

**FACULTAD DE CIENCIAS**  
**GRADO EN CIENCIAS DEL MAR**  
**TRABAJO FIN DE GRADO**  
**CURSO ACADÉMICO [2016-2017]**

TÍTULO:

**EFFECTO DE LA PRESENCIA DE ESCOLLERAS SOBRE LA INFAUNA**

AUTOR:

**LAURA SEMPERE BEA**



## Indice

Resumen.....	4
Abstract .....	6
Introducción .....	8
Materiales y métodos.....	12
Cronograma.....	18
Resultados .....	19
Discusión.....	24
Conclusión .....	29
Bibliografía.....	29
ANEXO .....	33

## Resumen

La contaminación por materia orgánica es una de las más extendidas en la actualidad en el medio marino. Una de las razones por las que se produce es la reducción del hidrodinamismo causada por construcciones que penetran en el mar distorsionando sus corrientes. En el caso de Dénia el puerto también ha generado un impacto en la playa de La Marineta Casiana, situada al sur de sus espigones. La reducción de la renovación del agua favorece la sedimentación de partículas finas alterando la composición granulométrica y la concentración de materia orgánica del bentos. Esta alteración se vuelve especialmente importante en ambientes bentónicos con sedimento limoso como los de La Marineta Casiana, ya que, son más propensos a sufrir este tipo de contaminación debido a que al oxígeno le cuesta más difundir hacia sustratos inferiores. Por lo tanto, hay menor cantidad de oxígeno disponible para oxidar la materia orgánica en caso de contaminación por su exceso. Además, el puerto también ha causado el retroceso de *Posidonia oceanica*, por ello, se está produciendo su sustitución por la macroalga *Caulerpa prolifera* que acelera el proceso de enfangamiento y el de aumento de materia orgánica. El resultado de esta contaminación es la creación de un ambiente reducido en el cual se favorece la liberación masiva de nutrientes y de sustancias tóxicas como los sulfatos a la columna de agua. Este hecho provoca que las especies sensibles de la comunidad bentónica sean desplazadas y se sustituyan por otras más tolerantes a la contaminación. Por otra parte, en estudios anteriores realizados con sedimentos de esta playa se ha observado que la aireación con oxígeno de la capa superficial del sedimento provoca una considerable reducción de la materia orgánica a corto plazo, por ello, en un futuro se quiere comprobar si *in situ* tendrá el mismo efecto. Así pues, el objetivo de este trabajo ha sido comprobar si el espigón sur del puerto tiene un efecto negativo sobre la fauna del sedimento. Para ello se recogieron 4 muestras mediante cores de 122 cm<sup>2</sup> en 6 sitios de la playa distribuidos diferentes distancias de la costa y a distintas distancias del espigón. Se contabilizaron los órdenes de macrofauna y los géneros de foraminíferos teñidos con Rosa de Bengala. Finalmente, se obtuvo que la macrofauna más sensible a la contaminación por materia orgánica como los crustáceos se encontraba en mayor medida lejos del espigón. Por otra parte, los géneros de foraminíferos más tolerantes a dicha contaminación se encontraron cerca del espigón. Además, en zonas con el potencial redox reducido y poca disponibilidad de oxígeno existía menor abundancia de macrofauna, en cambio en los foraminíferos aumentaba, lo que puede ser causado por el aumento de foraminíferos oportunistas. Como conclusión decir que el espigón sur del puerto sí que ha tenido un impacto en la distribución de la fauna bentónica a pesar de que no sea significativo en los análisis, que ha favorecido la aparición de especies

oportunistas adaptadas a altas concentraciones de materia orgánica y de baja disponibilidad de oxígeno.

## Abstract

Nowadays pollution by organic matter is one of the most widespread environmental problems in the marine environment. One of the reasons for that is the reduction of hydrodynamism caused by constructions that interfere with coastal currents. In the case of Denia, the harbour has also generated an impact on the beach of La Marineta Casiana, located to the south of its breakwaters. The reduction of the water renewal favours the sedimentation of fine particles altering the granulometric composition and the concentration of organic matter of the benthos. This alteration becomes especially important in benthic environments with silty sediment such as those of La Marineta Casiana, since they are susceptible to suffer this type of contamination because oxygen diffusion towards inferior substrates is difficult. Therefore, there is less oxygen available to oxidize the organic matter in case of contamination by excess. In addition, the harbour has also caused the regression of *Posidonia oceanica*, being replaced by the species *Caulerpa prolifera* that accelerates the process of mud creation and increase of organic matter. The result of this pollution is the creation of a reduced environment in which the massive release of nutrients and toxic substances such as sulfates into the water column is favoured. This affects the sensitive species of the benthic community that are displaced and replaced by more tolerant species. In previous studies carried out with sediments of this beach it has been observed that aeration with oxygen of the surface layer of the sediment causes a considerable reduction of the organic matter in the short term, therefore, in the future we want to check if *in situ* will have the same effect. The objective of this work has been to verify if the port's southern breakwater has a negative effect on the fauna of the sediment. For this purpose, 4 samples were collected using 122 cm<sup>2</sup> cores at 6 beach sites distributed at different distances from the coastline and at different distances from the breakwater. Macrofauna orders and genera of foraminifera stained with Rose of Bengal were counted. Finally, it was obtained that the macrofauna particularly sensitive to the contamination by organic matter (e.g. crustaceans) was more abundant at the stations far away from the breakwater. Furthermore, the genera of foraminifera that are more tolerant to this type of pollution, were found abundantly near the breakwater. In addition, in areas with reduced redox potential and low oxygen availability there was a lower abundance of macrofauna, whereas foraminifera increased, which may be caused by an increment in opportunistic foraminifera. In conclusion, the southern breakwater of the port has had an impact on the distribution of benthic fauna, although it is not significant in statistical analysis, which has favoured the appearance of opportunistic species adapted to high concentrations of organic matter and low oxygen availability.



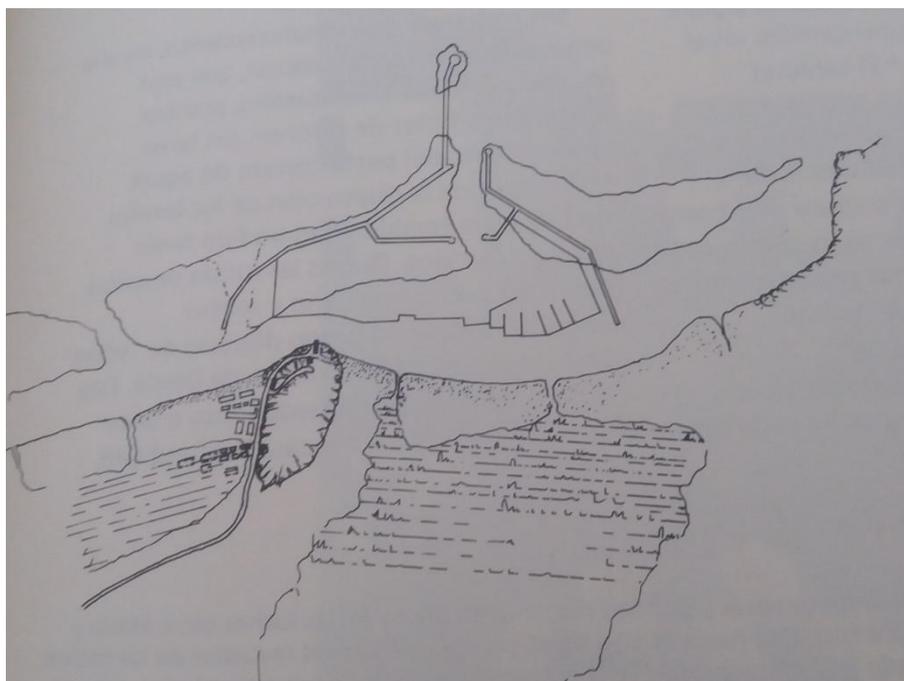
## Introducción

El Mediterráneo reúne varias características que lo hacen dueño de una considerable biodiversidad de especies, así como, especies endémicas como por ejemplo el atún del este (*Thunnus Thynnus*), la foca monje (*Monachus monachus*) y algunas fanerógamas marinas como *Posidonia oceanica* (Coll *et al.*, 2010). En concreto, se ha estimado que posee entre un 4% y un 18% de las especies marinas del mundo aún ocupando un volumen del 0,32% respecto al volumen del océano mundial. Esta amplia variedad de especies es debida, en gran parte, a los grandes cambios geológicos sufridos desde su aparición y a su diversidad ecológica, ya que, presenta propiedades heterogéneas en cuanto a su climatología y a su hidrología (Bianchi y Morri, 2000); por ello, las especies restantes que han conseguido adaptarse a dichos cambios son las que constituyen hoy en día los seres vivos que habitan esta región. Además, la historia de la recopilación y descripción de estas especies comienza con los filósofos de la antigüedad como Aristóteles, de todas formas, se ha valorado que todavía quedan alrededor del 75% de ellas por descubrirse habitando sus fondos marinos (Coll *et al.*, 2010).

Por otra parte, se ha observado que las zonas con una significativa mayor riqueza de especies de algunos grupos taxonómicos se encuentra en la costa Mediterránea este (Coll *et al.*, 2010), la cual, engloba en gran parte a las costas Españolas. Asimismo, hay que destacar que actualmente la biodiversidad del mar Mediterráneo se considera fuertemente amenazada por las actividades humanas, sobre todo teniendo en cuenta que la mayoría de ellas afectan a las zonas neríticas (Holon *et al.*, 2015). Todas las actividades que se llevan a cabo en el medio provocan un efecto sobre éste en mayor o menor grado, que provoca su alteración dependiendo de su fragilidad. En el caso concreto de España, al no haber existido una ley de costas definitiva hasta el 2004, se ha producido un aumento descontrolado de las construcciones costeras desde 1960 a causa de su demanda por relativamente recientes actividades económicas relacionadas con el turismo, así como por su crecimiento demográfico, lo cual, ha conllevado una gran pérdida ecológica por la destrucción de los hábitats, ya que, se ha priorizado el desarrollo económico sin importar sus consecuencias ecológicas para el medio a largo plazo (Arenas, 2010).

La población de Dénia, situada al norte de la provincia de Alicante en la Comunidad Valenciana (España), es uno de los ejemplos de población costera urbanizada. Dénia es una localidad que en la antigüedad destacó por poseer un puerto natural, ya que en otras localidades, no se disponía de la tecnología necesaria para construir los diques de protección en otras localidades y escaseaban estructuras naturales de este tipo, por ello, hasta el siglo XV jugó un importante papel en el comercio y en la estrategia militar de la costa este peninsular (Ferrer

Marsal, 1994). Aun así, dicha estructura natural ha ido variando con el tiempo debido a la diferente intensidad de aportes de sedimento del río Ebro principalmente, por ello, la estructura protectora de bajos de arena acabó perdiéndose y fue necesaria la construcción de diques artificiales (Fig. 1). La construcción del actual puerto de Dénia se prolongó durante 200 años finalizándose en 1994 (Ferrer Marsal, 1994). Actualmente, se caracteriza por poseer un canal central protegido por el dique norte que se prolonga 632m mar adentro y el dique sur o la escollera de 200m, con un calado de 6-10m (Gallego, 1966). Dicho calado se consiguió mediante dragados sucesivos debido a que las tormentas y las propias obras del puerto lo colmataban (Ferrer Marsal, 1994).



**Figura 1.** Plano del puerto de Denia en el siglo II a.C. con el plano actual superpuesto. Se observa el canal natural que hoy en día está protegido por los espigones. Imagen obtenida de Ferrer Marsal (1994).

Así pues, el puerto de Denia ha constituido un valor añadido para el municipio, ya que, gracias al auge del turismo a partir de 1960, ayudó al pueblo a salir de la crisis económica provocada por una plaga de pulgón filoxera que atacaba a los viñedos, los cuales, producían la uva que era la principal actividad comercial del pueblo. Sin embargo, la morfología base de su construcción no ha sido modificada a lo largo del paso del tiempo y se prolongó el dique Norte en varias etapas entre el 1928 y el 1936, lo cual, ha tenido varios efectos sobre todo en la playa de La Marineta Casiana, a la que protege de las corrientes de deriva del norte (Gallego, 1966).

La Marineta Casiana es una playa de unos 1260m de longitud y de escasa profundidad, con una anchura media de 30m. El sedimento de esta playa está compuesto por arenas finas y limosas, y además, sus aguas recogen parte de la reserva marítima del cabo de Sant Antoni, y

forma parte de los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de la Península Ibérica de la Red Natura 2000 (Playa Marineta Casiana, 2017). La presencia del espigón en la playa ha modificado las corrientes y la dinámica costera fomentando la acumulación de materia orgánica en el sedimento y modificando su granulometría (Becchi *et al.*, 2014). Además, actualmente las praderas de *Posidonia oceanica* que ofrecían a esta playa protección contra la erosión, estabilidad en las cadenas tróficas marinas y autodepuración del agua (Campagne *et al.*, 2015), se encuentran en retroceso debido al impacto que supone el puerto y la costa urbanizada, ya que, según estudios realizados a grandes escalas temporales y espaciales, estas son las principales causas de su retroceso junto con la eutrofización de las aguas (Holon *et al.*, 2015). Asimismo, este hecho es potenciado por el crecimiento del alga verde autóctona del Mediterráneo *Caulerpa prolifera*, la cual, no puede competir contra una pradera sana, al contrario que otras especies invasoras del mismo género como *C. racemosa* y *C. taxifolia*, pero sí que pueden acelerar el retroceso de las praderas que se encuentren bajo algún estrés. El aumento de la tasa de sedimentación ocasionada por el estancamiento del agua producido por la protección de las corrientes por parte del espigón es potenciado por *C. prolifera*, considerada modificadora del hábitat alterando la deposición de los sedimentos y favoreciendo un sustrato más fino y suelto; con lo cual, termina enterrando a *P. oceanica* o aumenta la turbidez del agua impidiendo el paso de la luz y modificando sus tasas de crecimiento. Por otra parte, *C. prolifera* al morir se descompone aumentando la cantidad de materia orgánica disuelta, mientras que *P. oceanica* mantiene sus estructuras gracias a la celulosa (Montefalcone *et al.*, 2007).

Estas condiciones han favorecido que se produzca la contaminación por materia orgánica, una de las más extendidas. Este tipo de contaminación se produce cuando se sobrepasa la capacidad de asimilación de materia orgánica del fondo marino (Srithongouthai y Tada, 2017), considerado la plataforma de reciclaje del océano, ya que, en él se lleva a cabo la mineralización de los nutrientes procedentes de la columna de agua debido a la estratificación de microorganismos con distintas formas de obtención de energía capaces de llevar a cabo esa función. Cuando los aceptores de electrones como el oxígeno, el manganeso y el hierro se agotan, el sedimento deja de permanecer oxidado y comienza a reducirse. En el ambiente reducido tiene lugar la liberación masiva de nutrientes a la columna de agua mediante el metabolismo de los microorganismos y por reacciones químicas en el medio. La nitrificación y la desnitrificación tienen lugar en ambientes aerobios, por ello, en este tipo de ambientes reducidos y anóxicos se produce directamente la liberación de amonio. Por otra parte, el fósforo y el hierro rompen su enlace con el oxígeno, tanto por la reducción microbiana del hierro como por la pérdida del oxígeno utilizado para la oxidación del exceso de materia orgánica, por ello, el

fósforo es liberado al medio y el hierro reacciona con los sulfuros libres precipitando. Además, la liberación de nutrientes normalmente escasos en el medio provoca la proliferación masiva de productores primarios (Holmer *et al.*, 2008). Por último, se produce la reducción del sulfato, la cual, libera sulfuros al medio que son tóxicos para los organismos y que, por lo tanto, provoca su migración o su muerte. En casos extremos, cuando la reducción de sulfato se agota tiene lugar la metanogénesis por bacterias metanorreductoras; en estos casos se puede apreciar la liberación de burbujas de gas a la columna de agua (Holmer *et al.*, 2008).

Por otra parte, los sedimentos finos como los de la playa de La Marineta Casiana son más propensos a sufrir este tipo de contaminación debido a que el oxígeno solo difunde unos pocos centímetros en la capa superficial (Rosenberg *et al.*, 2003), ya que, el espacio intersticial entre los granos es menor dificultando el paso del agua y el paso del oxígeno por capilaridad. En este tipo de ecosistemas el papel de la macrofauna es muy importante, ya que, a pesar de que la respiración sea mayoritariamente microbiana (70-90%), la macrofauna actúa como regulador del ecosistema (Rosenberg *et al.*, 2003). Por ello, en sedimentos con macrofauna el oxígeno puede difundir hasta más de 10cm, debido a la actividad excavadora y de irrigación que provocan la bioturbación del sedimento mediante su desplazamiento aumentando la superficie de acceso para la acción de los microorganismos. También, contribuyen positivamente a su mineralización mediante la alimentación y la producción fecal (Rosenberg *et al.*, 2003). Las fanerógamas marinas como *Posidonia oceanica* también benefician al medio al crear más espacio intersticial mediante sus raíces. Además, la biodiversidad favorece los procesos del ecosistema y asegura el mantenimiento del correcto funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos debido a que tanto la macrofauna como la meiofauna actúan a distintos niveles, provocando el desplazamiento de partículas y aglutinando los detritos mediante secreciones mucosas respectivamente, promoviendo la actividad proteolítica. De la misma forma, cuanto mayor sea la diversidad de especies y de grupos funcionales en el ecosistema mayor será la capacidad de autorregulación y autodepuración del medio (Liu *et al.*, 2017).

Además, en un futuro escenario de cambio climático se prevé que con el aumento de la temperatura media global, aparte de favorecer a las especies invasoras de climas tropicales colonizar el Mediterráneo, también favorecerá la disminución del oxígeno disuelto en el agua y, por lo tanto, la creación de más espacios anóxicos o hipóxicos; lo cual, tendrá un fatal efecto sobre la biodiversidad de las playas como La Marineta Casiana (Bijma *et al.*, 2013).

Por ello, en esta zona se quiere llevar a cabo un trabajo de remediación del sedimento, ya que, en el trabajo de Fernández realizado en el año 2015 se llevó a cabo la oxigenación de muestras del sedimento de dicha playa mediante su aireación en el laboratorio. Se obtuvieron

buenos resultados en cuanto a la rápida oxigenación del sedimento, la oxidación de la materia orgánica y un potencial redox oxidado favoreciendo la basificación del pH, y reduciendo así la cantidad de compuestos como el sulfato reducido ( $H_2S$ ) debido a que en medios oxidados sería favorecida termodinámicamente la reacción contraria dando lugar a  $SO_4^{-2}$ , eliminando los malos olores. Así pues, es posible que oxigenando el medio *in situ* se recuperen a unas buenas condiciones para que se desarrolle la vida que tendría lugar antes de la eutrofización. Por ello, antes de realizar los experimentos *in situ*, en el presente trabajo de fin de grado se quiere comprobar si existen diferencias en la fauna causadas por el desarrollo de condiciones reducidas provocadas por la reducción del hidrodinamismo originado por el espigón del puerto. El interés reside en conocer la fauna que sería recuperada mediante el tratamiento.

## Materiales y métodos

Zona de estudio:

La zona en la cual se ha llevado a cabo el estudio corresponde a la playa de La Marineta Casiana, situada al noreste de Dénia (España) (Fig. 2). Se dividió la playa en seis zonas, tres de ellas a unos 10m de la costa y con una profundidad de aproximadamente 60cm; y otras tres a unos 400m de la costa con una profundidad de 1,7 metros aproximadamente. Además, cada uno de esos 3 puntos se encontraban a distancias diferentes del espigón sur del puerto: las zonas 1 y 4 a 185m, las zonas 2 y 5 a 840m, y las zonas 3 y 6 a 1115m. Dentro de cada zona se recogieron cuatro muestras, sumando un total de 24 muestras.



Metodología empleada en el muestreo:

Para la recogida de las muestras se empleó un core de PVC de 1 litro de capacidad que alcanzaba los 8,2cm de profundidad (Fig. 3). La función de los cores se remite a la extracción de las capas del sedimento sin alteración de su orden o impidiendo su mezclado. Una vez el core se clava en el sedimento, éste se tapa por su cara externa para crear un efecto de vacío que impide que el sedimento caiga durante la extracción del core del suelo. En este caso no era necesario mantener el orden de los estratos, ya que, solamente se buscaba conocer la fauna del sedimento en general y, además, con tan poca profundidad a penas se alcanzaban dos estratos diferentes. El uso del core era necesario para conocer el área extraída y su profundidad.



**Figura 3.** Imagen del core de 8,2cm de profundidad y 122cm<sup>2</sup> de área.

Una vez el core era extraído, se vertía su contenido en un bote de plástico de 1 litro de capacidad. El agua que contenía el core extraído se filtró con una red de malla de 50 $\mu$ m de luz para evitar perder fauna. Luego la malla de 50 $\mu$ m se limpió con agua marina previamente filtrada con una red de malla de 25 $\mu$ m, para evitar contaminar la muestra con organismos presentes en la columna de agua, y se pasó su contenido al bote de plástico correspondiente.

De cada zona de extracción de las muestras también se recogieron variables físicas. En este caso se registró la temperatura del agua, la salinidad y la conductividad con un CT (modelo JFE Advantech Infinity A7CT). Además, se extrajeron 4 muestras del agua intersticial del sedimento de cada zona, de sitios diferentes a las muestras de los cores, para medir el oxígeno disuelto (modelo WTW Oxi 340) y el potencial redox (modelo ADWA AD130). Para extraer el agua intersticial del sedimento se utilizó una bomba de succión manual compuesta por una jeringa y una lanceta con una malla de 200 $\mu$ m de luz (Fig. 4) que era clavada en el interior del sedimento y

permitía extraer solo el agua que éste contenía. Luego su contenido se vertía lentamente, para evitar su mezcla con el aire atmosférico, en un bote de plástico de 50mL de capacidad, se tapaba, y a los pocos minutos (5-10min) los parámetros mencionados eran medidos en la playa (ver figura 1 en el anexo).



**Figura 4.** Imagen de la bomba manual con lanceta y malla de 200µm de luz.

La distancia a la costa de las zonas cercanas y la profundidad se midió con un metro, mientras que la distancia a la costa de las zonas lejanas y la distancia al espigón se midió mediante la herramienta *Measure line* de QGIS. La localización geográfica de las zonas se recogió con un GPS modelo Garmin 72H.

Metodología utilizada en el laboratorio:

Una vez en el laboratorio las muestras, en este caso los botes con aproximadamente el litro de sedimento, se congelaron para detener o ralentizar la actividad bacteriológica y enzimática de los organismos de las muestras y así poder mantenerlos en buenas condiciones hasta el día de su observación; luego, unas horas antes de su uso, era necesario sacarlas del congelador para que se descongelaran lentamente.

A continuación, las muestras descongeladas se pesaron quitando el exceso de agua filtrándolo por una malla de 50µm para no perder posible fauna superficial y luego se pesó el sedimento en húmedo con el bote. De este peso se extraía la mitad para la separación de la fauna, la otra mitad se conservó para realizar la granulometría.

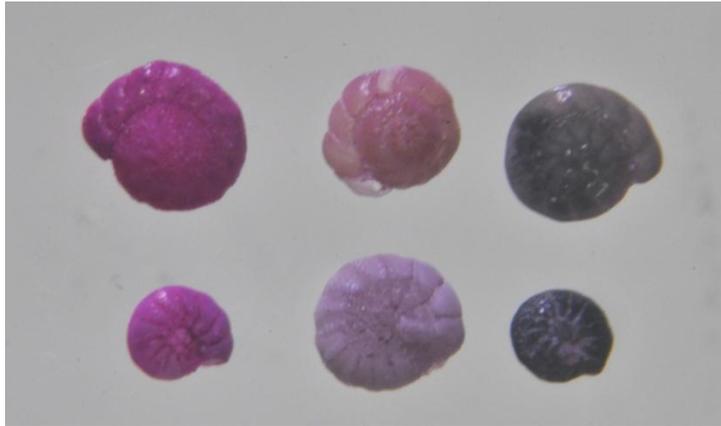
La mitad de la muestra utilizada para la separación de la fauna se tamizó. Para realizar el tamizado previamente se eligió el tamaño de la luz de la red de malla por la cuál debía pasar el sedimento. Para elegir el tamaño correcto que permitiera retener la mayor cantidad de infauna y descartar la mayor cantidad de sedimento se midieron los organismos de una fracción de la muestra tamizada a 200µm y de otra fracción tamizada a 400µm. Se observó que la mayoría de los organismos de ambas muestras medían más de 400µm, por lo tanto, como se reducía notablemente el esfuerzo muestral, ya que, gran parte del sedimento era descartado y solo se

perdía alrededor del 10% de la fauna, se tomó la decisión de tamizar las muestras con una red de malla de 400µm.

Después del tamizado se separaban todos los organismos con pinzas en una placa Bogorov y con la ayuda de una lupa binocular Leica S8AP0. El agua utilizada era agua de mar filtrada a 25µm. Los organismos que estaban vivos en el momento de su recolección se separaron según su filo en tubos eppendorf, en el caso de los foraminíferos se conocería posteriormente si estaban teñidos mediante la tinción con Rosa de Bengala. Finalmente, se formolaron con una concentración del 4% de formol tamponado con tetraborato sódico para fijar los organismos hasta el día de su identificación.

Se decidió llevar a cabo la separación de los foraminíferos porque en este trabajo se buscaba conocer el efecto del espigón sur del puerto en todos los niveles de fauna posibles, además, los foraminíferos también pueden ser significativos a la hora de estudiar el impacto en una zona (Martin *et al.*, 1995). Una vez los organismos estaban separados se deformolaron los eppendorfs, se contó el número de individuos de cada eppendorf y se identificaron. Los órdenes de fauna contabilizados han sido los siguientes: *Gasteropoda*, *Bivalvia*, *Isopoda*, *Amphipoda*, *Acrania*, *Polychaeta*, *Cumacea* y *Anisopoda* (ver figuras 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8 en el anexo).

Para conocer el número de foraminíferos vivos en el momento de su recolección se llevó a cabo la tinción con Rosa de Bengala siguiendo el método especificado en (Grill y Quattrocchio, 1996), que consiste en aplicar una concentración de colorante de 2g/L de agua destilada a los foraminíferos durante un día. Luego es necesario lavar los foraminíferos con agua destilada y dejarlos secarse. Los foraminíferos teñidos se distinguen por obtener una coloración magenta fuerte, mientras que los foraminíferos no teñidos presentan una coloración rosa palo o incluso blanca (Fig. 5). En este caso se contabilizaron como vivos aquellos foraminíferos que poseían las cámaras centrales teñidas, ya que, es un método con un porcentaje elevado de error debido a que se pueden teñir las proteínas de bacterias alojadas en el interior del caparazón de organismos muertos. En este caso, no se consideró importante la posibilidad de que la materia orgánica del individuo se hubiera conservado durante un largo periodo de tiempo debido a que eso suele ocurrir en zonas de muy bajas temperaturas (Bernhard, 1988). También se cuantificaron los foraminíferos negros de cada zona porque pueden ser indicativos de condiciones reducidas (Murray y Bowser, 2000).



**Figura 5.** Imagen de foraminíferos del género *Ammonia sp.* teñidos, sin teñir y negros, respectivamente.

Los géneros de foraminíferos observados fueron los siguientes (ver figuras 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, y 16 en el anexo): *Ammonia sp.*, *Elphidium sp.*, *Peneroplis sp.*-*Spirolina sp.*, *Quinqueloculina sp.*-*Triloculina sp.*, *Nonion sp.*, *Cibicides sp.* y los géneros no identificados aparecen como Sp 1 y Sp 2. Se decidió contabilizar conjuntamente a los géneros de *Penneroplis* y de *Spirolina* y de *Quinqueloculina* y de *Triloculina* porque en algunos casos podían confundirse.

Por último, se llevó a cabo la granulometría en húmedo. Para ello, se dejaron secar las muestras 2 días en el horno a 70°C y se pesó el peso total previamente al tamizado para poder obtener el peso del sedimento fino perdido durante el proceso. A continuación se realizó el tamizado con una columna de agua y los tamices de 2mm, de 0,5mm, 0,25mm y de 0,063mm de luz de malla. Se envolvió cada fracción de sedimento en un papel de plata etiquetado y dejó secar en el horno a 70°C durante 2-4 días. Finalmente, se pesó cada fracción y se le restó el peso del papel de plata, además, para conocer la fracción de <0,063mm se restaron los pesos de cada tamizado al peso inicial.

#### Análisis estadístico:

En cuanto al análisis estadístico, para cumplir el objetivo de analizar el efecto del espigón en la fauna de la playa se llevaron a cabo dos análisis MDS (non-metric MultiDimensional Scaling) para observar las similitudes en cuanto a la distribución de los taxones de las especies conforme su abundancia por cm<sup>2</sup> muestreado (Reyes Martínez *et al.*, 2015). Se realizó uno para macrofauna y otro para los foraminíferos, ya que, si se realizaba conjuntamente el peso de la abundancia de foraminíferos podía ocultar las diferencias producidas por la macrofauna. Además, así se pudo visualizar si para distintos niveles de tamaño (macrofauna y meiofauna) existían diferencias en la distribución. Conjuntamente con los MDS se realizaron dos Cluster para calcular el porcentaje de disimilitud entre los grupos de zonas creados en los MDS, así como, dos análisis SIMPER para conocer que taxones eran los que creaban dichas disimilitudes. También, se

realizó un gráfico circular para observar las proporciones de los taxones en cada zona, tanto para la macrofauna como para los foraminíferos. Finalmente, se llevaron a cabo dos PERMANOVA para saber si las diferencias encontradas por los análisis anteriores eran significativas, conforme a los factores de distancia a la costa (10m y 400m) y de distancia al espigón (cerca, medio y lejos), ambos ortogonales y fijos. En este caso no se realizaron transformaciones en ningún análisis, ya que, el esfuerzo muestral fue el mismo para cada grupo y no existían grupos excesivamente grandes que pudieran distorsionar los resultados. Al ser análisis con abundancias de biomasa se usó Bray-Curtis.

Por otra parte, se realizaron 2 ANOVAS, uno para la macrofauna y otro para los foraminíferos, para comprobar si la abundancia de individuos por cm<sup>2</sup> en cada zona era diferente conforme a los mismos factores de distancia a la costa y de distancia al espigón utilizados en el PERMANOVA. Se cumplían los requisitos de independencia de las muestras y de normalidad. Cuando la homogeneidad de varianzas no se cumplía transformando con  $\log(x+1)$  se realizaba el ANOVA con los datos transformados y se utilizaba un alfa de 0.01, a pesar de tener menos de 30 muestras (Underwood 1997). Si las diferencias eran significativas se realizó el test SNK. Además, se realizaron dos gráficos de barras para observar la tendencia de las diferencias.

Se llevó a cabo un PCA para observar la tendencia de aumento de las variables ambientales (la abundancia de foraminíferos negros (ind/cm<sup>2</sup>), el oxígeno disuelto en el agua intersticial del sedimento (mg/L), el potencial redox del agua intersticial del sedimento (mV), la salinidad y la composición del sedimento (%)) entre las zonas, así como, un PERMANOVA para comprobar si las diferencias eran significativas con los mismos factores de los anteriores análisis. Para ambos análisis se normalizaron los datos y se utilizó el índice de Distancia Euclídea para generar la matriz.

Por último, se realizaron 4 regresiones lineales con las variables del oxígeno disuelto (mg/L) y del potencial redox (mV) del agua intersticial del sedimento como independientes y la abundancia como dependiente (ind/cm<sup>2</sup>), en las cuales, se cumplieron los requisitos de normalidad y de homocedasticidad de los datos con las transformaciones oportunas y se utilizó un alfa de 0,05. También se realizó el test de correlación de Pearson para comprobar el porcentaje de abundancia de individuos que las variables ambientales explicaban.

Todos los análisis fueron realizados con el programa R-project excepto los PERMANOVAS que se realizaron con PERMANOVA v. 1.6. Los gráficos circulares se hicieron con el programa Excel 2007.

## Cronograma

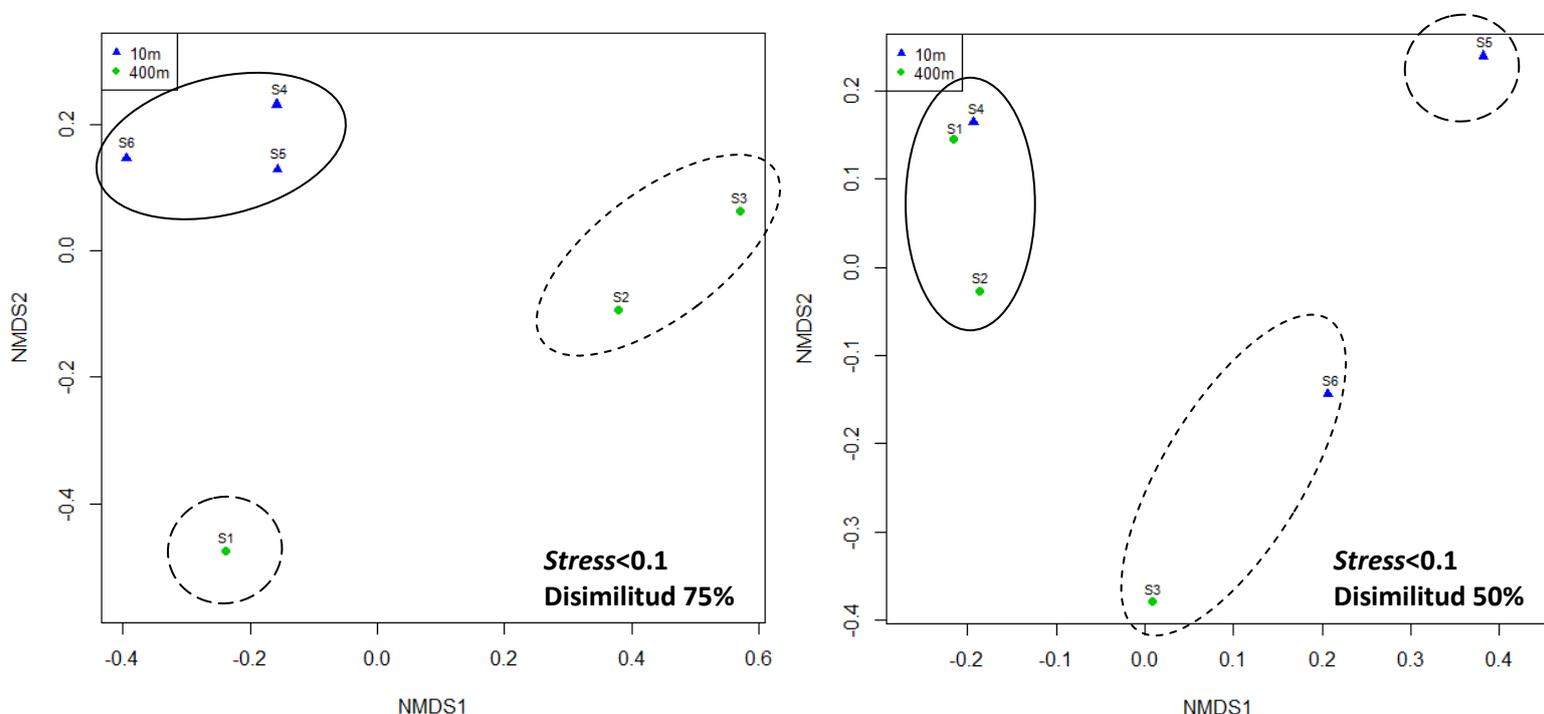
**Tabla 1.** Plan de las actividades llevadas a cabo para la realización del Trabajo de Final de Grado

Actividades del TFG	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio
Búsqueda bibliográfica		■					
Planificación del trabajo			■				
Muestreos			■		■		
Separación fauna del sedimento				■	■		
Conteo e identificación de la fauna						■	
Tinción foraminíferos y granulometría						■	
Realización de los análisis estadísticos						■	
Redacción de la memoria					■	■	
Entrega del trabajo							■

## Resultados

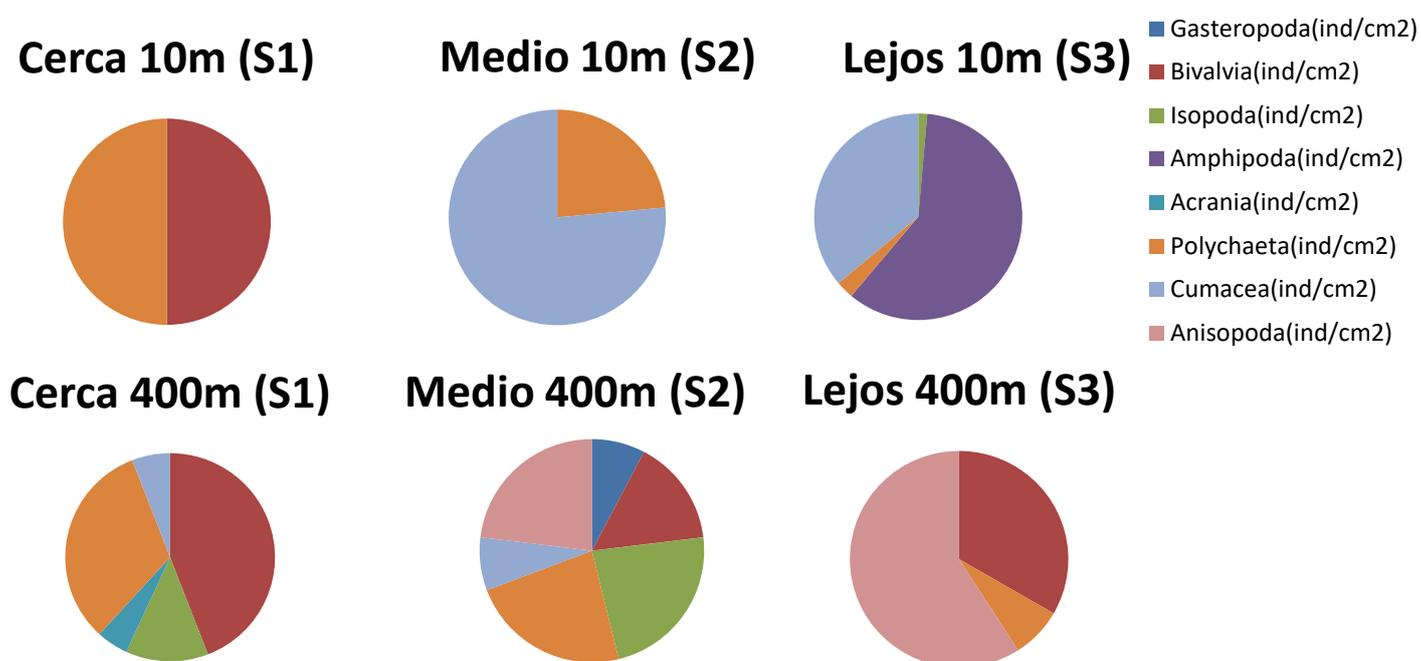
En los resultados del *MDS (non-metrics multidimensional scaling)* y del *Cluster* se ha obtenido que las distribuciones de los sitios que presentan mayor similitud son diferentes para los órdenes de macrofauna y los géneros de foraminíferos (Fig. 6). Para la macrofauna, se observa que tiende a ser más semejante conforme a su distancia a la costa, ya que, las muestras que presentan un 25% de similitud se encuentran a la misma distancia. Aún así, en la zona costera S1, la más cercana al espigón de la zona de 10 m, se parece en un 20% a las de mayor distancia a la costa.

Por otra parte, la distribución de los sitios conforme a su parecido en los géneros de foraminíferos presentes tiende a ser más similar conforme a su distancia respecto al espigón. Por ello, las muestras de los sitios S1 y S4 llegan a alcanzar un grado de similitud del 75%; y la siguiente más parecida a éstas es la S2. En contraposición, se encuentran las muestras S3 y S6, que son las más lejanas al espigón. La zona S5 es la que presenta mayores diferencias en cuanto a la composición de los géneros de foraminíferos con el resto de zonas.



**Figura 6.** *MDS (non-metrics MultiDimensional Scaling)* para los órdenes de los individuos de macrofauna y para los géneros de foraminíferos de cada sitio respectivamente, diferenciando con los colores azul y verde la distancia a la costa. S1 y S4: zonas cercanas al espigón; S2 y S5: zonas de distancia media al espigón; S3 y S6: zonas lejanas al espigón. Los círculos agrupan los sitios que presentan mayor grado de similitud; en el primer MDS los grupos se parecen un 25% y en el segundo un 50%.

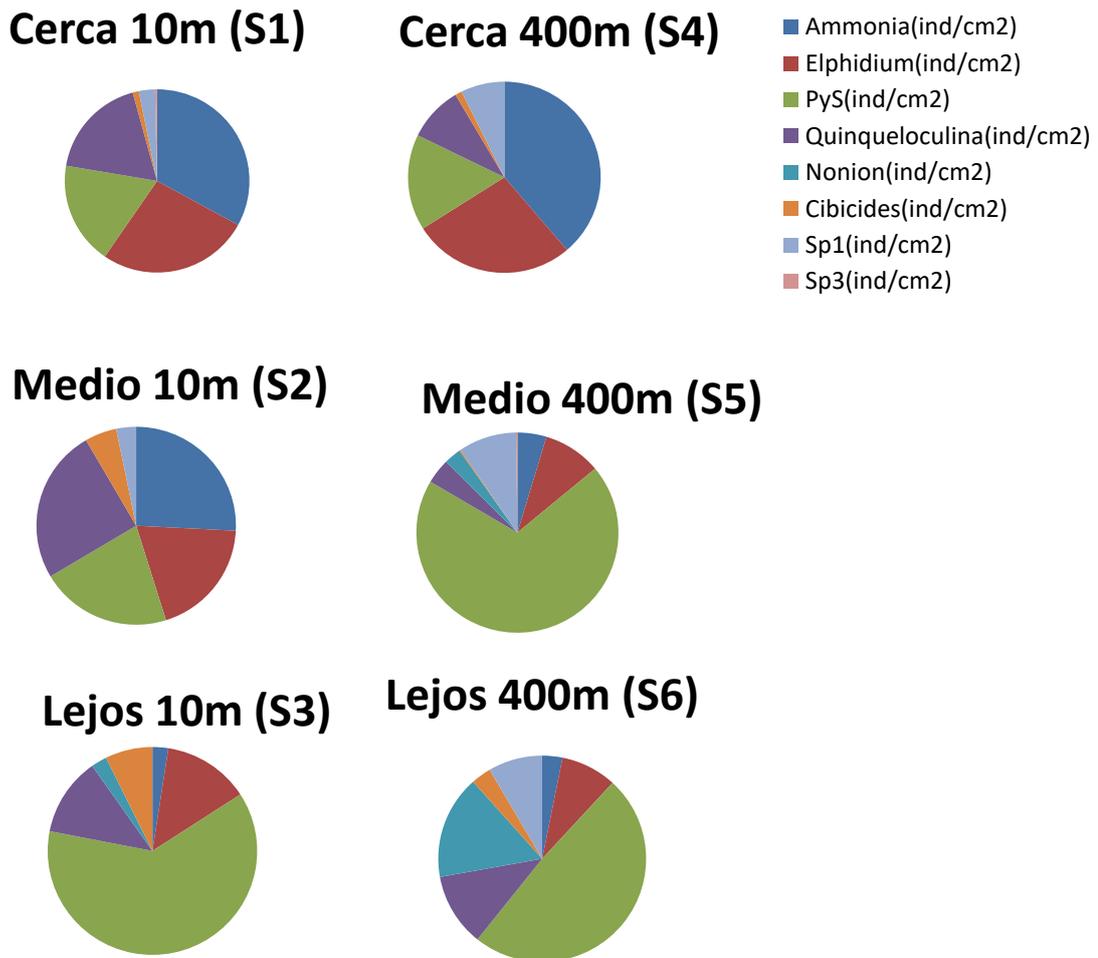
En los resultados de análisis *SIMPER* (*Similarity Percentajes*), se han obtenido los órdenes de macrofauna que explican en un 80,65% las diferencias encontradas en las zonas, dependiendo de su distancia a la costa. En este caso son (de mayor a menor grado de influencia): *Cumacea*, *Amphipoda*, *Bivalvia* y *Anisopoda* (Ver tabla 1 en el Anexo). En las zonas más profundas, o con mayor distancia a la costa, hay mayor proporción de los órdenes Anisopoda y Bivalvia; mientras que en las zonas más cercanas a la costa es mayor la proporción de cumaceos. Por otra parte, en la muestra S1, cercana a la costa, solo se encontraron individuos de los órdenes Bivalvia y Polychaeta que son más abundantes en las zonas profundas (Fig. 7). Además, en el PERMANOVA se obtuvo que las diferencias observadas entre las distancias sí que eran significativas ( $perm=0.037$  (ver tabla 2 en el anexo)).



**Figura 7.** Gráficos circulares que representan la proporción de cada orden dependiendo de su abundancia de individuos por cm<sup>2</sup> muestreado en cada zona. Distancia al espigón: Cerca, Medio y Lejos. Distancia a la costa: 10m y 400m.

En el caso de los géneros de los foraminíferos, las diferencias entre los grupos dependiendo de su distancia al espigón son causadas en un 74-83% por las abundancias de los géneros *Penneroplis-Spirolina*, *Ammonia* y *Elphidium* (ver tabla 3 en el anexo). El orden de influencia de estos géneros varía según las distancias. Cerca del espigón (S1 y S4) se encuentra mayor proporción de los géneros *Ammonia* y *Elphidium*; a distancia media cerca de la costa (S2) la

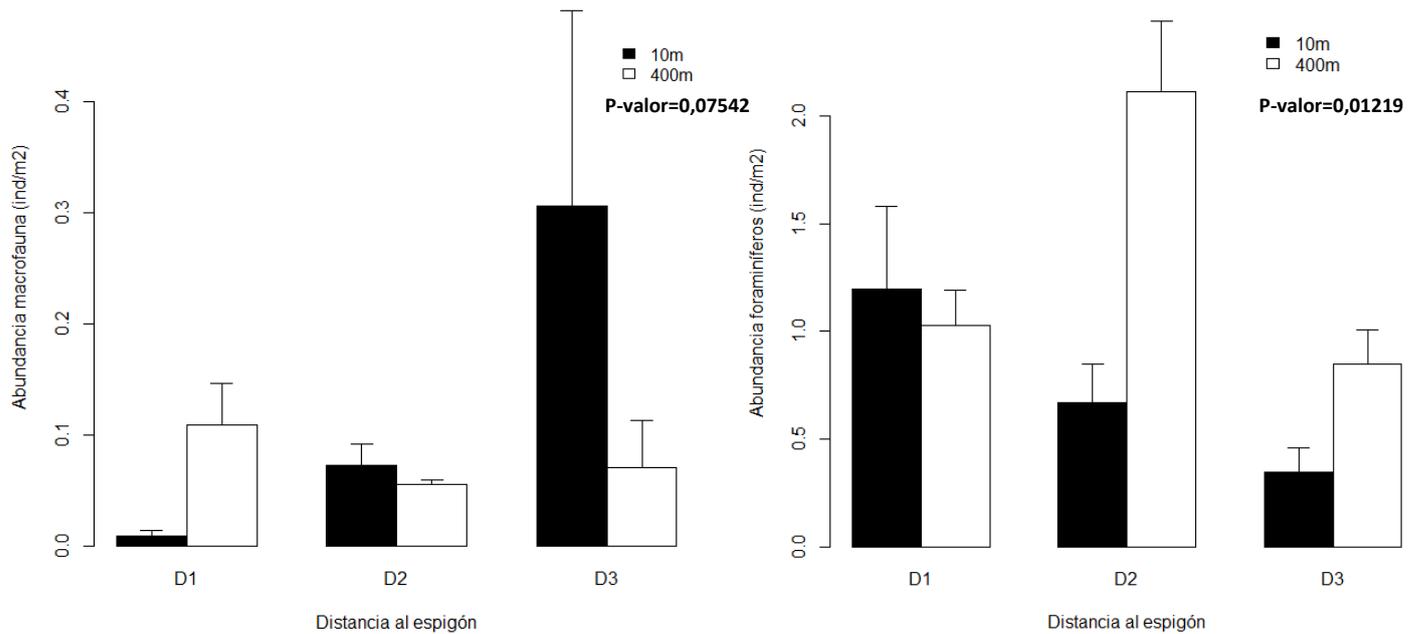
proporción es similar a la cercana con mayor presencia de *Penneroplis-Spirolina* y *Quinqueloculina-Triloculina*; por último, las zonas lejanas al espigón contienen mayor proporción de *Penneroplis-Spirolina*. Por otra parte, las diferencias entre la zona S5 y el resto de zonas también son causadas por los géneros *Penneroplis-Spirolina* en mayor grado, ya que, contienen un alto porcentaje de éstos (Fig. 8). Aún así, las diferencias observadas en el MDS no son significativas según el PERMANOVA (ver tabla 4 en el anexo).



**Figura X.** Gráficos circulares que muestran la proporción entre la abundancia de cada género de foraminífero en individuos/cm<sup>2</sup> muestreado para cada zona. Distancias al espigón: Cerca, Medio y Lejos. Distancias a la costa: 10m y 400m.

En general, la abundancia de individuos de macrofauna no es significativamente diferente en ninguna de las zonas (Ver tabla 5 en el Anexo). A pesar de ello, se observa que en las zonas de menor distancia a la costa hay mayor abundancia de individuos en la zona más alejada del espigón en algunas de las réplicas, ya que, el gráfico de barras presenta una desviación típica mucho mayor (Fig. 9). En cuanto a la abundancia de foraminíferos, se ha obtenido que tanto el

espigón como la distancia a la costa afectan a la abundancia de foraminíferos (ver tabla 6 en el anexo). Con el test SNK (ver tabla 7 en el anexo) se obtiene que a las zonas de 10m de distancia a la costa no son significativamente distintas en cuanto a la abundancia de foraminíferos, pero aún así tienden a ser mayores cerca del espigón; y en las zonas de 400m de distancia a la costa, la distancia media al espigón es significativamente mayor que el resto.

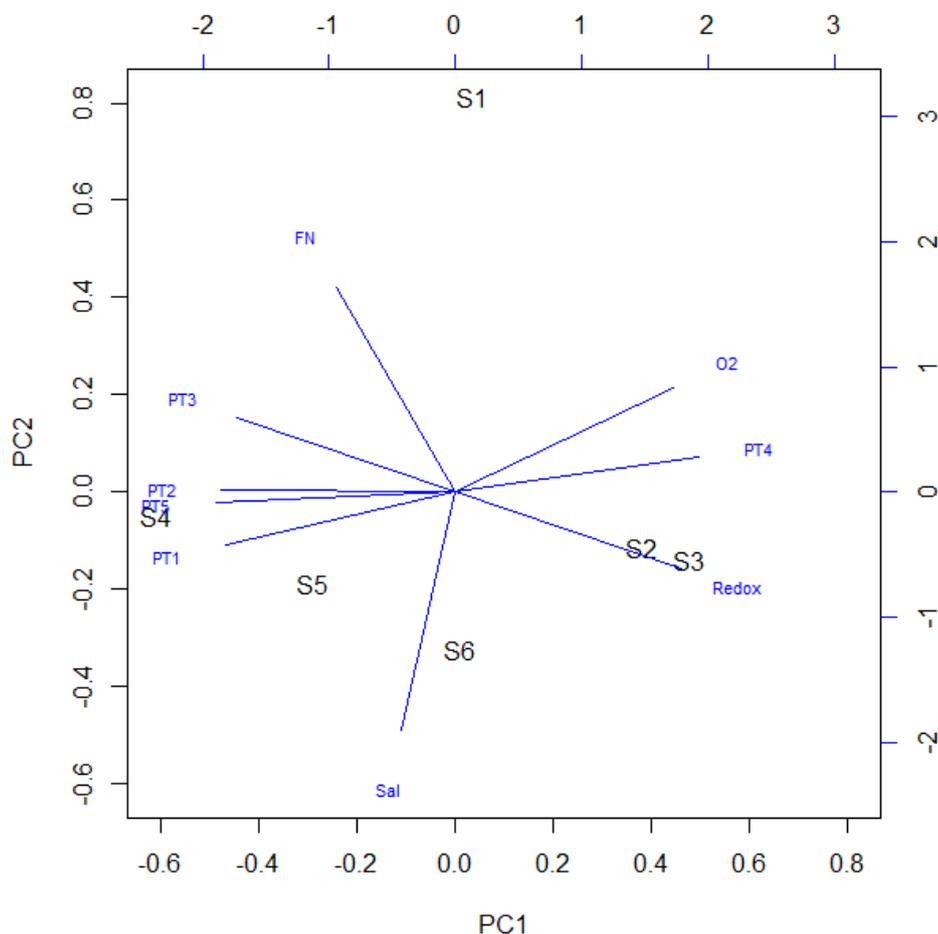


**Figura 9.** Diagrama de barras que representa la abundancia de individuos de macrofauna y de foraminíferos, respectivamente, por cm<sup>2</sup> muestreado conforme a su distancia a la costa (10m y 400m) y a su distancia al espigón (D1: cerca, D2: medio; D3: lejos).

En el PCA se ha obtenido que las zonas con condiciones más reducidas son, por orden de mayor a menor grado, S4, S1, S5 y S6; ya que, son las zonas con un potencial redox más negativo y con menor concentración de oxígeno intersticial. Además, las zonas S1 y S4 son las que presentan mayor cantidad de foraminíferos negros.

Por otra parte, las zonas que presentan mayor proporción de clastos de 2mm, 0,5mm, 0,25mm y <0,063mm, es decir, mayor heterogeneidad en la composición del sedimento, son las zonas de profundidad S4 y S5, le siguen las zonas S6 y S1, y por último, las zonas con mayor proporción de grano de 0,063mm son la S2 y la S3. Además, salinidad tiende a ser menor en la zona S1.

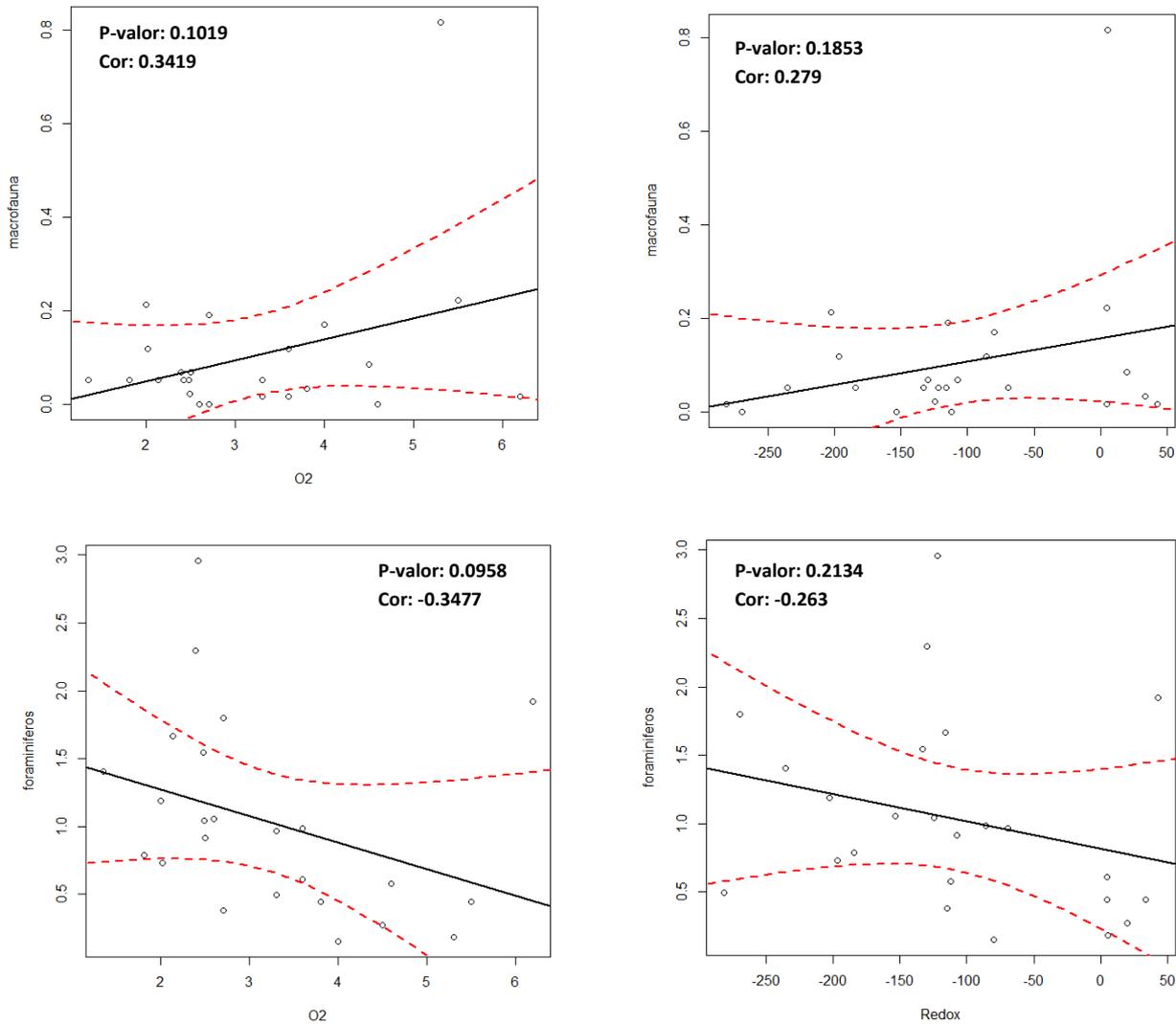
Aún así, con el PERMANOVA se ha obtenido que las variables varían significativamente conforme al aumento de la distancia a la costa pero que el espigón no produce un efecto significativo en dicha variación (Ver tabla 8 en el Anexo).



**Figura X.** PCA (Principal Component Analysis) de dos dimensiones, con las componentes que mayor variabilidad explicaban (PC1 y PC2). Las zonas están representadas en negro (S1, S2, S3, S4, S5 y S6) y las variables en azul (FN: foraminíferos negros; O2: Oxígeno del agua intersticial del sedimento (mg/L); Redox: Potencial redox del agua intersticial del sedimento (mV); Sal: Salinidad; PT1: %de peso seco de sedimento de 2mm; PT2: %de peso seco de sedimento de 0,5mm; PT3: %de peso seco de sedimento de 0,250mm; PT4: %de peso seco de sedimento de 0,063mm; PT5: %de peso seco de sedimento de <0,063mm).

Por último, se obtuvo que la abundancia de individuos de macrofauna tendía a aumentar conforme se incrementaba el potencial redox y la cantidad de oxígeno disuelto disponible. En cambio, la abundancia de foraminíferos tendía a disminuir conforme aumentaban dichas variables. Las variables de explican alrededor de un 30% la presencia de la macrofauna y de los

foraminíferos, por lo tanto tienen poca relación; además, la pendiente no es significativa (Fig. 10).



**Figura 10.** Regresiones lineales que muestran la tendencia de la abundancia de individuos de macrofauna y de foraminíferos (ind/cm<sup>2</sup>) conforme al aumento de las variables de oxígeno disuelto (mg/L) y de potencial redox (mV).

## Discusión

La materia orgánica es una fuente importante de alimento para los organismos del bentos, no obstante, su exceso puede provocar una disminución en la riqueza y en la biodiversidad de especies debido a la creación de espacios reducidos que se caracterizan por poseer bajos niveles de oxígeno, en los cuales, la ruta metabólica de las bacterias sulfatorreductoras se convierte en la principal. La liberación de componentes tóxicos como los sulfatos junto con la disminución del

oxígeno provoca un cambio progresivo en la comunidad bentónica que finaliza con la eliminación de los organismos más sensibles, la resistencia de los organismos tolerantes y generalistas, y con el gran aumento de la abundancia de organismos oportunistas (Tomassetti *et al.*, 2016).

Por ello, el análisis de la macrofauna puede indicar el estado ecológico de una zona impactada mediante el estudio de la ratio de especies sensibles y especies tolerantes y/o oportunistas. Por otra parte, además de la macrofauna, también existen otros taxones de niveles inferiores capaces de indicar posible contaminación como lo son los foraminíferos. Su interés como bioindicadores reside en que son el taxón de protozoos con exoesqueleto más diverso, son abundantes y ubicuos, tienen cortos ciclos de vida que les permiten adaptarse rápidamente a los cambios del medio, y constituyen un taxón altamente diversificado cuya estructura comunitaria está estrictamente relacionada con parámetros abióticos y bióticos. Por ello, los foraminíferos se ven muy afectados ante cambios en las variables fisicoquímicas del medio y por la contaminación, causándoles problemas en el crecimiento, en la reproducción, anomalías en la concha y descalcificación, así como pérdida de biodiversidad y aumento de la abundancia de las especies tolerantes y/o oportunistas (Musco *et al.*, 2017).

La distribución de las especies de macrofauna depende en gran medida de la cantidad de materia orgánica del agua y de la composición del sedimento, lo cual, depende en gran parte de la circulación del agua (Becchi *et al.*, 2014). Además, el cambio en la cubierta algal también puede afectar a la composición de la comunidad bentónica (Maidanou *et al.*, 2017). En este caso, se obtuvo que las mayores diferencias en la distribución de los órdenes de macrofauna eran debidas a la distancia a la costa, ya que, algunas especies son más sensibles al efecto del oleaje (Albayrak *et al.*, 2006). El orden de bivalvos era mayor en zonas profundas y también estuvo presente en zonas cercanas al espigón, ya que, al ser especies epifaunales buscan zonas con menor hidrodinamismo en las cuales sedimento mayor cantidad de materia orgánica para filtrar, además, muchas especies están adaptadas a sustratos fangosos y son tolerantes a la contaminación por materia orgánica (Currás *et al.*, 1994). Otro orden abundante en zonas profundas ha sido el Anisopoda, en concreto, se observó únicamente la especie *Apseudes latreillei* (ver Fig. X en el Anexo); esta especie se ha valorado como sensible a los potenciales redox negativos, ya que, implican zonas con poca disponibilidad de oxígeno y pH reducido que suele afectar negativamente a los crustáceos (de la Ossa Carretero *et al.*, 2010). Estos resultados coinciden con los nuestros debido a que el orden Anisopoda no se encontró en las zonas profundas cercanas al espigón, donde el potencial redox es menor, pero sí en las más alejadas donde el potencial redox es mayor, con lo cual, implicaría que a causa de la reducción del

hidrodinamismo en la zona del espigón se ve favorecida la contaminación por materia orgánica a la que esta especie es sensible (de la Ossa Carretero *et al.*, 2010). Por otra parte, en las zonas cercanas a la costa existía mayor proporción de los órdenes Cumacea y Amphipoda, los cuales son los organismos más habituales en las zonas más hidrodinámicas y poco profundas de los medios fangosos (Albayrak *et al.*, 2006). En este caso los cumáceos se alimentan de meiofauna, incluyendo a los foraminíferos; y los anfípodos son fitófagos, por lo que suelen encontrarse ligados a macroalgas o fanerógamas como *C. prolifera* o *P. oceanica* para alimentarse de sus epífitos (Currás *et al.*, 1994). Por ello, a pesar de no haber diferencias significativas se halló una menor proporción de crustáceos en las zonas cercanas al espigón, pudiendo ser indicativo de mayor contaminación.

Los poliquetos se encontraron en prácticamente todas las zonas, no obstante, muchos de ellos no pudieron identificarse debido a que al congelarlos previamente al tamizado sus estructuras celulares se debilitaron y se rompieron durante el procesamiento de la muestra. A pesar de ello, se pudieron identificar algunos a nivel de familia (ver figura x en el anexo) y se ha observado que en las zonas lejanas al espigón los poliquetos encontrados son depredadores (como *Nereididae* o *Nephtyidae*) y en las zonas cercanas son sedimentívoros o depositívoros (como *Capitellidae*, *Cirratulidae*, u *Orbiniidae*), esto concuerda con otros trabajos que alegan que los poliquetos sedimentívoros se encuentran en zonas donde abunda la materia orgánica en el sedimento, y por ello, pueden ser indicadores de contaminación, sin embargo, al formar parte de la infauna y de tener mayor gasto energético que los organismos sésiles no suelen habitar zonas con bajo contenido de oxígeno, ya que, los estratos pueden ser anóxicos (de la Ossa Carretero *et al.*, 2010). Por ello, según la distribución de la macrofauna la zona más afectada por la alteración del espigón es la zona cercana a la costa y al espigón.

Al analizar la abundancia de individuos de macrofauna por cm<sup>2</sup> se observó que para las zonas cercanas a la costa, debido a la acción combinada del efecto de las olas y de la contaminación, se encontró una densidad cercana a 0 (Albayrak *et al.*, 2006), a pesar de ello, en la zona lejana al espigón se observaron picos de densidad debidos a los anfípodos asociados a las algas (de la Ossa Carretero *et al.*, 2010). En cambio, en las zonas profundas, al eliminar la acción del oleaje aumentó la cantidad de individuos de macrofauna por cm<sup>2</sup>. En algunos estudios se ha advertido que conforme aumenta la cantidad de materia orgánica en fondos fangosos también aumenta la cantidad de individuos hasta que se alcanza un máximo, a partir del cual la biomasa comienza a descender (Albayrak *et al.*, 2006).

En cuanto a los foraminíferos no se han obtenido diferencias significativas en cuanto a la distribución de las especies, pero sí que se ha observado una tendencia de variación conforme a

la distancia al espigón. En algunos estudios, se ha comprobado que algunas especies de los géneros *Ammonia* y *Elphidium* son más tolerantes a la contaminación por materia orgánica y a las variaciones de salinidad (Martins *et al.*, 2016) (Badawi y El-Menhawey, 2016), esto explicaría la mayor concentración de estos individuos en las zonas cercanas al espigón, ya que, es posible que exista mayor concentración de materia orgánica en esa zona. Por otra parte, *Ammonia* y *Elphidium* son característicos de soportar condiciones hidrodinámicas más fuertes, por lo tanto, pueden soportar mayores condiciones de estrés ambiental. Otro género que normalmente también refleja mayor cantidad de materia orgánica en el medio es *Peneroplis*, en este caso, se encontró en más cantidad en las zonas lejanas al espigón y en las profundas (S3, S5 y S6). Esto puede ser debido a la presencia de mayor cubierta vegetal en esas zonas que permita mayor estabilidad en sedimento, ya que, se observó que en aquellas zonas predominaba *Cymodocea nodosa* y, también, se encontraron haces de *P. oceanica* muertos que mantienen el sustrato fijo, así como, favorecen el aumento de la cantidad de materia orgánica. Estas condiciones son idóneas para el desarrollo de *Peneroplis* (Badawi y El-Menhawey, 2016.). Por otra parte, otros géneros a destacar son *Quinqueloculina* y *Triloculina*, que son característicos de zonas con alto hidrodinamismo y bajo contenido de materia orgánica, ya que, son poco tolerantes a este tipo de contaminación. Por ello, se hallaron en mayor proporción en zonas cercanas a la costa e intermedias a la zona vegetada y a la zona cercana al espigón (S2) (Badawi y El-Menhawey, 2016).

Por otra parte, la abundancia de foraminíferos sí que se diferencia significativamente tanto por la distancia al espigón como por la profundidad. En la zona cercana a la costa la abundancia es similar en todas las zonas, pero en las zonas lejanas, se ha observado que la parte intermedia presenta mayor abundancia. Se ha observado que la contaminación sí que afecta a la cantidad y a la biodiversidad de los foraminíferos, en este caso, la zona intermedia profunda (S5) podría poseer características que generaran que fuera la zona con menor estrés para el desarrollo de estos organismos (Badawi y El-Menhawey, 2016).

Las diferencias encontradas en la distribución de la macrofauna y de los foraminíferos sí que indican que las condiciones del medio son diferentes a pesar de que algunas no lo sean significativamente. En otros estudios se ha demostrado que dependiendo de la granulometría del fondo, la profundidad, el hidrodinamismo y la cantidad de materia orgánica sedimentada se genera una comunidad bentónica característica (Papageorgiou *et al.*, 2010). El oleaje y las corrientes existentes en una zona, al ser modificadas pueden provocar cambios fisicoquímicos en el medio que en última instancia pueden modificar los descriptores de la comunidad. En este caso, el espigón ha reducido la circulación del agua de la zona generando zonas con mayor

acumulación de materia orgánica, además, esta acumulación se ha potenciado en las zonas de mayor distancia a la costa, donde el oleaje no afecta al bentos y la oxigenación del agua intersticial del sedimento es un 50% menor favoreciendo que la materia orgánica se conserve sin ser oxidada, desencadenando la liberación de nutrientes y de sustancias tóxicas (Becchi *et al.*, 2014). Por ello, en las zonas cercanas al espigón y en las profundas se ha observado un potencial redox negativo, a pesar de ello, en la zona cercana a la costa y al espigón (S1) también se ha obtenido mayor concentración de oxígeno, seguramente debido a la acción del oleaje.

Además, se ha observado una tendencia de aumento del sedimento de menos de 0,063mm en aquellas las zonas más reducidas (S1, S4, S5 y S6), lo cual, explica que la reducción del hidrodinamismo que permite que se sedimenten partículas de sedimento más finas, también puede beneficiar a la sedimentación de material orgánico, y consecuentemente a la creación de zonas con potencial redox menor a -100mV, los cuales se consideran hipóxicos. Asimismo, los hábitats de sustrato limoso, como es el caso de la presente playa, son más propensos a sufrir contaminación de este tipo, por ello, se debería tener en cuenta el tipo de sustrato a la hora de construir protecciones que puedan desencadenar estos hechos (Becchi *et al.*, 2014) (Papageorgiou *et al.*, 2010), ya que los fondos sin vegetación de grano grueso mitigan estos impactos. Por otra parte, en la zona S1, más cercana a la costa y al espigón, se ha observado una salinidad menor que es posible que sea debido a surgencias de agua dulce procedentes del acuífero asociado al Montgó.

Por otra parte, se ha comprobado que la abundancia de la fauna tiende a aumentar conforme aumenta el potencial redox y el oxígeno intersticial del sedimento, esto es debido a que como ya se ha comentado en zonas reducidas se liberan sustancias tóxicas como los sulfatos provocando una reducción en la abundancia de la comunidad bentónica. En cambio, en los foraminíferos se observa que la abundancia de los foraminíferos sigue una tendencia de aumento conforme disminuye el potencial redox y el oxígeno disuelto, esta relación inversa podría ser debida al aumento de las especies oportunistas cerca del espigón gracias a una disminución de sus depredadores como lo son los cumaceos, un orden que es más sensible a la contaminación por materia orgánica y que ha sido desplazado a zonas más alejadas del espigón.

Como futuros estudios sería interesante comparar esta playa con otra que no haya sido impactada, para comprobar realmente las diferencias entre una comunidad bentónica de una playa sana y de otra alterada. Una posible mejora del trabajo sería cambiar la metodología del tratamiento de la fauna antes del tamizado, para poder conservar en mejor estado los organismos blandos como los poliquetos, los cuales, son los bioindicadores más utilizados y estudiados de las zonas fangosas.

## Conclusión

Como conclusión, decir que a pesar de que las diferencias entre las variables ambientales no sean significativas en el análisis estadístico, según la macrofauna y los foraminíferos bentónicos los pequeños cambios causados por la reducción del hidrodinamismo por parte de espigón sí que afectan a su distribución siendo la zona más cercana al espigón la más alterada. Por lo tanto, el espigón sí que tiene un efecto sobre la fauna que habita el sedimento, siendo este el de la sustitución de la fauna sensible como los crustáceos como *Apseudes latreillei* o los foraminíferos del género *Quinqueloculina* y *Triloculina*, por otros más tolerantes como los bivalvos y los poliquetos o los géneros de foraminíferos *Ammonia* y *Elphidium*, provocado por menores potenciales redox y menor concentración de oxígeno del agua intersticial. Además, la abundancia de individuos de macrofauna disminuía a menor potencial redox y concentración de oxígeno disuelto, mientras que los foraminíferos oportunistas aumentaban, sobre todo en la zona cercana al espigón, así pues, en el futuro proyecto de oxidación de la materia orgánica en la playa no se causará un gran daño en la fauna e igual puede recuperar el equilibrio entre los nichos ecológicos.

## Conclusion

As a conclusion, it is worth mentioning that although the differences between environmental variables are not significant in the statistical analysis, according to macrofauna and benthic foraminifera the small changes caused by the reduction of hydrodynamism by breakwater do affect its distribution showing that the area closest to the breakwater seems to be the most disturbed. Therefore, the breakwater has an effect on the fauna that inhabits the sediment, showing a substitution of sensitive fauna such as crustaceans like *Apseudes latreillei* or foraminifera of the genus *Quinqueloculina* and *Triloculina*, by others more tolerant like Bivalves and Polychaetes or genera of *Ammonia* and *Elphidium* foraminifera, caused by lower redox potentials and lower oxygen concentration of interstitial water. In addition, the abundance of macrofauna individuals decreased with lower redox potential and dissolved oxygen concentration, while opportunistic foraminifera increased, especially in the area close to the breakwater, so the future project of oxidation of organic matter in this beach will not cause great damage to the fauna and it could, maybe, restore the balance between ecological niches.

## Bibliografía

Albayrak, S., Balkis, H., Zenetos, A., Kurun, A., and Kubanç, C. (2006). Ecological quality status of coastal benthic ecosystems in the Sea of Marmara. *Marine Pollution Bulletin*, 52(7), 790-799.

Arenas, G. P. (2010). Gestión del litoral y política pública en España: un diagnóstico. *Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: Un diagnóstico. Necesidad de Cambio. Red IBERMAR,(CYTED), Cádiz*, 355-380.

Badawi, A., and El-Menhawey, W. (2016). Tolerance of benthic foraminifera to anthropogenic stressors from three sites of the Egyptian coasts. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 42(1), 49-56.

Becchi, C., Ortolani, I., Muir, A., and Cannicci, S. (2014). The effect of breakwaters on the structure of marine soft-bottom assemblages: A case study from a North-Western Mediterranean basin. *Marine pollution bulletin*, 87(1), 131-139.

Bernhard, J. M. (1988). Postmortem vital staining in benthic foraminifera; duration and importance in population and distributional studies. *Journal of Foraminiferal Research*, 18(2), 143-146.

Bianchi, C. N., and Morri, C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine pollution bulletin*, 40(5), 367-376.

Bijma, J., Pörtner, H. O., Yesson, C., and Rogers, A. D. (2013). Climate change and the oceans—What does the future hold?. *Marine pollution bulletin*, 74(2), 495-505.

Campagne, C. S., Salles, J. M., Boissery, P., and Deter, J. (2015). The seagrass *Posidonia oceanica*: Ecosystem services identification and economic evaluation of goods and benefits. *Marine pollution bulletin*, 97(1), 391-400.

Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Lasram, F. B. R., Aguzzi, J., and Danovaro, R. (2010). The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS one*, 5(8), e11842.

Currás, A., Sánchez-Mata, A., and Mora, J. (1994). Estudio comparativo de la macrofauna bentónica de un fondo de *Zostera marina* y un fondo arenoso libre de cubierta vegetal. *Cahiers de Biologie Marine*, 35(1), 91-112.

de-la-Ossa-Carretero, J. A., Del-Pilar-Ruso, Y., Gimenez-Casalduero, F., and Sánchez-Lizaso, J. L. (2010). Sensitivity of tanaid *Apseudes latreillei* (Milne-Edwards) populations to sewage pollution. *Marine Environmental Research*, 69(5), 309-317.

Ferrández Gómez, B. (2015). Remediación de sedimentos marinos mediante oxigenación. *Universidad de Alicante*.

Ferrer Marsal, J. (ed.) (1994). *El Puerto de Denia: Una ilusión de progreso*. España, La Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports de la Generalitat Valenciana, Valencia. 240 pp. ISBN 84-482-0811-0

Gallego, M. R. (1966). *El puerto de Denia*. Universidad de Valencia, Facultad de Filosofía y Letras.

Grill, S. C., and Quattrocchio, M. E. (1996). Fluctuaciones eustáticas durante el Holoceno a partir del registro de paleomicroplancton; arroyo Napostá Grande, sur de la provincia de Buenos Aires. *Ameghiniana*, 33(4), 435-442.

Holon, F., Boissery, P., Guilbert, A., Freschet, E., and Deter, J. (2015). The impact of 85 years of coastal development on shallow seagrass beds (*Posidonia oceanica* L.(Delile)) in South Eastern France: A slow but steady loss without recovery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 165, 204-212.

Holon, F., Mouquet, N., Boissery, P., Bouchoucha, M., Delaruelle, G., Tribot, A. S., and Deter, J. (2015). Fine-scale cartography of human impacts along French Mediterranean coasts: a relevant map for the management of marine ecosystems. *PLoS one*, 10(8), e0135473.

Holmer, M., Argyrou, M., Dalsgaard, T., Danovaro, R., Diaz-Almela, E., Duarte, C. M., and Mirto, S. (2008). Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin*, 56(9), 1618-1629.

Liu, Y., Dedieu, K., Sánchez-Pérez, J. M., Montuelle, B., Buffan-Dubau, E., Julien, F., and Vervier, P. (2017). Role of biodiversity in the biogeochemical processes at the water-sediment interface of macroporous river bed: An experimental approach. *Ecological Engineering*, 103, 385-393.

Maidanou, M., Koulouri, P., Arvanitidis, C., Koutsoubas, D., and Dounas, C. (2017). Macrobenthic assemblage structure associated with a *Caulerpa prolifera* meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island). *Regional Studies in Marine Science*, 14, 1-14.

Martin, R. E., Harris, M. S., & Liddell, W. D. (1995). Taphonomy and time-averaging of foraminiferal assemblages in Holocene tidal flat sediments, Bahia la Choya, Sonora, Mexico (northern Gulf of California). *Marine Micropaleontology*, 26(1-4), 187-206.

Martins, M. V. A., Pinto, A. F. S., Frontalini, F., da Fonseca, M. C. M., Terroso, D. L., Laut, L. L. M., and Rocha, F. (2016). Can benthic foraminifera be used as bio-indicators of pollution in areas

with a wide range of physicochemical variability?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 182, 211-225.

Montefalcone, M., Morri, C., Peirano, A., Albertelli, G., and Bianchi, C. N. (2007). Substitution and phase shift within the *Posidonia oceanica* seagrass meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75(1), 63-71.

Murray, J. W., and Bowser, S. S. (2000). Mortality, protoplasm decay rate, and reliability of staining techniques to recognize 'living' foraminifera: a review. *Journal of Foraminiferal Research*, 30(1), 66-70.

Musco, M., Cuttitta, A., Bicchi, E., Quinci, E. M., Sprovieri, M., Tranchida, G., and Mercurio, P. (2017). Benthic Foraminifera as bio-indicators of anthropogenic impacts in coastal environments: Acqua dei Corsari area case study (Palermo, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 117(1), 75-87.

Papageorgiou, N., Kalantzi, I., and Karakassis, I. (2010). Effects of fish farming on the biological and geochemical properties of muddy and sandy sediments in the Mediterranean Sea. *Marine environmental research*, 69(5), 326-336.

Playa Marineta Casiana (2017). <https://www.denia.com/marineta-casiana/>

Reyes Martínez, M. J., Ruíz Delgado, M. C., Sánchez Moyano, J. E., and García García, F. J. (2015). Response of intertidal sandy-beach macrofauna to human trampling: An urban vs. natural beach system approach. *Marine environmental research*, 103, 36-45.

Rosenberg, R., Grémare, A., Amouroux, J. M., and Nilsson, H. C. (2003). Benthic habitats in the northwest Mediterranean characterised by sedimentary organics, benthic macrofauna and sediment profile images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(1), 297-311.

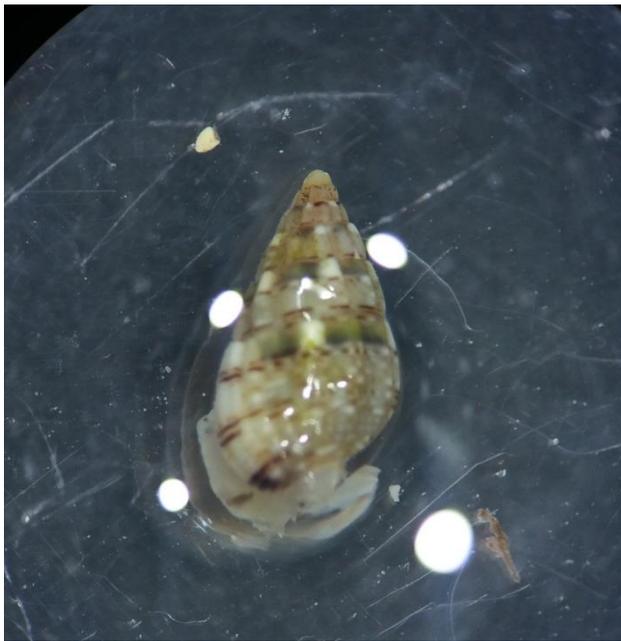
Srithongouthai, S., and Tada, K. (2017). Impacts of organic waste from a yellowtail cage farm on surface sediment and bottom water in Shido Bay (the Seto Inland Sea, Japan). *Aquaculture*, 471, 140-145.

Tomassetti, P., Gennaro, P., Lattanzi, L., Mercatali, I., Persia, E., Vani, D., and Porrello, S. (2016). Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: Case studies. *Aquaculture*, 450, 262-272.

## ANEXO



**Figura 1.** Imágenes de la medición del oxígeno disuelto y del potencial redox del agua intersticial del sedimento, respectivamente.



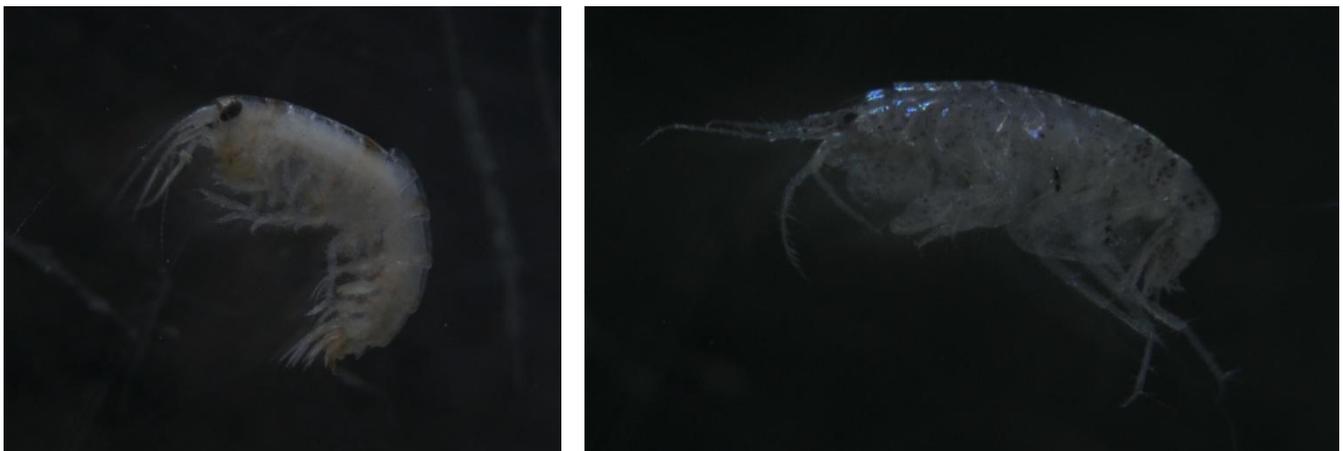
**Figura 2.** Especie visualizada del Orden Gasteropoda.



**Figura 3.** Especies visualizadas del Orden Bivalvia



**Figura 4.** Especies visualizadas del Orden Isopoda



**Figura 5.** Especies visualizadas del Orden Amphipoda



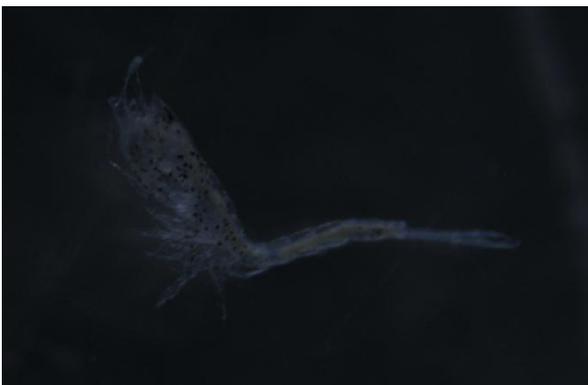
**Figura 6.** Especie visualizada del Orden Acrania: *Branchiostoma lanceolatum*



**Figura 7.1.** Familias visualizadas del Orden Polychaeta: *Nereididae* y *Nephtyidae*, respectivamente.



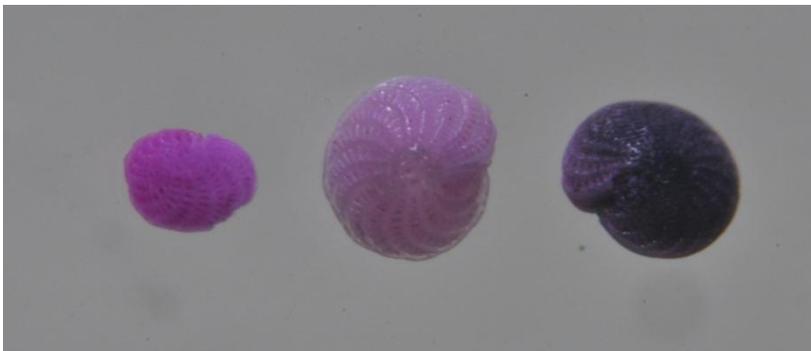
**Figura 7.2.** Familias visualizadas del Orden Polychaeta: *Cirratulidae* y *Orbiniidae*, respectivamente.



**Figura 8.** Especies visualizadas del Orden Cumacea



**Figura 9.** Especie visualizada del Orden Anisopoda: *Apseudes latreillei*



**Figura 9.** *Elphidium* sp. teñido, sin teñir y negro, respectivamente.



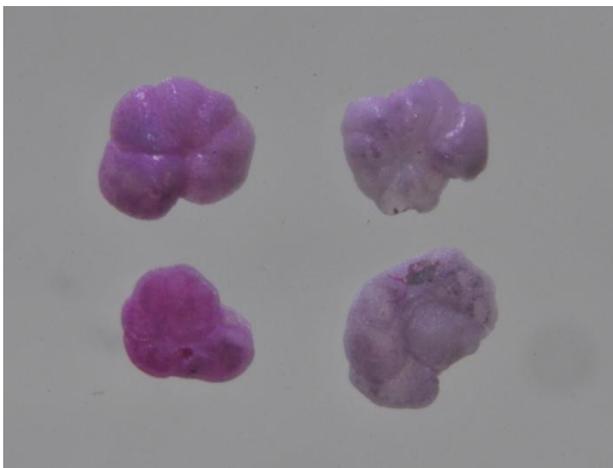
**Figura 10.** *Peneroplis* sp. teñido y sin teñir, respectivamente.



**Figura 11.** *Quinqueloculina sp.* negro, sin teñir y teñido, respectivamente.



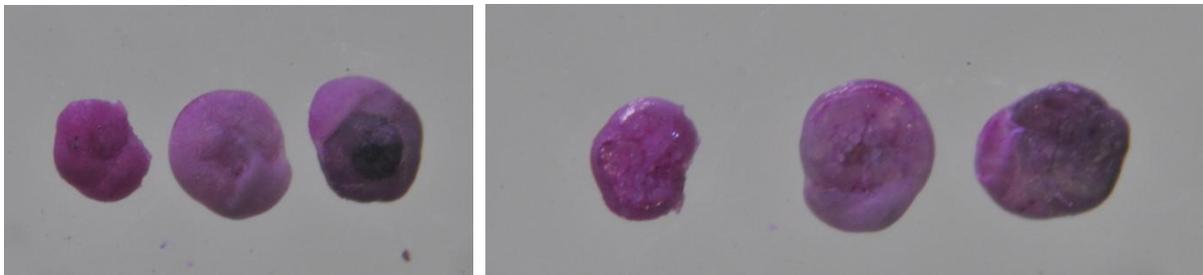
**Figura 12.** *Nonion sp.* teñido y sin teñir, respectivamente.



**Figura 13.** *Cibicides sp.* teñido y sin teñir, respectivamente.



**Figura 13.** Sp 1 teñida y sin teñir, respectivamente.



**Figura 14.** Sp. 2 teñida, sin teñir y negra, respectivamente.

**Tabla 1 SIMPER:** Contribución de los órdenes de macrofauna para las diferencias entre las zonas según su distancia a la costa.

Orden	contr	sd	ratio	av.a	av.b	cumsum
Cumacea	0.224338	0.14758	15.201	0.055259	0.003542	0.2672
Amphipoda	0.159198	0.23937	0.6651	0.060927	0.000000	0.4568
Bivalvia	0.153250	0.11745	13.048	0.001417	0.026567	0.6393
Anisopoda	0.140393	0.17623	0.7966	0.000000	0.018065	0.8065
Polychaeta	0.078916	0.08184	0.9643	0.009918	0.017711	0.9005
Isopoda	0.061395	0.06810	0.9015	0.001417	0.008856	0.9736
Gasteropoda	0.012418	0.02320	0.5353	0.000000	0.001417	0.9884
Acrania	0.009743	0.01674	0.5821	0.000000	0.001771	10.000
Permutation: free						
Number of permutation = 0						

<b>Tabla 2 PERMANOVA:</b> Diferencias en la abundancia de los órdenes de macrofauna $\alpha=0,05$						
Source	df	Sum Sq	Mean Sq	F	P(perm)	P(MC)
distancia costa	1	79.677.615	79.677.615	22.789	0.0370	0.0554
distancia espigón	2	113.915.437	56.957.719	16.291	0.0886	0.1074
dis. costa*dis. espigón	2	117.286.524	58.643.262	16.773	0.0640	0.1004
Residual	18	629.324.526	34.962.474			
Total	23	940.204.103				

<b>Tabla 3 SIMPER:</b> Contribución de los géneros de foraminíferos para las diferencias entre las zonas según su distancia al espigón.						
Contrast: Cerca y Medio						
	contr	sd	ratio	av.a	av.b	cumsum
PyS	0.2071797	0.207174	10.000	0.191812	0.767249	0.4469
Ammonia	0.1128316	0.018983	59.438	0.396908	0.131771	0.6903
Elphidium	0.0663953	0.035745	18.575	0.299674	0.157275	0.8335
Sp1	0.0308727	0.017295	17.851	0.054728	0.104142	0.9001
QyT	0.0290910	0.017526	16.599	0.156213	0.123270	0.9628
Nonion	0.0088622	0.010241	0.8654	0.000000	0.027629	0.9820
Cibicides	0.0074423	0.005694	13.069	0.012221	0.019128	0.9980
Sp3	0.0009222	0.001125	0.8198	0.002125	0.002125	10.000
Contrast: Cerca y Lejos						
	contr	sd	ratio	av.a	av.b	cumsum
Ammonia	0.228090	0.047057	4.847	0.396908	0.01753	0.4056
Elphidium	0.144109	0.033436	4.310	0.299674	0.06004	0.6618
PyS	0.065775	0.058771	1.119	0.191812	0.31455	0.7788
QyT	0.052645	0.046715	1.127	0.156213	0.06961	0.8724
Nonion	0.037999	0.037226	1.021	0.000000	0.07279	0.9400
Sp1	0.024311	0.022038	1.103	0.054728	0.03560	0.9832
Cibicides	0.008245	0.001351	6.105	0.012221	0.02604	0.9979
Sp3	0.001207	0.001420	0.850	0.002125	0.00000	10.000
Contrast: Medio y Lejos						
	contr	sd	ratio	av.a	av.b	cumsum
PyS	0.2753788	0.1861054	14.797	0.767249	0.31455	0.5055
Ammonia	0.0788506	0.0627396	12.568	0.131771	0.01753	0.6503
Elphidium	0.0539248	0.0203000	26.564	0.157275	0.06004	0.7493
QyT	0.0475425	0.0527252	0.9017	0.123270	0.06961	0.8365
Sp1	0.0435999	0.0252040	17.299	0.104142	0.03560	0.9166
Nonion	0.0370587	0.0370555	10.001	0.027629	0.07279	0.9846
Cibicides	0.0075611	0.0018076	41.831	0.019128	0.02604	0.9985
Sp3	0.0008241	0.0009602	0.8583	0.002125	0.00000	10.000
Permutation: free						
Number of permutation= 0						

<b>TABLA 4 PERMANOVA:</b> Diferencias entre la abundancia de los géneros de foraminíferos $\alpha=0,05$						
Source	df	Sum Sq	Mean Sq	F	P(perm)	P(MC)
Distancia costa	1	79.677.615	79.677.615	22.789	0.0424	0.0542
Distancia espigón	2	113.915.437	56.957.719	16.291	0.0878	0.1106
Dis. costa*dis. espigón	2	117.286.524	58.643.262	16.773	0.0640	0.1004
Residual	18	629.324.526	34.962.474			
Total	23	940.204.103				

<b>TABLA 5 ANOVA:</b> abundancia individuos macrofauna/cm <sup>2</sup> ( $\alpha=0.01$ ), transform=log(x+1)					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	Pr(>F)
Distancia costa	1	0.006656	0.006656	0.5403	0.47177
Distancia espigón	2	0.049183	0.024591	19.963	0.16480
Dis. costa*Dis. espigón	2	0.073763	0.036881	29.940	0.07542
Residual	18	0.221734	0.012319		
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

<b>TABLA 6 ANOVA:</b> abundancia foraminíferos ind/cm <sup>2</sup> ( $\alpha=0.05$ )						
Fuente de variación	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-Value	Pr(>F)	
Distancia costa	1	21.122	21.122	90.693	0.007495	**
Distancia espigón	2	25.917	12.959	55.641	0.013141	*
Dis. costa*dis. espigón	2	26.487	13.243	56.863	0.012189	*
Residual	18	41.922	0.2329			
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						

<b>TABLA 7 SNK-TEST:</b> Diferencias en la abundancia de géneros de foraminíferos				
Level:	10m			
	D3	D2	D1	
Rank order:	1	2	3	
Ranked means:	0.3486	0.6674	11.987	
Comparisons:				
	1	3-1	ns	
	2	2-1	ns	3-2 ns
Level:	400m			
	D3	D1	D2	
Rank order:	1	2	3	
Ranked means:	0.8491	10.287	21.168	
Comparisons:				
	1	3-1	**	
	2	2-1	ns	3-2 **
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				

<b>TABLA 8 PERMANOVA: Diferencias entre variables ambientales <math>\alpha=0,05</math></b>						
Fuente variación	df	Sum Sq	Mean Sq	F	P(perm)	P(MC)
Distancia costa	1	236.653	236.653	22.816	0.0496	0.0512
Distancia espigón	2	222.569	111.284	10.729	0.3476	0.3648
Dist. costa* dist. espigón	2	203.780	101.890	0.9823	0.4494	0.4534
Residual	18	1.866.998	103.722			
Total	23	2.530.000				