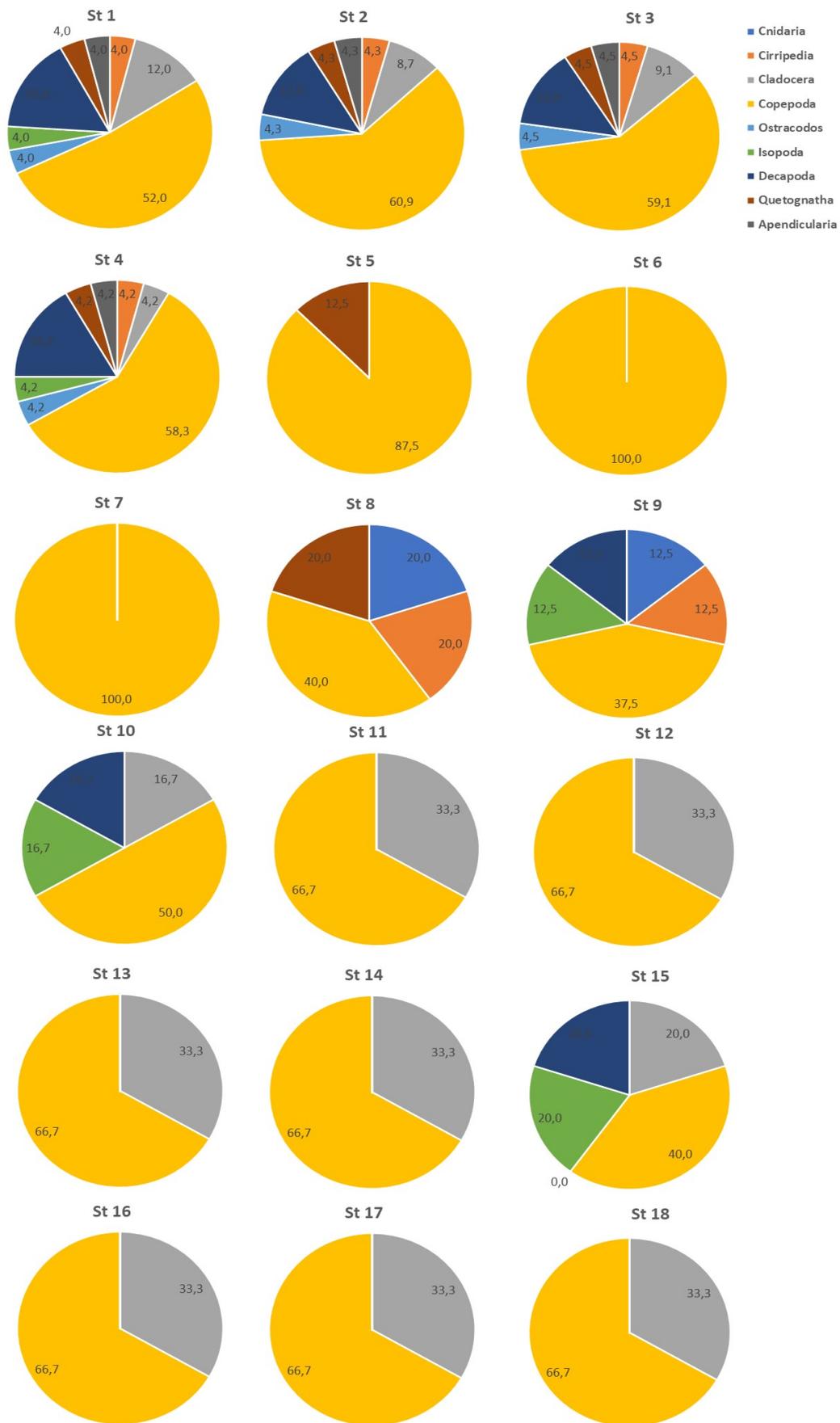


Figura 24. Composición taxonómica general de mesozooplankton en el estuario del Guadalquivir.

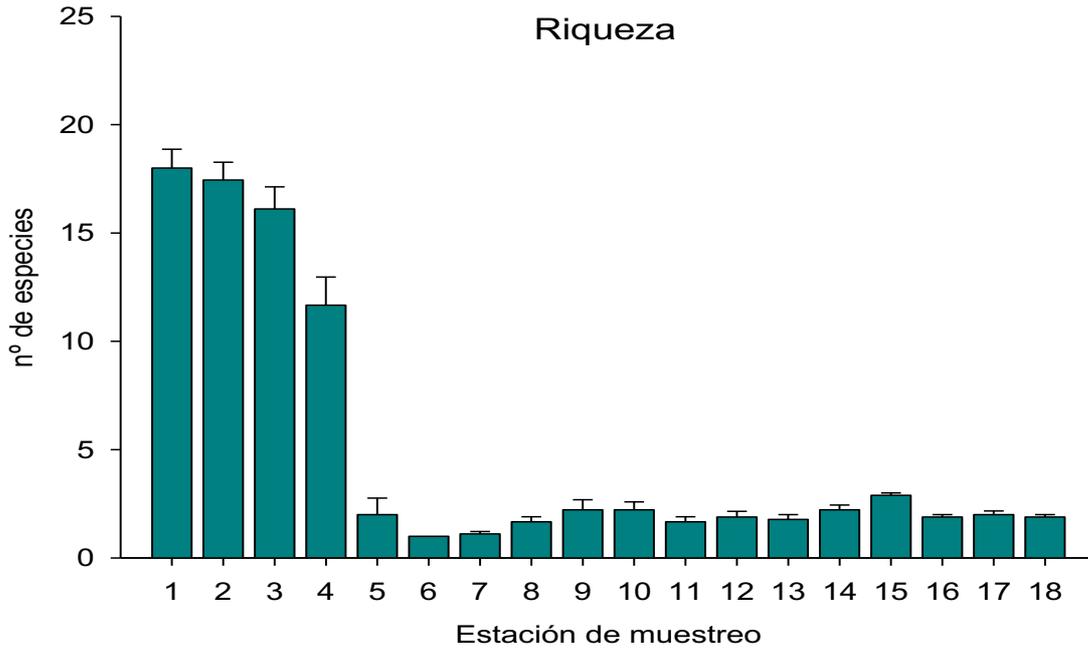


Figura 25: Promedio de taxones de mesozooplankton encontrados en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

Este patrón observado se corresponde con el esquema propuesto por Remane, 1934 y posteriores modificaciones, donde se muestra la distribución del número de especies a lo largo de un continuo de salinidad con base a su tolerancia. Según este diagrama, el mínimo número de especies se asocia a salinidades comprendidas entre 5-8, debido principalmente al umbral fisiológico soportado por las distintas especies marinas y dulceacuícolas que habitan en los ecosistemas estuáricos (figura 26).

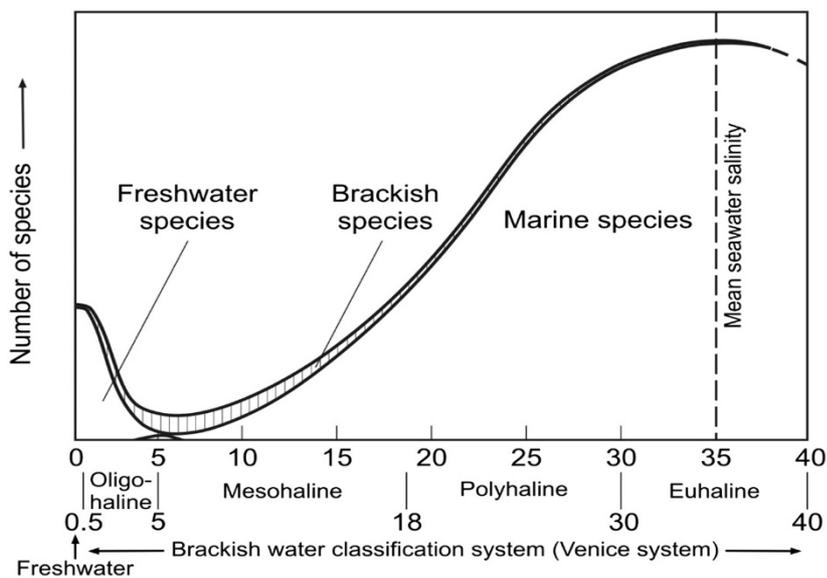


Figura 26: Diagrama de Remane modificado por Hudson, 1990.

A continuación, en la figura 27 se muestra la tendencia mensual global de la riqueza de especies para todo el periodo de estudio. Los datos analizados hasta el momento con la nueva estrategia de seguimiento aún son escasos para obtener conclusiones temporales. Aun así, es posible observar cierta estabilidad en el número de especies durante todo el periodo, con un ligero aumento en el número de especies a finales de primavera y principios de verano.

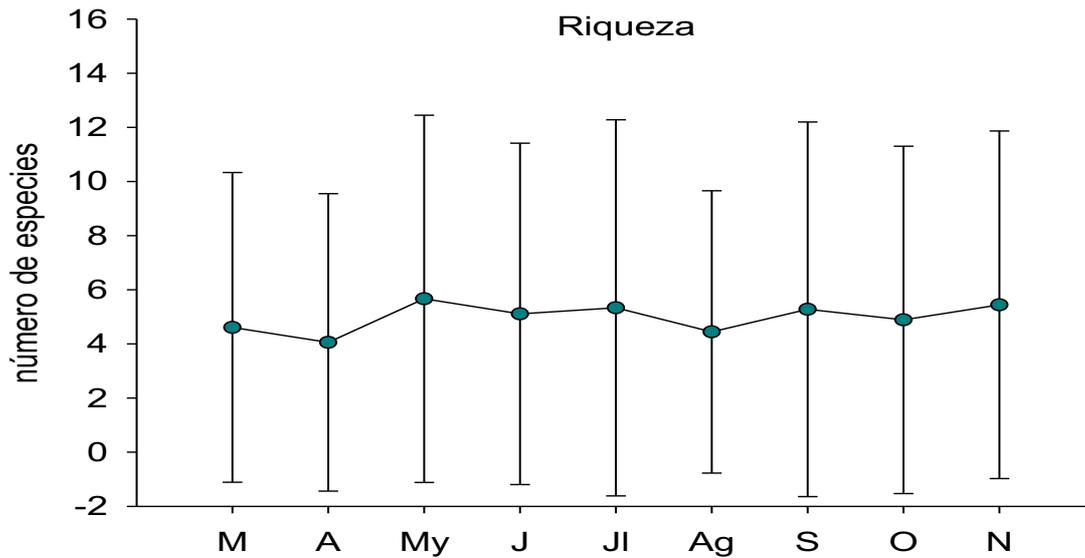


Figura 27. Promedio temporal de taxones de mesozooplankton (media \pm SD) encontrados durante todo el periodo de estudio.

3.2.3 Patrones de Densidad

En la figura 28 se representan las densidades promedio del mesozooplankton (ind/m³) en cada una de las estaciones de muestreo para todo el periodo de estudio.

De forma general, puede observarse como son las estaciones más salinas (1-4) las que presentan una menor densidad de individuos, alcanzándose un promedio de 1500 ind/m³, mientras que las estaciones oligohalinas son las que presentan mayor densidad de zooplankton, especialmente la estación 13 donde se alcanzan los 78000 ind/m³, debido principalmente a un aumento de la densidad del copépodo *Calanipeda aquaedulcis* y el cladóceros *Daphnia magna* en el mes de agosto.

Atendiendo al gráfico patrón general de la densidad de zooplancton de todo el estuario durante todo el periodo de estudio, se observa una tendencia general decreciente de las densidades de organismos desde la época estival hasta finales de otoño (figura 29).

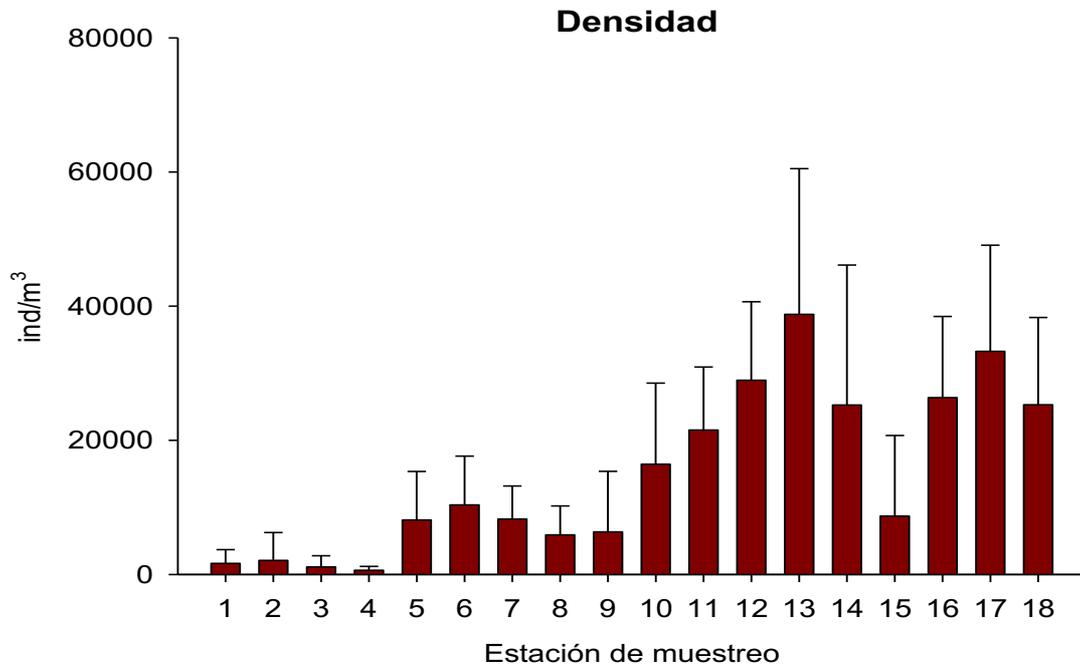


Figura 28. Promedio de la densidad de mesozooplancton (ind/m³) en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

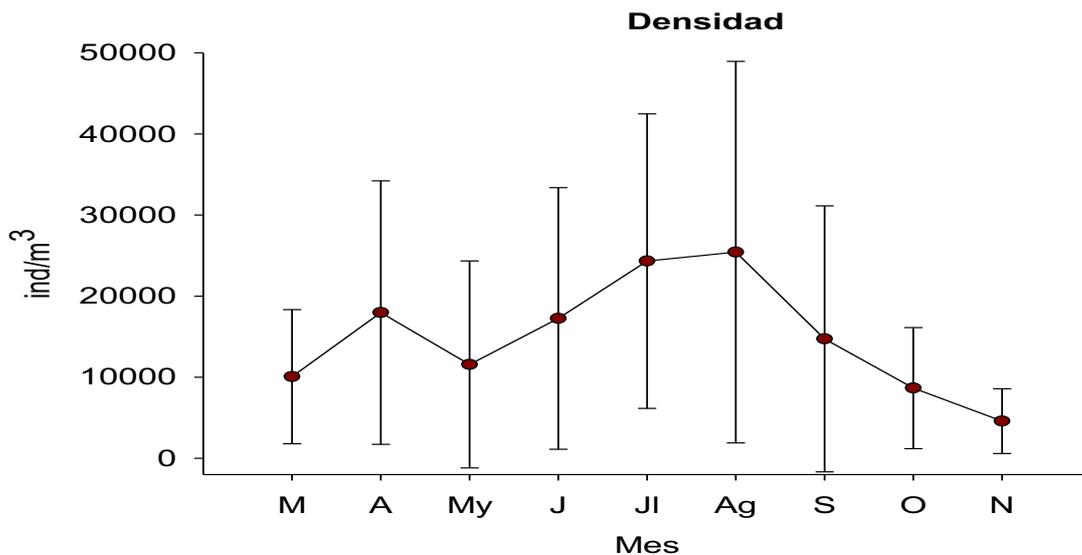


Figura 29: Promedio temporal de la densidad de mesozooplancton (ind/m³) para todo el periodo de estudio (media ±SD).

3.2.4 Patrones de Diversidad

Finalmente, se representan los valores de diversidad obtenidos mediante la aplicación del índice de Shannon-Wiener. Siguiendo el esquema utilizado en los demás índices univariantes, se representa tanto la diversidad promedio del mesozooplancton en cada una de las estaciones de muestreo para todo el periodo como el promedio temporal de la diversidad del estuario para todo el periodo de estudio (figura 30)

El patrón observado en este índice es muy parecido al obtenido en la riqueza de especies, siendo la diversidad más elevada en las estaciones más cercanas a la desembocadura. A continuación, el número de especies decae en las estaciones mesohalinas (5-7), en las que se obtienen valores de 0, debido principalmente a la dominancia de una única especie, el copépodo *Acartia tonsa*. La diversidad se mantiene relativamente constante las estaciones oligohalinas intermedias (8-13) y presenta un aumento en las estaciones oligohalinas superiores (14-18), debido a la presencia de especies zooplanctónicas de agua dulce. Como se muestra en el gráfico del promedio mensual, se observa una tendencia al alza del índice de diversidad al finalizar la primavera y durante toda la temporada estival, obteniéndose lo mayores valores en el mes de agosto (figura 31).

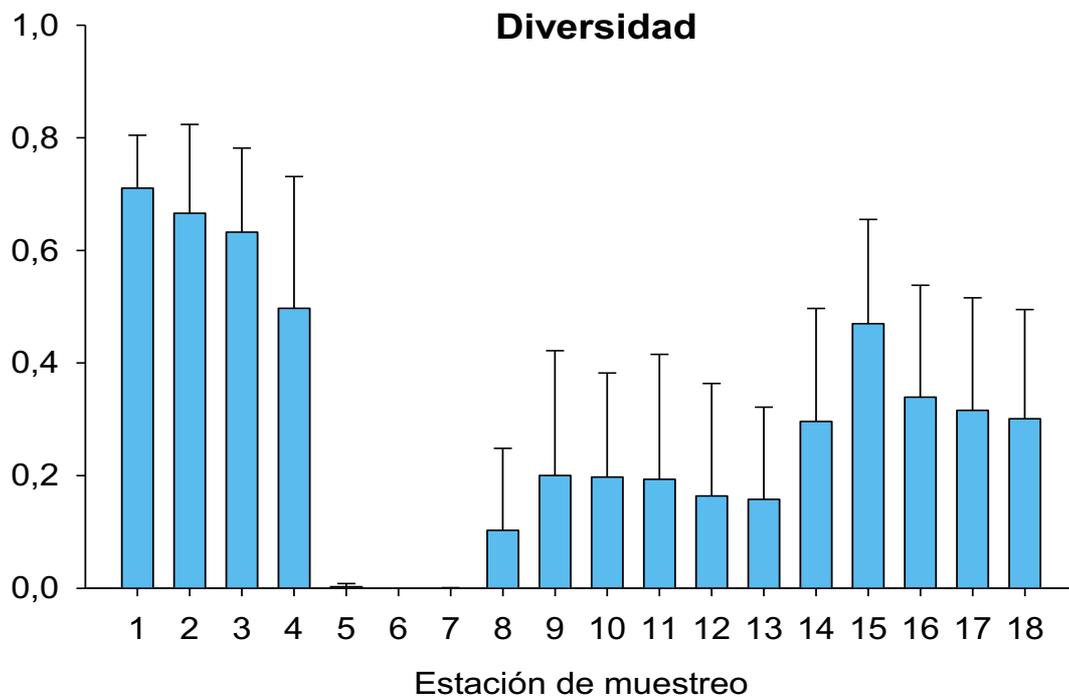


Figura 30. Promedio de la diversidad de mesozooplancton en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

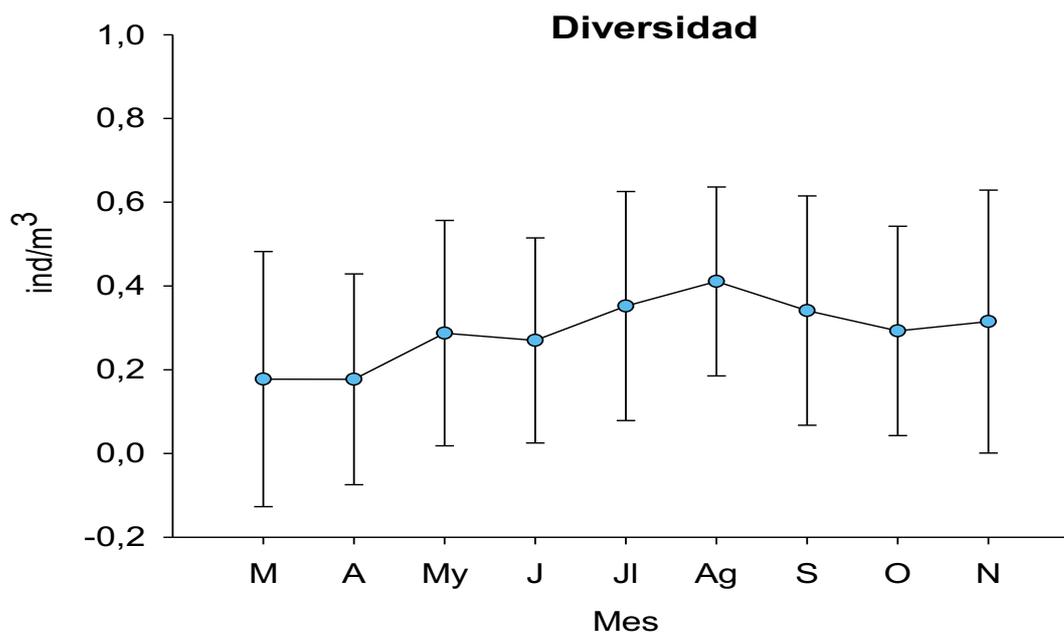


Figura 31. Promedio temporal de la diversidad de mesozooplancton (media \pm SD) para todo el periodo de estudio.

3.3 Descripción de la estructura de la comunidad

3.3.1 Análisis multivariante

En la figura 32 se muestra el análisis de la estructura espacio-temporal de la comunidad de mesozooplancton, en cada estación de muestreo para todo el periodo de estudio.

Aunque los datos disponibles hasta el momento con la nueva estrategia de seguimiento son todavía escasos, es posible distinguir comunidades características en las diferentes estaciones de muestreo, así como un gradiente de variación continuo desde las masas de agua menos salinas, localizadas a la derecha del gráfico, hacia el exterior, estaciones localizadas a la izquierda del gráfico.

Para mejorar la interpretación del gráfico anterior, se ha realizado un análisis Cluster (figura 33) con los datos de temporales promediados. De esta forma, es posible identificar claramente 4 grupos de estaciones de muestreo en el estuario, en función del gradiente de salinidad. Así el grupo 1, está formado por las estaciones más salinas (1-4), el grupo 2 por las estaciones mesohalinas más cercanas a la desembocadura (5-9), el grupo 3 por estaciones oligohalinas localizadas en el tramo

alto del estuario (10-15), y el grupo 4, por estaciones oligohalinas localizadas en la dársena (17-18).

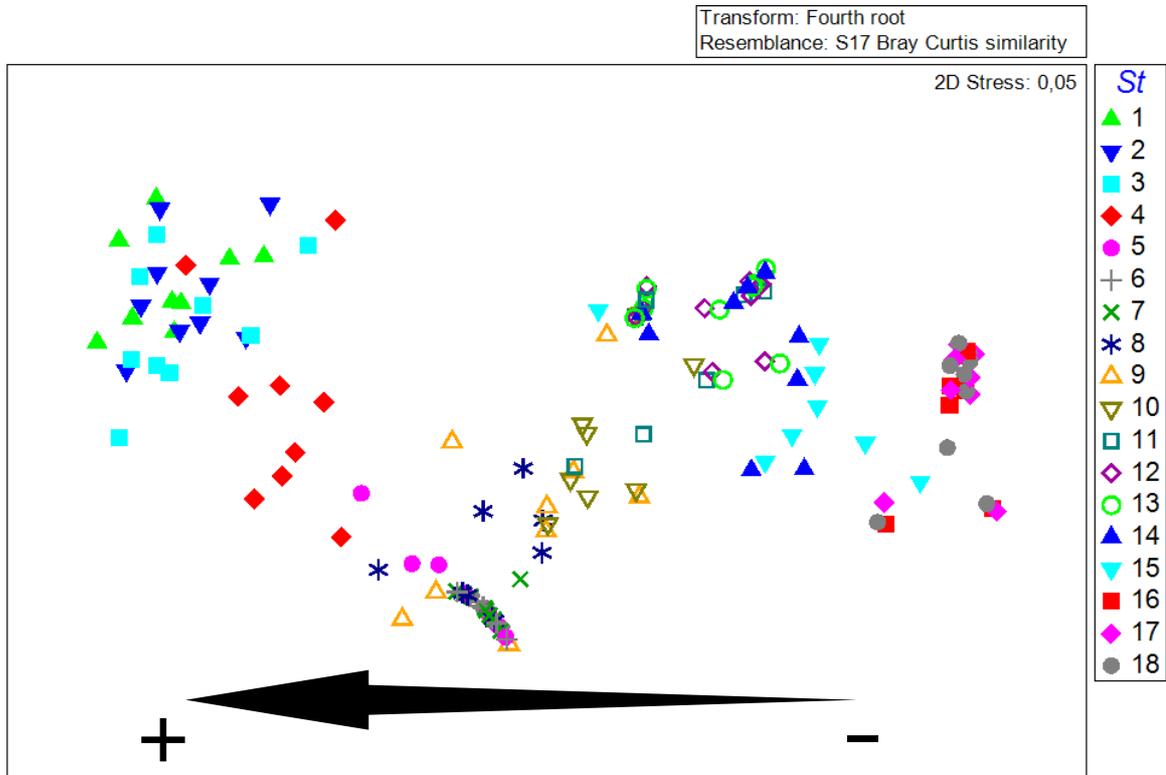


Figura 32: Gráfico de ordenación MDS, realizado con la matriz de densidad mensual de mesozooplankton de todas las estaciones de muestreo durante todo el periodo de estudio.

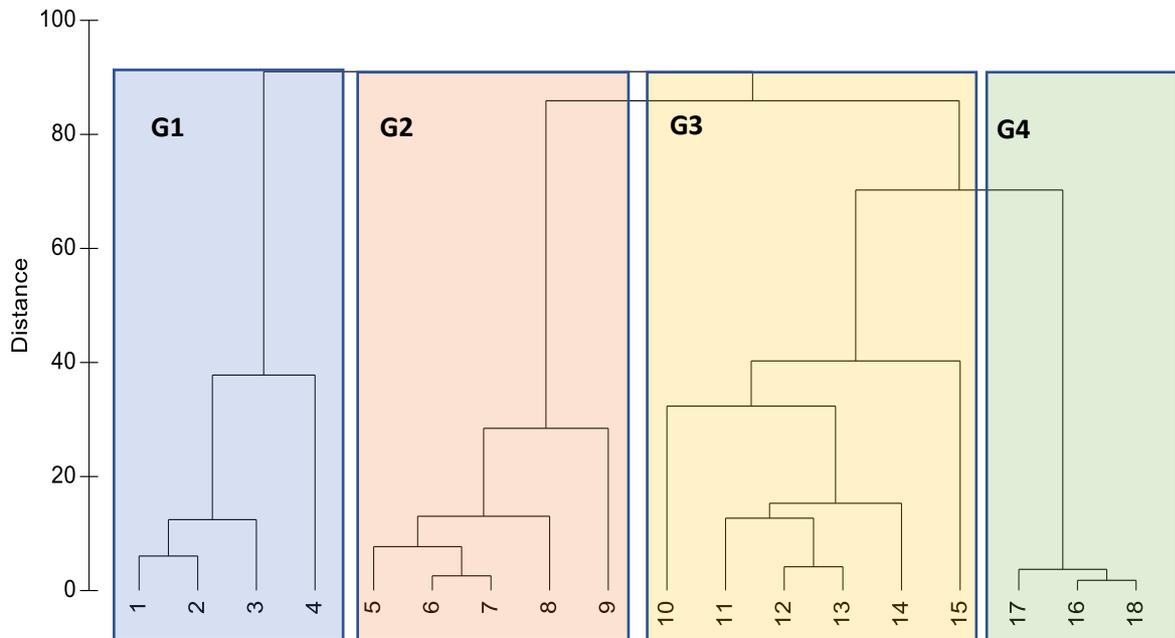


Figura 33. Gráfico clúster realizado con la matriz de densidad mensual de mesozooplankton de todas las estaciones de muestreo durante todo el periodo de estudio promediado.

3.3.2 Especies tipificadoras

En la Tabla 2, se muestran los resultados del análisis de SIMPER para la comunidad de mesozooplancton. Este análisis se utiliza para identificar aquellas especies más características de cada estación de muestreo, también llamadas tipificadoras. De esta forma, es posible identificar como especies características de las estaciones de muestreo del grupo 1, especies típicamente marinas, como son los copépodos *Paracalanus parvus* y *Euterpina acutifrons*, el quetognato *Sagitta* sp., y larvas de crustáceos carideos. Como especie característica de las estaciones del grupo 2 encontramos al copépodo *Acartia tonsa*, con un porcentaje de contribución del 98%, mostrando una dominancia clara en dichas estaciones. Con respecto al grupo 3, identificamos como especies tipificadoras, especies típicamente dulceacuícolas como son el copépodo *Calanipeda aquedulcis* y el cladócero *Daphnia magna*. Por último, como especies tipificadoras de las estaciones de muestreo correspondientes a la dársena encontramos el copépodo ciclopoide *Acanthocyclops americanus* y el cladócero *Daphnia magna*.

Tabla 2. Resultados del análisis SIMPER, mostrando las especies de mesozooplancton identificadas como tipificadoras de cada estación de muestreo

	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%
Grupo 1 (1-4)				
<i>Paracalanus parvus</i>	6,53	8,30	1,78	14,44
<i>Sagitta</i> sp.	2,31	6,89	3,97	11,99
Larvas de carideo	1,79	4,36	1,62	7,60
<i>Euterpina acutifrons</i>	1,35	3,56	2,55	6,19
Grupo 2 (5-9)				
<i>Acartia tonsa</i>	8,52	71,82	3,45	97,95
Grupo 3 (10-15)				
<i>Calanipeda aquedulcis</i>	10,52	50,36	2,45	82,47
<i>Daphnia magna</i>	3,89	6,69	0,54	10,95
Grupo 4 (16-18)				
<i>Acanthocyclops americanus</i>	11,02	51,73	4,74	66,50
<i>Daphnia magna</i>	7,97	25,91	1,23	33,31

3.4 Relación entre las variables ambientales y biológicas

Por último, se ha realizado un análisis BioEnv, cuyo objetivo es realizar correlaciones entre las variables ambientales y la comunidad biológica y así poder identificar que variables ambientales son capaces de explicar en mayor medida la distribución y estructura de la comunidad de zooplancton en el río.

El resultado muestra (Tabla 3), con un coeficiente de correlación de 0.647, que la salinidad es la variable que mejor explica la estructura de la comunidad zooplanctónica en el estuario, seguida de turbidez (0.578).

Tabla 3. Resultados del análisis BioEnv		
Nº de variables	Correlación	Variables
1	0.647	Salinidad
2	0.578	Salinidad, Turbidez

4. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones obtenidas a partir de la nueva estrategia de seguimiento espacio-temporal de la comunidad de zooplancton del estuario del Guadalquivir para la anualidad 2021 son las siguientes

1. En función de las características ambientales medidas en cada estación de muestreo es posible identificar claramente 3 zonas principales en el estuario del Guadalquivir. Así el grupo o zona 1, está formado por las estaciones más salinas (1-6), menos turbias y alto contenido en oxígeno disuelto y clorofila a, el grupo 2 por las estaciones mesohalinas 7-15, con mayor turbidez, y menor contenido en oxígeno disuelto y clorofila a, y el grupo 3, formado por las estaciones oligohalinas localizadas en la dársena (17-18), caracterizadas por alto contenido en oxígeno disuelto y clorofila a y valores bajos de turbidez.
2. Generalmente, en un sistema estuarico las variables univariantes, como densidad, riqueza y diversidad de zooplancton tienden a ser más elevadas en las zonas más salinas del sistema, de acuerdo al esquema propuesto por Remane. En el estuario del Guadalquivir, las variables riqueza y diversidad se ajustan a este diagrama, encontrándose los máximos de ambas variables en las estaciones 1-4 y el mínimo en las estaciones de muestreo 5-8, debido principalmente al umbral fisiológico soportado por las distintas especies marinas y dulceacuícolas que habitan en los ecosistemas estuáricos.
3. En relación a la densidad, este patrón no es tan claro, ya que son las estaciones más salinas (1-4) las que presentan una menor densidad de individuos, mientras que las estaciones oligohalinas son las que presentan mayor densidad de zooplancton, especialmente la estación 13, debido principalmente a un aumento de la densidad del copépodo *Calanipeda aquaedulcis* y el cladócero *Daphnia magna* en el mes de agosto.
4. En cuanto a la estructura de la comunidad, es posible distinguir posible 4

zonas dentro del estuario. Cada una de estas zonas cuenta con comunidades zooplanctónicas características, así como un gradiente de variación continuo desde las masas de agua menos salinas, hacia el exterior del estuario.

5. En relación a las especies características de cada zona, se puede identificar como especies características de la zona o grupo 1 los copéodos *Paracalanus parvus* y *Euterpina acutifrons*, el quetognato *Sagitta* sp., y larvas de crustáceos carideos. Como especie característica de las estaciones del grupo o zona 2 encontramos al copéodo *Acartia tonsa*, mostrando una dominancia clara en dichas estaciones. Con respecto al grupo 3, identificamos como especies tipificadoras, especies típicamente dulceacuícolas como son el copéodo *Calanipeda aquedulcis* y el cladóceros *Daphnia magna*. Por último, como especies tipificadoras de las estaciones de muestreo correspondientes a la dársena encontramos el copéodo ciclopoide *Acanthocyclops americanus* y el cladóceros *Daphnia magna*.
6. Según los análisis realizados, la salinidad es la variable ambiental que mejor explica la estructura de la comunidad zooplanctónica observada en el estuario, seguida de la variable turbidez.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Baldó, F., Taracido, L.J., Arias, A.M., Drake, P., 2001. *Distribution and life history of the mysid *Rhopalophthalmus mediterraneus* in the Guadalquivir estuary (SW Spain)*. Journal of Crustacean Biology. 21: 961-972.
- Cuesta, J., Serrano, L., Bravo, M., Toja, J., 1996. *Four new crustaceans in the Guadalquivir river estuary (SW Spain), including an introduced species*. Limnética 12.
- Cuesta, J., González-Ortegón, E., Rodríguez, A., Baldó, F., Vilas, C., Drake, P., 2006. *The decapod crustacean community of the Guadalquivir Estuary (SW Spain): seasonal and inter-year changes in community structure*. Hydrobiologia 557: 85-95.
- David, V., Sautour, B., Chardy, P., Leconte, M., 2005. *Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 64:171-184.
- Diaz, R. J., Rosenberg, R., 2008. *Spreadin dead zones and consequences for marine ecosystems*. Science, 321: 926-929.
- Donazar-Aramendia, I., Sanchez-Moyano, J.E., Gracia-Asencio, I., Miro, J.M., Megina, C., García-Gómez, J.C., 2018. *Maintenance dredging impacts on a highly stressed estuary (Guadalquivir estuary): A BACI approach through oligohaline and polyhaline hábitats*. Marine Environmental Research, 140: 455-467.
- Drake, P., Arias, A.M., Baldó, F., Cuesta, J.A., Rodríguez, A., Silva-Garcia, A., Sobrino, I., García-González, D., Fernández-Delgado, C., 2002. *Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with regulated freshwater inflow*. Estuaries, 25 (3): 451-468.
- Grodzins, M.A., Ruz, P.M., Keister, J.E., 2016. *Effects of oxygen depletion on field distributions and laboratory survival of the marine copepod *Calanus pacificus**. Journal of Plankton Research, 38: 1412-1419.
- Guisande, C., Toja-Santillana, J. 1988. *The Dynamics of Various Species of the Genus *Brachionus* (Rotatoria) in the Guadalquivir River*. Hydrobiologie, 112: 579-585.
- J.D. Hudson, J.D., 1990. *Salinity from faunal analyses and geochemistry. Palaeobiology, a Synthesis*, Blackwell Scientific, Oxford (1990), pp. 406-408.
- Liandong Jing, Song Bai, Yihua Li, Yue Peng, Chenxi Wu, Jiantong Liu, Guoxiang Liu, Zhicai Xie, Gongliang Yu., 2019. *Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level*. Science of The Total Environment, 686: 753-763.
- Moderan, J., Bouvais, P., David, V., Le Noc, S., Simon-Bouhet, S., Niquil, N., Miramand, P., Fichet, D., 2010. *Zooplankton community structure in a highly turbid environment (Charente estuary, France): Spatio-temporal patterns and environmental control*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 88 (2): 219-232.

- Rabalais, N.N., Turner, R.E., Wiseman, W.J., Boesch, D.F., 1991. *A brief summary of hypoxia on the northern Gulf of Mexico continental shelf: 1985-1988*. Geological Society of London, 58: 35-47.
- Rehitha, V., Ullas, N., Vineetha, G., Benny, P.Y., Madhu, N.V., Revichandran, C., 2017. *Impact of maintenance dredging on macrobenthic community structure of a tropical estuary*. Ocean & Coastal Management, 144: 71-82.
- Remane, A. (1934). Die Brackwasserfauna. Verh. Deutsch. Zool. Ges. 1934: 34-74 In: Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft. Deutschen Zoologischen Gesellschaft im Frankfurt am Main: New York; Jena; Stuttgart.
- Shiyang Zhang, Qiaohong Zhou, Dong Xu, Jidong Lin, Shuiping Cheng, Zhenbin Wu., 2010. *Effects of sediment dredging on water quality and zooplankton community structure in a shallow of eutrophic lake*. Journal of Environmental Sciences, 22(2): 218-224.
- Stalder, L.C., Marcus, N.H., 1977. *Zooplankton responses to hypoxia: Behavioral patterns and survival of three species of calanoid copepod*. Marine Biology, 1997: 599-607.
- Tagliapietra, S., Ruiz, J., Prieto, L., Navarro, G., 2014. *Seasonal forcing of image-analysed mesozooplankton community composition along the salinity gradient of the Guadalquivir estuary*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 149: 244-254.
- Vaquer-Sunyer R., Duarte C.M., 2008. *Thresholds of hypoxia for marine biodiversity*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 150: 15452-15457.
- Vilas, C., Drake, P., Foeckede, N., 2008. *Feeding preferences of estuarine mysids Neomysis integer and Rhopalophthalmus tartessicus in a temperate estuary (Guadalquivir Estuary, SW Spain)*. Estuarine Coastal and Shelf Science 77: 345-356