



FACULTAD DE CIENCIAS

GRADO EN CIENCIAS DEL MAR

TRABAJO FIN DE GRADO

CURSO ACADÉMICO [2017-2018]

TÍTULO:

Efectos ecológicos del acúmulo de valvas de mejillón debido a la acuicultura sobre la comunidad de invertebrados bentónicos

AUTOR:

María Couret Huertas

Agradecimientos

En primer lugar, me gustaría agradecer a mi tutor Pablo por toda la ayuda durante este año de trabajo. Gracias por todo tu esfuerzo, por tu ayuda y por todos los consejos que me has dado; pero sobretodo, gracias por tu infinita paciencia y por enseñarme a mirar los problemas con otros ojos.

Un especial agradecimiento a todo el personal del departamento de Biología aplicada y Ciencias del mar de la Universidad de Alicante, en especial a Nuria, por responder siempre con una sonrisa después de haber respondido cinco veces a la misma pregunta, y por los ánimos durante este largo año. Gracias a Alfonso, por la lupa que permitió medir “esos cangrejos”.

Proyecto financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad y Fondos FEDER dentro del proyecto de “Implicaciones ecologicas de fondos marinos biogenicos artificiales: acúmulos de restos de bivalvos como herramienta de mitigacion organica y sumidero de carbono” (CGL2015-70136-R). Agradecer a Ingebrigt Uglem, Nuria Casado, Kilian Toledo y Victoria Fernández por su ayuda en la preparación de las unidades experimentales y muestreo en el mar. Agradecer al personal del IGAFa, en especial a Gonzalo Pérez Benvente su colaboración en la realización del experimento.

Gracias a *vosotros* y a todas esas cervezas que nos han alegrado los largos días de biblioteca. Gracias Banana por ese apoyo incondicional durante estos largos años de carrera, por los días buenos y los no tan buenos, que se han convertido en recuerdos inolvidables.

Por último, muchas gracias Mamá por apoyarme siempre, pero en especial durante este último año, por darme ánimos en los momentos más duros y, simplemente, por estar ahí en todo momento.

Mil gracias a todos

Resumen

España es el segundo productor de mejillón en el mundo, concentrándose la producción en la parte NO del país. Los altos niveles de producción conllevan a la acumulación de valvas, modificando la complejidad de los hábitats bentónicos, forzando cambios en el bentos y favoreciendo el aumento masivo en la abundancia del decápodo *Pisidia longicornis*, cuando se compara con áreas distantes a las bateas. El objetivo del presente estudio es estimar el aumento poblacional de *P. longicornis* debido a la acumulación de valvas de mejillón en el bentos, utilizando unidades experimentales localizadas bajo la influencia de bateas, en comparación con una zona cercana a las bateas (control). Las unidades experimentales se depositaron durante 5 meses, las cuales consisten en bolsas de malla rellenas con valvas de mejillón defaunadas (30 litros de volumen de ocupación), que simulan el sustrato existente debajo de las bateas. Además, la tasa metabólica de esta especie se estimó utilizando la respiración. El experimento se realizó midiendo la tasa de consumo de oxígeno y la producción de CO₂ por organismos de dos tamaños diferentes, usando botes cerrados para medir el consumo de ambos parámetros durante una hora. El oxígeno se midió a través de un oxímetro, y la producción de CO₂ se midió usando una valoración total de carbono con Titrisol HCl en dos rangos de pH. Los resultados mostraron un aumento significativo de la abundancia de *P. longicornis*, hasta 12,000 ind/m² en las zonas con acumulaciones de valvas de mejillón, siendo la abundancia de alrededor de 10 ind/m² en sedimento de control. Los resultados mostraron una tasa metabólica fuertemente dependiente de la temperatura, tamaño y alimentación natural, con valores de consumo de O₂ entre 15 y 796 mmol/g/día dependiendo del tamaño del organismo. Los efectos de la acumulación de valvas producen un aumento en la abundancia de invertebrados como *P. longicornis*, que encuentran un hábitat óptimo en dichas zonas. La alta tasa metabólica y la gran abundancia, pueden aumentar el consumo de materia orgánica y evitar su acumulación en el hábitat bentónico afectado por la acuicultura de mejillón, aumentando la capacidad de carga de los hábitats bentónicos.

Palabras clave

“*Pisidia longicornis*”, “Acuicultura sostenible”, “Impacto ambiental”, “*Mytilus edulis*”, “Tasa de respiración”

Abstract

Spain is the second largest producer of mussel in the world and most of this production is located in the NW. High production levels leads to shell accumulation, modifying the complexity of benthic habitats, forcing changes on benthos, and favouring the massive increase in abundance of *Pisidia longicornis*, when compare to distant areas from mussel production units (*bateas*). The objective of the present study was to estimate the population increase of *P. longicornis* due to mussel shells accumulation on the benthos, using experimental units distributed under the influence of *bateas*, compared with bare sediment without mussel shells (control). The experimental units were deployed for 5 months and consisted of mesh bags with mussel shells (30 l), which simulate the existing substrate under the *bateas*. Additionally, the metabolic rate of this specie was estimated using respiration. The experiment was conducted by measuring the rate of oxygen consumption and the production of CO₂ by organisms of two different sizes, using closed containers to measure the consumption of both parameters in one hour. Oxygen was measured through an oximeter, and the production CO₂ was measured using a total carbon titration with Titrisol HCl at two pH ranges. The results showed a significant increase of *P. longicornis* abundance, up to 12,000 ind/m² at the zones with mussel shells accumulations, being the abundance around 10 ind/m² in control sediment. The metabolic rate was strongly dependent on temperature, size and natural feeding, with values of O₂ consumption between 15 and 796 mmol/g/day depending on the organism size. The effects of valves accumulation produce an increase in the abundance of invertebrates such as *P. longicornis*, which find it as an optimal habitat. The high metabolic rate and very high abundances may increase the consumption of organic matter and prevent its accumulation on benthic habitat affected by mussel aquaculture, increasing the carrying capacity of benthic habitats.

Key words

“Pisidia longicornis”, “Sustainable aquaculture”, “Environmental impact”, “Mytilus edulis”, “Breathing rate”

Índice	Pág.
Introducción	8 - 12
Antecedentes	12
Objetivos e hipótesis	12 - 13
Material y métodos	
Zona de estudio	13
Toma de muestras	13 - 14
Tratamiento de las muestras	14
Distribución de tallas de la población de <i>P. longicornis</i>	14
Estimación de la tasa de respiración	14 - 15
Análisis estadísticos	15 - 16
Cronograma	17
Resultados	
Abundancia de fauna	17 - 20
Abundancia de <i>P. longicornis</i>	20 - 21
Distribución de tamaños la población	21
Tasa de respiración	22 - 23
Discusión	24 - 29
Conclusión	30
Bibliografía	31 - 35

Introducción

Las rías presentes en la costa de Galicia se encuentran entre las zonas más productivas de las regiones oceánicas mundiales (Tenore *et al.*, 1985). La alta producción está respaldada, en gran parte, por las aportaciones de nutrientes provenientes del afloramiento de aguas centrales del Atlántico Norte, ricas en nutrientes, movidas a lo largo de la costa e incorporadas posteriormente a las rías (Blanton *et al.*, 1987). Este aspecto ha propiciado un aprovechamiento económico de la producción primaria en forma de recolección y cultivo de moluscos. Hasta el siglo XIX, los mejillones comunes eran cosechados desde los bancos naturales en la mayoría de los países europeos, como alimento, cebo para pescar y como un fertilizante. El paso inicial para la acuicultura del mejillón se basó en la recolección de la semilla y su engorde en condiciones controladas, ya que, debido a la sobreexplotación del stock natural, en el siglo XIX se comenzó con el arriendo de parcelas para cultivo de mejillón, utilizando las poblaciones naturales para la obtención de juveniles (Fao, 2018).

Como se ha comentado anteriormente, la elevada productividad de las rías gallegas ha permitido un exitoso cultivo de mejillón en batea (Conde y Domínguez, 2004), siendo España el mayor productor de mejillón del mundo, con una producción de 225.308 toneladas en 2015 y un valor total en primera venta de 102,2 millones de euros (Apromar, 2017).

Como bien se sabe, en los sistemas marinos, los procesos hidrodinámicos (estabilidad de la columna de agua, gradientes de temperatura y nutrientes, características oceanográficas turbulentas) y los procesos biológicos (competencia, pastoreo o depredación) afectan al reclutamiento y la supervivencia de las poblaciones de organismos (Barry y Dayton, 1991). Por ello, el beneficio económico y social del cultivo está unido, sin embargo, a efectos medioambientales negativos (Conde y Domínguez, 2004). Diversos estudios (Chesney e Iglesias, 1979; Kaspar *et al.*, 1985; Chamberlain *et al.*, 2001; Asmus y Asmus, 2002; Conde y Domínguez, 2004; D'Amours *et al.*, 2008; Drouin *et al.*, 2015) muestran las consecuencias del cultivo de moluscos. Entre los principales efectos se incluyen cambios en los patrones de la composición del fitoplancton y zooplancton, alteración de la comunidad bentónica, aumento de las deposiciones de pseudoheces y biodepositos, deterioro de la calidad del agua (uso de alimentos, productos químicos y descarga de nutrientes). Estos subproductos se depositan en el agua y en el fondo del mar, alterando la calidad ambiental y convirtiéndose en una fuente potencial de impactos negativos sobre el medio natural (Estay y Chávez, 2015).

La baja eficiencia alimentaria del mejillón en la cadena trófica le obliga a filtrar ingentes volúmenes de agua, enviando hacia el fondo importantes cantidades de heces y pseudoheces. Estas deposiciones procedentes del cultivo crean una deposición de dispersión variable según las condiciones hidrodinámicas dominantes bajo el polígono de bateas. Cabanas *et al.*, (1979) estimaron una acumulación neta de materia orgánica procedente del cultivo de mejillón en batea de $25 \text{ g C/m}^2\text{día}^{-1}$. La alteración de las características físico-químicas de los fondos de batea, donde se registran elevados contenidos de materia orgánica y ocasionalmente muy bajas concentraciones de oxígeno, producen cambios en las áreas de cultivo de bivalvos atrayendo una nueva gran variedad de especies bentónicas que han desplazado a las comunidades bentónicas adaptadas a las condiciones anteriores al cultivo del mejillón (Conde y Domínguez, 2004). Algunos organismos oportunistas de la epifauna pueden alimentarse de la gran cantidad de heces y pseudoheces producidas por los mejillones, y estos a su vez pueden ser una fuente principal de alimento para peces demersales y cangrejos (López-Jamar *et al.*, 1984), creando cadenas tróficas cortas que minimizan las pérdidas de energía (Conde y Domínguez, 2004), además de reducir la carga orgánica que se sedimenta en el fondo.

Alrededor de un 90% de las heces de los mejillones puede ser utilizada por la comunidad de la epifauna, por lo que la mayoría de las deposiciones fecales de los mejillones son convertidas en biomasa animal. A pesar del hecho de que la epifauna asociada a los mejillones recicla una gran parte de las heces de los mejillones, una alta carga orgánica se sigue sedimentando en los fondos. Como resultado se produce un sedimento limoso con un alto contenido orgánico, y una baja diversidad y biomasa bentónica (Mattsson y Lindén, 1983; Kaspar *et al.*, 1985; Tenore *et al.*, 1985).

Paralelamente a la sedimentación de materia orgánica, una de las principales consecuencias del cultivo mundial de moluscos es la modificación del ecosistema debido al impacto físico de las valvas de mejillón, que afecta a la ecología y, en particular, al bentos del área adyacente (Friere *et al.*, 1995; Wilding y Nickell, 2013), modificando la heterogeneidad del ambiente. El efecto de este acúmulo es en gran medida desconocido, lo que dificulta una evaluación precisa del impacto potencial del cultivo (Smith y Shackley, 2004), si bien se conoce que la heterogeneidad ambiental desempeña un papel fundamental en el control de la distribución y abundancia de las especies en las comunidades marinas (Barry y Dayton, 1991). Además, la heterogeneidad física es clave en la estructuración de las comunidades, incluso en el contexto de las interacciones entre especies, por lo que la acumulación de valvas de mejillón debido a su producción en bateas debe tener importantes efectos sobre las comunidades bentónicas.

Por lo tanto, las valvas de mejillón pueden proporcionar un sustrato duro para epibiontes sésiles (Asmus y Asmus 2002), mientras que los mejillones proporcionaron un suministro de sedimentos finos (heces y pseudofeces), es decir, un recurso alimenticio para muchas especies, tanto dentro como debajo de la matriz del mejillón (Smith y Shackley, 2004). El fondo de las áreas de cultivo recibe una gran cantidad de material y organismos de las bateas, como mejillones y epifauna asociada, macroalgas y restos de las cuerdas de bateas, que generan un fondo estructuralmente complejo que proporciona refugio y microhabitats para los organismos del megabentos, en especial, para la epifauna móvil (Freire *et al.*, 1995; D'Amours *et al.*, 2008; McKindsey *et al.*, 2013; Wilding y Nickell 2013; Drouin *et al.*, 2015).

Por otro lado, la acumulación de biodepositos en el fondo ha supuesto una modificación en las características del sedimento y ha llevado a un decrecimiento de la diversidad y biomasa de la infauna (Freire *et al.*, 1995, Tenore *et al.*, 1985, Conde y Domínguez, 2004), debido a las serias reducciones en la concentración de oxígeno en los alrededores del ambiente bentónico. Los efectos de los biodepositos del cultivo de mejillón en el entorno bentónico local han sido estudiados por diversos autores (Tenore *et al.*, 1982; Kaspar *et al.*, 1985; Baudinet *et al.*, 1990; Hargrave, 1994), pero indiscutiblemente el impacto más observado por el aumento de la carga orgánica es el cambio en la estructura de la comunidad bentónica de infauna hacia un dominio por especies oportunistas más pequeñas.

La gran cantidad de detritus sedimentando de los mejillones causa una alta tasa de deposición de materia orgánica en el sedimento, provocando un empobrecimiento de las comunidades de infauna en las rías, además de un aumento de los niveles de sulfitos, una reducción de los potenciales redox, una alteración de los flujos de nutrientes en la interfase agua-sedimento, una disminución de la calidad del agua y diversos efectos negativos en zonas adyacentes como las praderas (Clynick *et al.*, 2008). Por consiguiente, un efecto de la intensa acuicultura de mejillón ha sido el cambio en los hábitos alimenticios de diversos componentes bióticos del medio, principalmente un cambio de infauna a epifauna (López-Jamar *et al.*, 1984).

El cultivo de mejillón en batea resalta diversos cambios en el ecosistema los cuales afectan a la megafauna bentónica. Principalmente, el alimento es más accesible debido a la aparición de nuevas comunidades como presas, por ejemplo, organismos de la epifauna o los restos del cultivo en sí mismos. Consecuentemente, existe un incremento en la densidad y biomasa, en la tasa de crecimiento y la producción secundaria de diferentes especies, en general un incremento de la comunidad como un todo en aquellas zonas con bateas presentes, en comparación con otros hábitats (Freire *et al.*, 1995; Clynick *et al.*, 2008). Por ejemplo, en las rías de la costa de

Galicia, el cultivo de *Mytilus galloprovincialis* en batea ha provocado cambios en la estructura de las cadenas alimenticias, tanto bentónicas como pelágicas (Freire *et al.*, 1995). Drouin *et al.*, (2015) mostraron que la distribución espacial de la macrofauna móvil, tal como langostas, cangrejos, estrellas de mar y diversos peces, en las áreas de cultivo, estaba estrechamente relacionada con la distribución espacial de las fuentes de alimento, a través de las zonas de cultivo y los alrededores. Debido a su posición en la parte superior de las redes alimentarias, los depredadores pueden tener complejos efectos directos e indirectos en la distribución, abundancia y dinámica de una variedad de otros organismos (Strong, 1992).

Una de las principales presas de la megafauna (cangrejos y peces) en las áreas de cultivo de mejillón en Galicia, es el pequeño decápodo *Pisidia longicornis*, organismo que llega a alcanzar grandes densidades y biomasa entre las especies epifaunales (Conde y Domínguez, 2004). *P. longicornis* a menudo puede representar el principal componente tanto en biomasa como en abundancia de las comunidades de crustáceos de aguas poco profundas del norte de Europa (Fernández *et al.*, 1990; Smaldon, 1972). Entre la epifauna asociada al cultivo de mejillón se han encontrado altas densidades de anfípodos, balánidos, ascidias, esponjas, gasterópodos y holoturias (Conde y Domínguez, 2004). Sin embargo, este decápodo es el componente dominante de la epifauna que vive en las valvas de mejillón, y un elemento principal en la dieta de diversos peces (López-Jamar *et al.*, 1984).

Debido a la alta abundancia de *P. longicornis*, puede ser interesante estimar la cantidad de materia orgánica que puede eliminar del bentos, actuando como un elemento mitigador del impacto de la sedimentación de materia orgánica por el cultivo del mejillón. Para ello se pueden emplear modelos bioenergéticos. Los modelos bioenergéticos de crecimiento se esfuerzan por integrar las transacciones de procesamiento de alimentos con los gastos de energía impuestos por factores abióticos y bióticos (Beamish y Trippel, 1990). Dichos modelos bioenergéticos requieren conocimientos de las tasas metabólicas de los individuos, pero debido a que la medida directa de la pérdida de energía es difícil, es común usar el consumo de oxígeno como una medida indirecta del metabolismo, y mediante un equivalente oxicalorífico convertir el consumo de oxígeno en unidades de energía (Brafield, 1985; Jobling y Baardvik, 1994).

Antecedentes

Las interacciones existentes entre la práctica acuícola y el medio ambiente son específicas para cada combinación de producción y composición biológica y física de la ubicación (Iwama, 2009), consecuentemente el conocimiento de la interacción entre la acuicultura y el medio es esencial para el desarrollo de una industria sostenible (Callier *et al.*, 2006). Con un total de 240 bateas presentes en la Ría Arousa, el mejillón es la especie clave de interés comercial cultivada en las rías, y su elevada producción y la gran cantidad de bateas existentes debe afectar tanto a la estructura del ecosistema como a sus funciones.

Una gran proporción de estudios anteriores relacionados con *P. longicornis* centran su atención en el papel que desempeñan estos organismos en la dieta de otras especies mayores (Friere y González-Gurriarán, 1995; Chesney e Iglesias, 1979; López-Jamar *et al.*, 1984) o la relación entre el cultivo de mejillón y su presencia (Tenore *et al.*, 1985). Sin embargo, pocos estudios han estudiado la biología y comportamiento de *P. longicornis*. Robinson y Tully (2000) estudiaron cuantitativamente la comunidad, el crecimiento, la mortalidad y la estructura de distintas poblaciones de *P. longicornis* en el Sur Este de Irlanda, muestreando una vez al mes entre Diciembre (1996) y Noviembre (1997). Smaldon (1972) analizó la estructura poblacional, además de la biología reproductiva de poblaciones de *P. longicornis* de localidades litorales y sublitorales, en el Sur Oeste de Inglaterra durante dos años (1970-1972).

Objetivos e hipótesis

El presente trabajo se centra en los efectos ecológicos del acúmulo de valvas de mejillón debido a la acuicultura sobre la comunidad de invertebrados bentónicos, especialmente sobre los efectos que tienen estos acúmulos en las poblaciones del decápodo *P. longicornis*, por lo que el objetivo principal fue estimar los cambios en la abundancia de macrofauna bentónica debido a la presencia de instalaciones de cultivo de mejillón en las rías gallegas. Los objetivos concretos del estudio fueron los siguientes: 1) determinar los cambios de los principales grupos taxonómicos comparando de forma experimental acúmulos de mejillón debajo de bateas con sedimento natural, 2) establecer los cambios en la abundancia de *P. longicornis*, debido al acúmulo de valvas de mejillón por efecto de la acuicultura, analizando la estructura de tallas y estimado su biomasa por m², 3) estimar la tasa respiración de *P. longicornis* a partir del consumo de oxígeno y producción de TCO₂, considerando la temperatura del agua, la talla y la alimentación en las tasas metabólicas.

La hipótesis principal del estudio es que la abundancia de crustáceos es mayor en las zonas donde se encuentran las bateas, debido principalmente a la abundancia de *P. longicornis* debido

a los cambios en la complejidad y heterogeneidad, así como en los recursos tróficos disponibles que se producen por el acúmulo de valvas de mejillón. Se espera que la abundancia de fauna se vea modificada por la presencia de valvas de mejillón, favoreciendo a determinados grupos o especies que encuentran en este ambiente un hábitat óptimo. Con respecto a la tasa de respiración, se espera que con el aumento de temperatura aumente la tasa metabólica, así como en presencia de alimento se espera un mayor consumo de oxígeno, siendo las tallas menores las que mayor tasa metabólica presenten.

Materiales y métodos

Zona de estudio. El muestreo se realizó en las inmediaciones del IGafa, en la Ría de Arousa ($42^{\circ}33'40.13''$ N, $8^{\circ}53'21.85''$ O), Galicia. El área de estudio es una batea experimental localizada a una distancia de 300 metros de la costa, con una profundidad entre 10 y 15 metros, y con un fondo formado por sedimento grueso y maërl. La zona control se localiza a 500 metros de la batea experimental ($42^{\circ}33'45.74''$ N, $8^{\circ}53'22.85''$ O). El área se caracteriza por una profundidad entre 10 y 15 metros, y presenta sedimento grueso con abundante maërl (Figura 1).

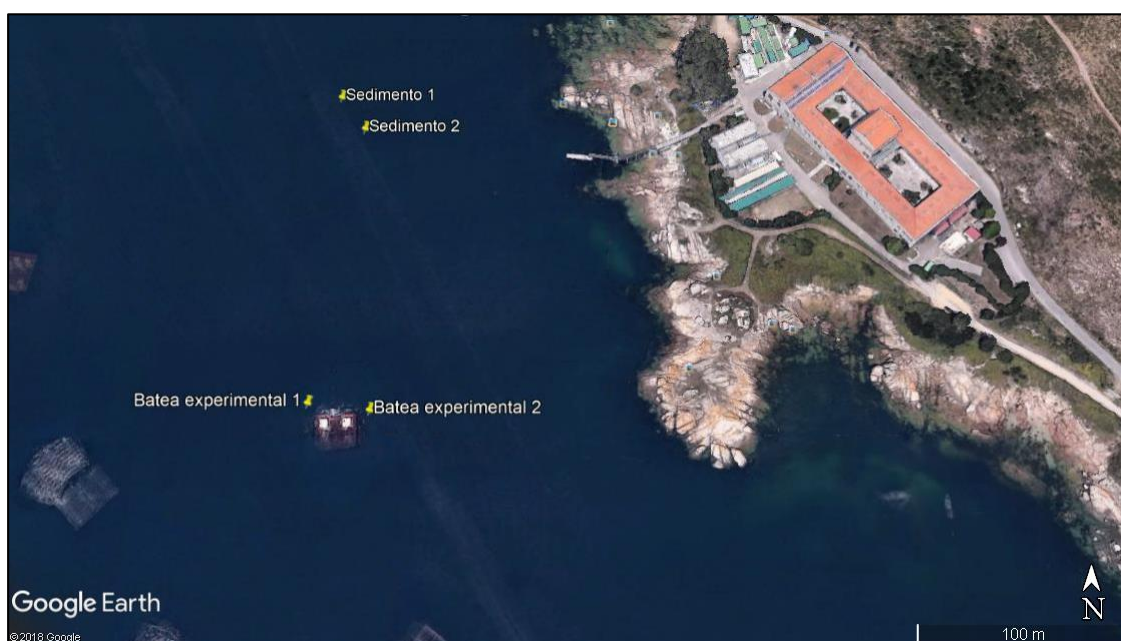


Figura 1. Localización del área de estudio.

Toma de muestras. Las muestras de fauna de la batea experimental se tomaron mediante unidades experimentales de 40 x 40 cm, en una red con capacidad de 30 litros de volumen de ocupación de hábitat rellenas de valvas de mejillón defaunadas, que simulaban el sustrato existente debajo de las bateas (Figura 2). El tiempo de permanencia de las unidades bajo el agua para su colonización por parte de la fauna bentónica fue de cinco meses, y una vez transcurrido el tiempo de muestreo se retiraron las unidades experimentales envolviéndolas en una bolsa de

250 μm de luz de malla en inmersión, subiéndolas a bordo con globos. Una vez en tierra, las unidades experimentales fueron tamizadas a 500 micras de luz de malla y la macrofauna presente se almacenó en etanol para su posterior recuento en el laboratorio.

Las muestras de la zona control se tomaron mediante un cuadrado de 40 x 40 cm, retirando el sedimento de los 5 primeros centímetros. Esta superficie se correspondía con la superficie ocupada por la unidad experimental con mejillón lo que permite su posterior comparación de la abundancia de fauna por unidad de superficie.

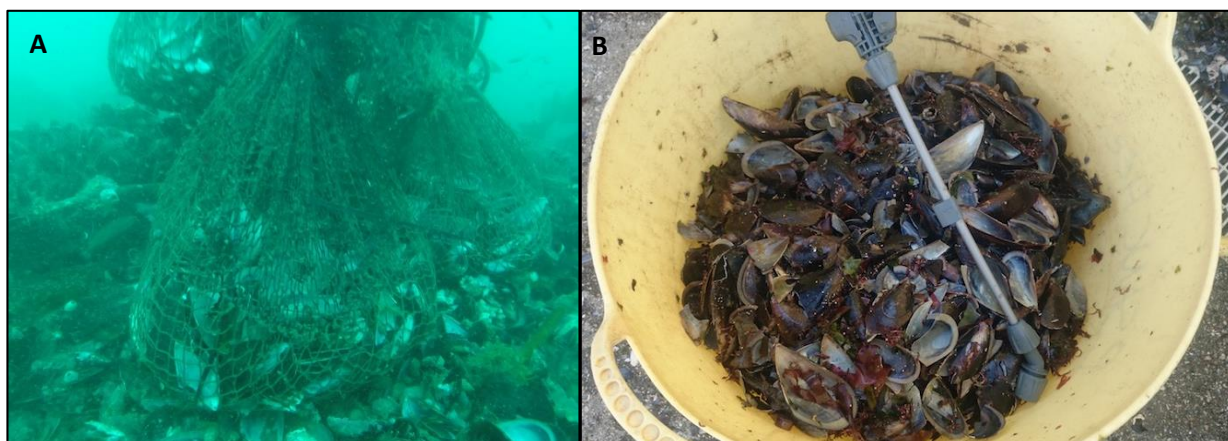


Figura 2. A. Unidad experimental. B. Fauna obtenida de la unidad experimental.

Tratamiento de las muestras. El tratamiento fue el mismo para las muestras de batea y las de la zona control. En primer lugar, se lavaron y tamizaron (tamiz de 500 micras) para eliminar restos de sedimento tamaño limo, y retener la macrofauna. El recuento de fauna se realizó mediante una lupa binocular, y se separan en grandes grupos para estimar la abundancia de individuos por m^2 .

Distribución de tallas de la población. Para estudiar la demografía de una población, es necesario tomar un valor de tamaño poblacional, es decir, un número significativo de individuos de la población. En este estudio se tomaron 300 individuos de la especie *P. longicornis* presentes en las muestras tomadas de batea. Se midió la anchura de su caparazón y se calculó el porcentaje de cada talla, para estimar la distribución de cualquier población. Los datos de porcentaje se representaron en un gráfico de barras.

Estimación de la tasa de respiración. Para estimar la tasa de respiración de *P. longicornis* se cogieron individuos vivos *in situ*, y se seleccionaron posteriormente al azar en base a dos tallas según el tamaño del caparazón (siendo 3 cm el ancho del caparazón para los individuos de talla pequeña, y 6 cm para talla grande). En primer lugar, se introdujeron los organismos en distintos botes de cristal, con cierre hermético para evitar intercambio de gases con el exterior. El

experimento se realizó a dos temperaturas (13°C y 19°C), en presencia y ausencia de alimento. Para evitar variaciones debidas a la comunidad bacteriana el agua se autoclavó agua atlántica procedente del entorno del IGAFa. Previo a la introducción de los organismos, se tomaron medidas de oxígeno y CO₂, para comparar el consumo o producción de O₂ y CO₂ respectivamente. El tiempo del experimento fue de una hora, transcurrido este tiempo se abrieron los botes y se tomaron medidas de oxígeno (oxímetro VWR DO 200), pH (pH-Meter BASIC 20+, CRISON) y peso húmedo del organismo, tras 24 horas en la estufa se midió el peso seco (Figura 3).

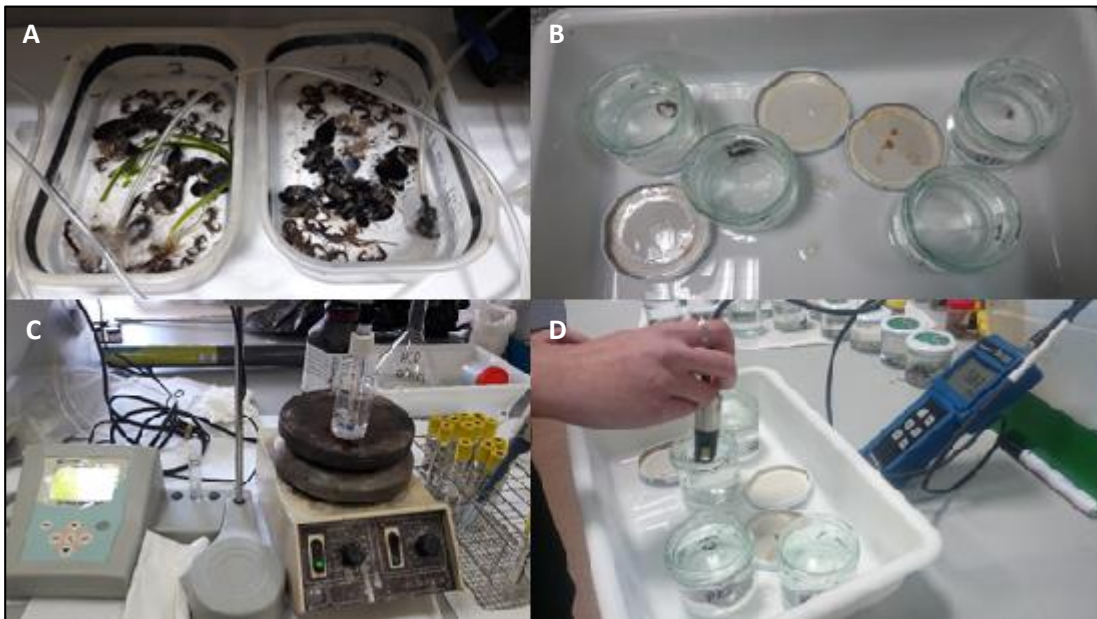


Figura 3. A. Organismos vivos usados en el experimento. B. Recipientes del experimento C. Medida de pH. D. Medidas de oxígeno.

Análisis estadísticos.

Abundancia de fauna. El diseño experimental propuesto para evaluar cambios significativos en la abundancia de los distintos grupos se realizó mediante un ANOVA multifactorial, para cada grupo de organismos (crustáceos, moluscos, equinodermos, peces, poliquetos y larvas). Los factores que se tuvieron en cuenta fueron “Valvas” (factor fijo, 2 niveles: batea y sedimento) y “Sitio” (factor aleatorio, anidado en zona, con 2 niveles: A y B). Cuando no se encontraron diferencias significativas a nivel de sitio se procedió a realizar lo que se conoce como *pooling* (agrupación de fuentes de variabilidad) de un componente anidado en el análisis de la varianza (Underwood, 1997). De esta forma, se sumaron los grados de libertad y la suma de cuadrados del factor anidado con el error residual para realizar el contraste de la F del factor principal con respecto a estos nuevos valores. En algunos casos, los datos fueron transformados para alcanzar la normalidad y la homogeneidad de varianzas. Cuando las transformaciones permitieron

obtener una homogeneidad de varianzas, el análisis se hizo sin transformación de datos. Los análisis se realizaron usando el paquete GAD en R (Sandrini-Neto y Camargo, 2014).

Dentro de cada sitio se realizaron 3 réplicas, obteniéndose un total de 12 muestras. Según el diseño experimental, el modelo lineal resultante fue:

$$X_{ijk} = \mu + V_i + S(V)_{j(i)} + \text{Residual}_{k(ij)}$$

Una vez realizado el *pooling*, el modelo lineal se simplifica:

$$X_{ik} = \mu + V_i + \text{Residual}_{k(ij)}$$

Donde X_{ij} representa el conjunto de valores estimados en el muestreo, μ representa el valor medio global, V_i indica el efecto del nivel i del factor Valvas ($i =$ batea y sedimento), el error residual asociado a cada muestreo viene dado por la expresión: Residual $k(ij)$.

Abundancia de *P. longicornis*. La abundancia de *P. longicornis* se estudió mediante un ANOVA multifactorial, los factores analizados fueron “Valvas” (factor fijo, 2 niveles) y “Sitio” (factor aleatorio, anidado en zona, con 2 niveles). Siendo el modelo lineal resultante:

$$X_{ijk} = \mu + V_i + S(V)_{j(i)} + \text{Residual}_{k(ij)}$$

Donde X_{ij} representa el conjunto de valores estimados en el muestreo, μ representa el valor medio global, V_i indica el efecto del nivel i del factor Valvas ($i =$ batea y sedimento), $S(V)_{j(i)}$ representa el factor sitio anidado en valvas, el error residual asociado a cada muestreo viene dado por la expresión: Residual $k(ij)$.

Distribución de tamaños de la población. La distribución de tallas de poblaciones se representó mediante un gráfico de barras a partir del porcentaje del ancho (mm) de los caparzones de 300 individuos muestreados aleatoriamente. Las medidas se tomaron utilizando una lupa binocular con micrometro, a 63 aumentos.

Tasa de respiración. Los datos obtenidos tras el experimento, fueron sometidos a un análisis de la varianza (ANOVA) multifactorial, los factores fueron “talla” (factor fijo, con 2 niveles: grande y pequeño), “temperatura” (factor fijo, con dos niveles: 13°C y 19°C) y “alimento” (factor fijo, con dos niveles: con alimento y sin alimento). El modelo lineal resultante:

$$X_{ijk} = \mu + TA_i + TE_j + AL_k + TA * TE_{(ij)} + TA * AL_{(ik)} + TE * AL_{(jk)} + TA * TE * AL_{(ijk)} + \text{Residual}_{n(ijk)}$$

Donde TA es el factor talla (siendo los niveles $i =$ grande y pequeño), TE es el factor temperatura (con los niveles $j =$ 13°C y 19°C), AL es el factor alimento (con los niveles $k =$ presencia y ausencia). Para el estudio de las interacciones se realizó el SNK test.

Cronograma

En el cronograma se ha incluido exclusivamente el trabajo realizado en el laboratorio, posterior a los cinco meses que las unidades experimentales estuvieron debajo de la batea. La definición de la metodología a seguir, para analizar las muestras de batea y sedimento, tuvo lugar durante los meses de septiembre y octubre. Una vez establecido el procedimiento, se procedió al recuento de fauna, que tuvo lugar entre los meses de octubre (2017) a abril (2018). La estimación de la tasa de respiración se realizó durante el mes de marzo. Los resultados obtenidos del recuento de fauna, así como los obtenidos tras el experimento, se analizaron durante los meses de mayo y junio. Finalmente, la redacción se realizó a partir de abril hasta julio (Tabla 1).

Actividades	Sep	Oct	Nov	Dic	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio
Definición de la metodología a seguir	■	■									
Marco teórico		■	■								
Recuento de fauna		■	■	■	■	■	■	■			
Planificación del experimento							■				
Experimento							■				
Procesamiento de datos									■	■	
Descripción de los resultados										■	
Análisis de resultados										■	
Redacción final								■	■	■	■
Entrega del informe											■

Tabla 1. Cronograma del trabajo.

Resultados

Abundancia de fauna. Los resultados obtenidos muestran la variación de abundancia de los diversos grupos de organismos estudiados, entre la zona localizada debajo de la batea experimental (en adelante denominada zona de impacto), y la zona distante de la batea (en adelante denominada zona control). La abundancia de los grupos se ve modificada drásticamente según la zona, en especial, este cambio es visible en el grupo crustáceos, siendo el más abundante en la zona de impacto con una abundancia superior a 15260 ind/m². El segundo grupo predominante en la zona de impacto fueron los moluscos, con una abundancia mayor de 870 individuos/m².

Otros grupos bien representados en la zona de impacto fueron los equinodermos, con una abundancia mayor de 685 individuos/m², así como las larvas (515 individuos /m²). Entre los peces presentes en la zona, destaca la abundancia del pez *Lepadogaster spp* (Bonnaterre, 1788), con una abundancia en torno a 14 ind/m².

Por el contrario, en la zona control los poliquetos fueron el grupo predominante, con una abundancia de 315 individuos/m², frente a 59 individuos/m² en la zona de impacto. En la zona control, la abundancia de crustáceos fue de 2138 individuos/m², un valor representativamente

menor a la abundancia de crustáceos en la zona de impacto. El tercer grupo predominante en la zona control fueron los moluscos, con una abundancia de 190 individuos/m², seguido por el grupo de los equinodermos (36 individuos/m²) y peces (1 individuo/m²). Es destacable la ausencia de larvas en la zona control (Tabla 2, Figura 4).

	Crustáceos	Equinodermos	Moluscos	Poliquetos	Peces	Larvas
Batea	15268,01±27,65	685,76±5,49	878,91±9,61	59,68±1,51	14,11±1,27	515,84±6,81
Sedimento	2138,67±7,58	36,89±1,99	193,14±12,21	315,76±4,3	1,10±1,02	0
Total	17406,68±16,43	722,66±3,46	1072,05±2,49	375,43±2,36	15,19±0,67	515,84±4,82

Tabla 2. Promedio de la abundancia de individuos (ind/m²) y su error estándar en los niveles del factor valvas.

Tras realizar los análisis estadísticos, se observan diferencias significativas entre las dos zonas en ciertos grupos de organismos. La presencia de crustáceos, peces, equinodermos y de larvas es significativamente mayor en la zona de impacto. Sin embargo, la abundancia de poliquetos en la zona control es significativamente mayor que en la zona de impacto. Por el contrario, el grupo de los moluscos es el único que no presenta diferencias significativas entre ambas zonas (Tabla 3).

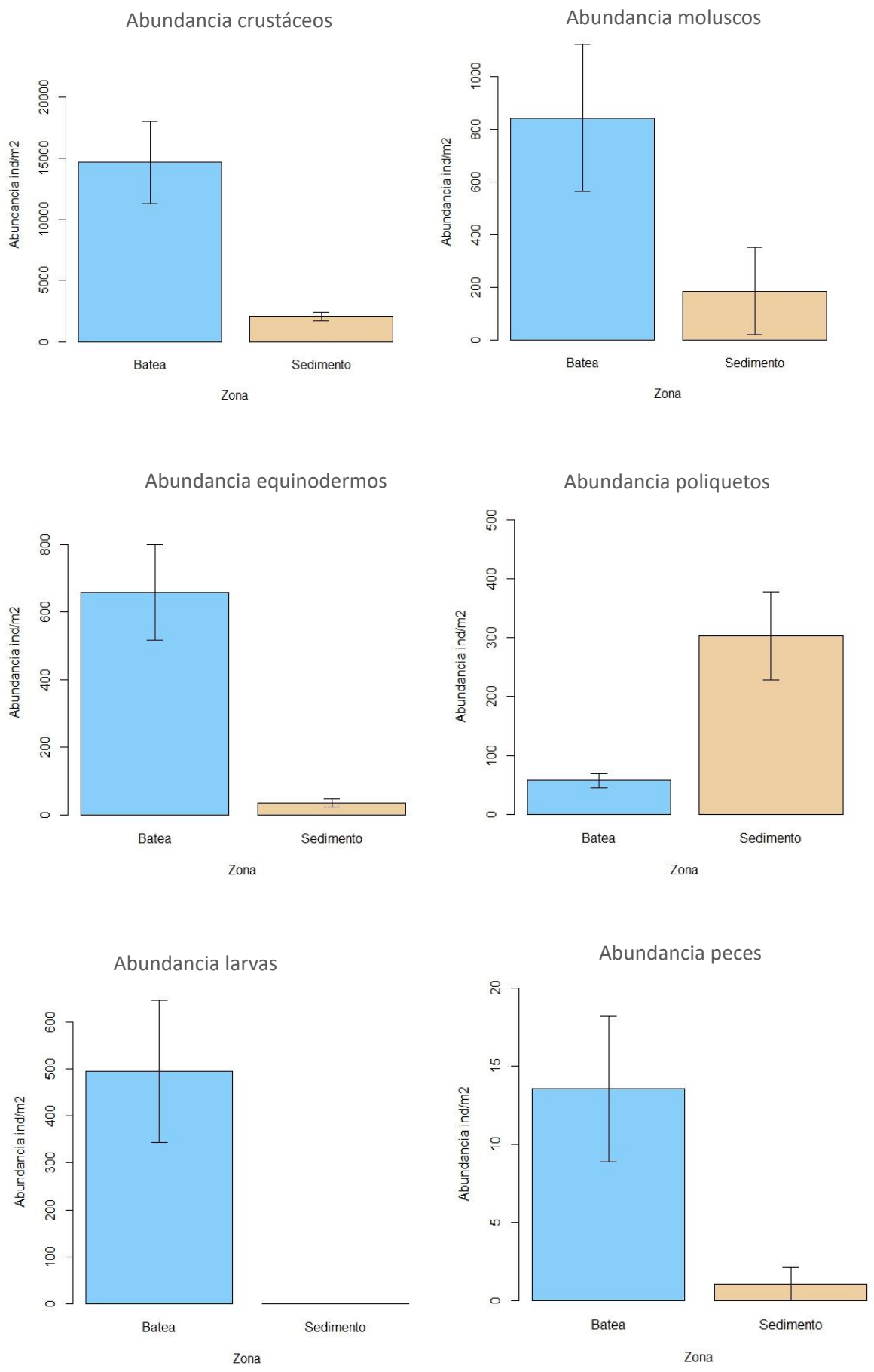


Figura 4. Abundancia (ind/m²) en muestra de batea (color azul) y sedimento (color salmón).

Crustáceos					Crustáceos <i>pooled</i>			
Fuente de variabilidad	Gl	CM	F	p-valor		CM	F	p-valor
Valvas	1	476595052	14.0653	0.06431	Valvas	10.846	46.37	4.69e-05
Sitio (V)	2	33884382	0.9968	0.41065				
Residual	8	33993584			Sitio(V)+Residual	0.234		
Equinodermos					Equinodermos <i>pooled</i>			
Valvas	1	1164076	24.026	0.03919	Valvas	1155.2	47	4.43e-05
Sitio (V)	2	48451	0.772	0.49369				
Residual	8	62764			Sitio(V)+Residual	24.6		
Moluscos					Moluscos <i>pooled</i>			
Valvas	1	1300208	3.4497	0.2044	Valvas	1300208	4.104	0.0703
Sitio (V)	2	376901	1.287	0.3373				
Residual	8	301826			Sitio(V)+Residual	316841		
Peces					Peces <i>pooled</i>			
Valvas	1	8.5363	2.9162	0.2298	Valvas	8.536	5.415	0.0423
Sitio (V)	2	2.9272	2.3631	0.1562				
Residual	8	1.2387			Sitio(V)+Residual	1.576		
Poliquetos					Poliquetos <i>pooled</i>			
Valvas	1	181302	4.7939	0.15999	Valvas	7.466	19.68	0.00126
Sitio (V)	2	37819	3.1358	0.09874				
Residual	8	12061			Sitio(V)+Residual	0.379		
Larvas					Larvas <i>pooled</i>			
Valvas	1	735694	3.9042	0.18682	Valvas	735694	10.67	0.00848
Sitio (V)	2	188439	4.8228	0.04225				
Residual	8	39072			Sitio(V)+Residual	689454		

Tabla 3. Resultados ANOVA para la abundancia de los diferentes grupos estudiados.

Abundancia de *P. longicornis*. La gran abundancia de crustáceos presentes en la zona de impacto es debida, principalmente, a la abundancia de individuos/m² del decápodo *P. longicornis*. Con unos valores de abundancia en torno a 12810 individuos/m² en la zona de impacto, su presencia es significativamente mayor en esta zona que en la zona control, donde la abundancia de este organismo es de 10 individuos/m² (Tabla 4, Figura 5). Debido a la homogeneidad del sustrato de la zona de impacto, entre los niveles del factor sitio no se hallaron diferencias significativas (Tabla 5).

<i>P. longicornis</i>	Abundancia (ind/m ²)
Batea	12810,33 ± 27,83
Sedimento	10,85 ± 1,38
Total	12821,18 ± 19,64

Tabla 4. Promedio de la abundancia de *P. longicornis* (ind/m²) y el error estándar en los niveles del factor valvas.

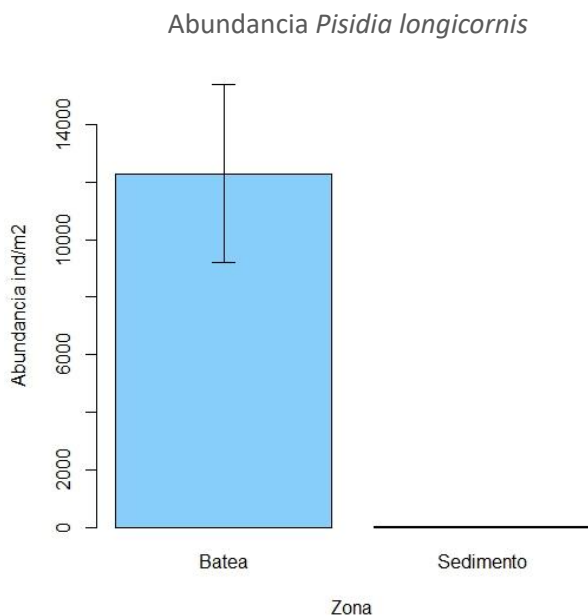


Figura 5. Abundancia media (ind/m²) de *P. longicornis* y error estándar en las zonas de estudio.

Fuente de variabilidad	Gl	CM	F	p-valor
Valvas	1	157.343	224.8545	0.004418
Sitio (V)	2	0.700	0.7574	0.499770
Residual	8	0.924		

Tabla 5. Resultados ANOVA para la abundancia de *P. longicornis*.

Distribución de tamaños de la población de *P. longicornis*. De los 300 individuos escogidos al azar, los tamaños más recurrentes en la población fueron de 4.8 mm y 5.6 mm (49 individuos de ambas tallas). La segunda talla más abundante fue de 5.2 mm (37 individuos), seguida de la talla de 6.4 mm con 32 individuos. Por el contrario, las tallas menos abundantes fueron de individuos de mayor tamaño (un individuo con un tamaño de 8 mm, y tres individuos de un tamaño de 7.6 mm) (Figura 6).

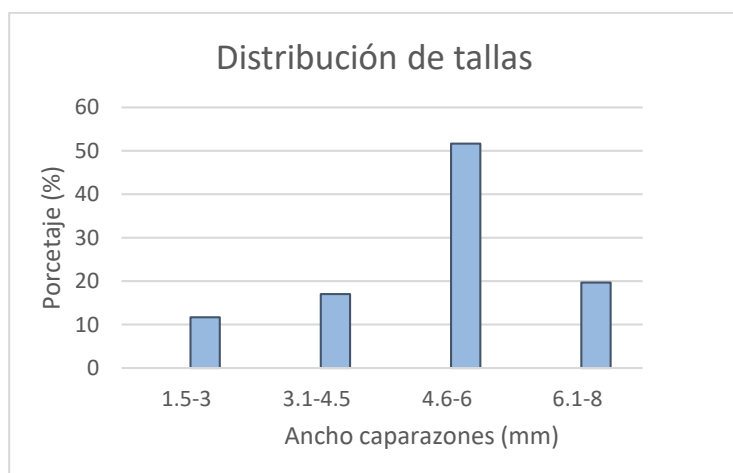


Figura 6. Distribución de tallas de la población de *P. longicornis*.

Tasa de respiración. Los resultados obtenidos en relación a la producción de TCO₂ muestran una mayor producción por parte de individuos de talla pequeña, a una temperatura de 13°C y en ausencia de alimento, con unos valores de 196 mmol/g/día. Por el contrario, los organismos con menor producción de TCO₂ fueron aquellos de talla grande, a una temperatura de 13°C y en presencia de alimento de alimento (19 mmol/g/día). Los análisis estadísticos no mostraron ninguna interacción significativa entre los factores, siendo la temperatura el único factor que afecta significativamente a la producción de TCO₂.

Con respecto la tasa de consumo de O₂, los organismos de talla pequeña, a una temperatura de 13°C y en ausencia de alimento fueron aquellos con un consumo mayor, con valores en torno a 297 mmol/g/día. Aquellos con un consumo más bajo fueron individuos de talla grande, a una temperatura de 13°C y en presencia de alimento, con una producción de 15 mmol/g/día. Los análisis estadísticos muestran interacciones significativas entre los factores alimento-temperatura y alimento-talla. Para ambas interacciones se obtiene un cambio de magnitud entre las tasas de consumo y producción (Tabla 6, Figura 7).

Producción de TCO₂				
Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p-valor
Alimento (A)	1	0.1048	0.27	0.6095
Temperatura (Te)	1	21.1443	54.05	0.0000
Talla (Ta)	1	0.3695	0.94	0.3408
A*Te	1	0.2830	0.72	0.4034
A*Ta	1	0.8944	2.29	0.1436
Te*Ta	1	0.4919	1.26	0.2733
A*Te*Ta	1	0.0962	0.25	0.6245
Residual	24	0.3912		
Consumo de O₂				
Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p-valor
Alimento (A)	1	17.6087	57.07	0.0000
Temperatura (Te)	1	14.9424	48.43	0.0000
Talla (Ta)	1	0.0145	0.05	0.8304
A*Te	1	3.7355	12.11	0.0019
A*Ta	1	1.7791	5.77	0.0244
Te*Ta	1	0.1778	0.58	0.4552
A*Te*Ta	1	0.3931	1.27	0.2702
Residual	24	0.3086		

Tabla 6. Resultados ANOVA para las tasas de producción de TCO₂ y consumo de O₂.

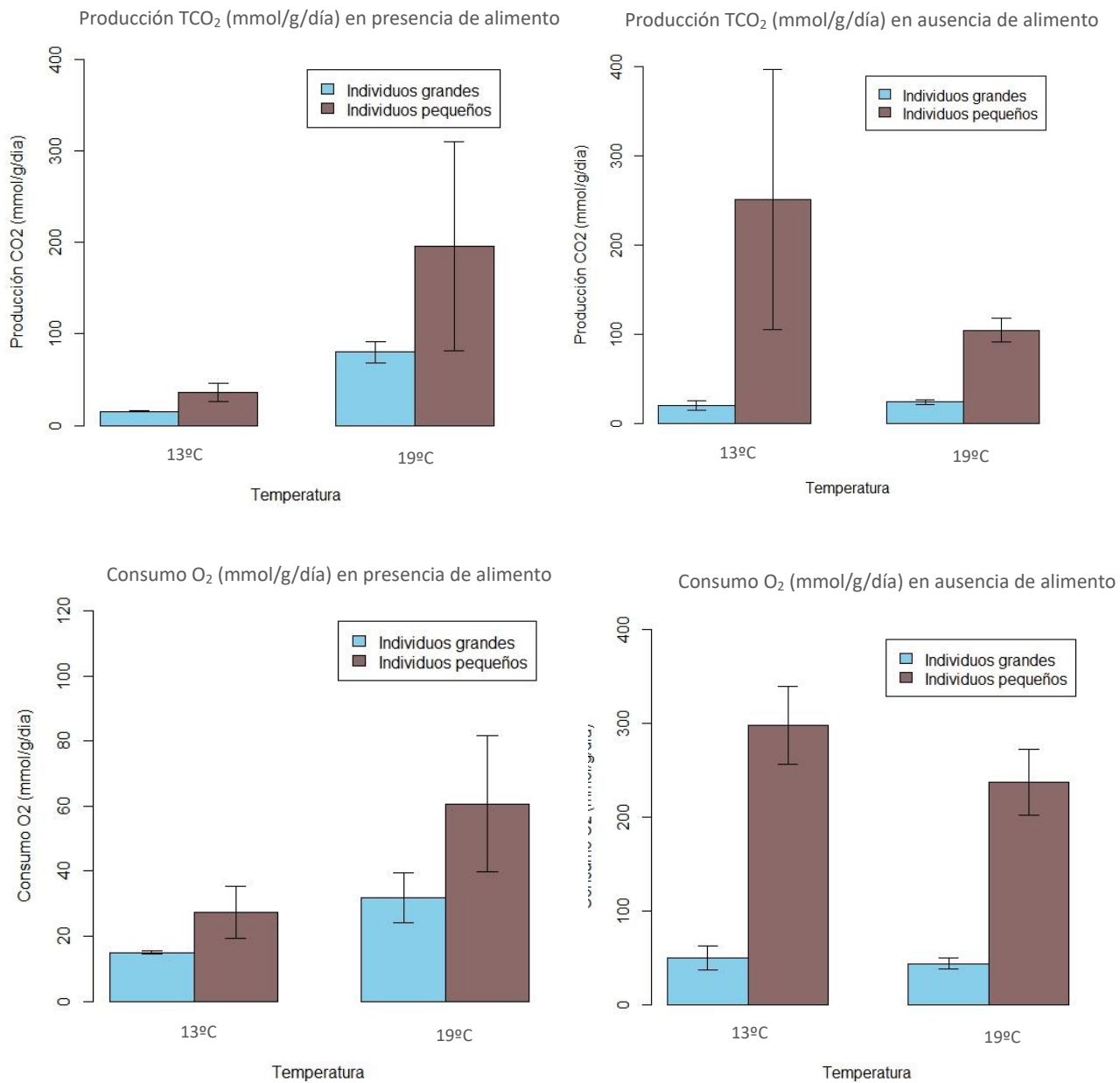


Figura 7. Tasa de respiración de *P. longicornis*, medido como producción de TCO₂ y consumo de O₂.

Discusión

Abundancia de fauna. La alta abundancia de organismos presente en la zona de cultivo queda reflejada en los resultados obtenidos, siendo los crustáceos el grupo predominante en dicha zona, principalmente por la accesibilidad de alimento y el refugio que proporcionan tanto las cuerdas de las bateas como los acúmulos de las valvas de mejillón (Chesney e Iglesias, 1979). La disponibilidad de alimento atrae a depredadores, tales como moluscos, equinodermos y peces, que encuentran en esta zona un lugar óptimo para su reproducción, convirtiendo estas zonas en producción de alevines o *hatcheries*. Como consecuencia de las altas densidades de organismos en esta zona, las larvas adquiere gran importancia al realizarse la puesta de huevo y la eclosión de estos en las zonas de cultivo.

La introducción de *Mytilus edulis*, así como la transferencia de tecnologías, han facilitado el cultivo del mejillón común en países fuera de su distribución natural (por ejemplo, China). El desarrollo de técnicas en criaderos de larvas (*hatchery*) usando mejillones poliploides es la tendencia de cultivo más reciente (Fao, 2018). Los cambios en la estructura de los poblamientos de la macrofauna bentónica entre las zonas acuícolas y las zonas donde no hay instalaciones de cultivo queda reflejado en los resultados obtenidos. En general, los grupos pertenecientes a la epifauna se ven favorecidos por los cambios en el hábitat bentónico producido en las zonas de cultivo, lugares donde encuentran un hábitat más complejo.

El cambio de heterogeneidad ambiental que tiene lugar debajo de los suelos de bateas, como consecuencia de la modificación del ambiente por las valvas de mejillón, genera un sustrato complejo formado por restos de mejillón, pero relativamente complejo. Debido a esta homogeneidad del sustrato no existen diferencias muy relevantes entre las zonas debajo de la batea. Los acúmulos de valvas procedentes del cultivo, junto con las cuerdas que pueden caer por los temporales, generan un hábitat tridimensional más diverso a diferencia de un ambiente sedimentario de un solo plano de sustrato, ideal para organismos del bentos. Además, este acúmulo reduce la cantidad de oxígeno, debido a las pseudo-heces y deshechos, en el sedimento de los fondos de las instalaciones, por lo que organismos de la infauna, tales como poliquetos, se ven fuertemente influenciados, y obligados a buscar un hábitat óptimo en zonas menos impactadas alejadas de la contaminación producida por las bateas.

En artículos anteriores los resultados obtenidos fueron similares a los obtenidos en éste; por ejemplo, López- Jamar (1984) obtuvieron diferencias significativas en la abundancia de poliquetos entre las zonas de cultivo y las zonas adyacentes: en muestras de epifauna, los poliquetos constituyeron un 77% del total de la abundancia, mientras que en muestras de valvas

de mejillón no superan el 16%. En el presente estudio, el 84% de los poliquetos se encontraban en muestra de la zona control, mientras que el 16% se encontró en muestras de la zona impacto. Como ya se ha comentado, la razón de la escasez de infauna puede ser debido a la gran cantidad de detritus orgánico procedente de las bateas que no puede ser remineralizado o utilizado completamente por los organismos, provocando sedimentos anóxicos y consecuentemente densidades de infauna muy bajas (López-Jamar *et al.*, 1984). Por el contrario, un 88% de los crustáceos se encontró en muestras de la zona de impacto, siendo el 84% del total de los crustáceos presentes en la zona impacto de la especie *P. longicornis*.

Las consecuencias del incremento en la abundancia de fauna en dichas zonas pueden significar un incremento de la respiración y por lo tanto una mitigación del impacto ambiental producido por las bateas. Los organismos asociados a este tipo de cultivo marino (especies con hábitos filtradores y detritívoros) pueden minimizar el impacto ambiental que acompaña al cultivo del mejillón. Una opción factible para la reducción de contaminación por materia orgánica en las zonas de cultivo es la instalación de un filtro biológico (Conde y Domínguez, 2004). El punto clave para conseguir la incorporación de las biodeposiciones del mejillón en la cadena trófica es la introducción de un sustrato adecuado que permita la fijación de la epifauna y no impida la proliferación de la comunidad bentónica sirviendo además como hábitat favorable para sus predadores. Las unidades experimentales usadas en este estudio podrían servir de biofiltro, además de servir como indicadores de impacto en el sustrato de las zonas de cultivo. En la región de influencia del biofiltro se conseguiría recuperar la fauna bentónica y las características físico-químicas del sedimento. Por consiguiente, el biofiltro pretende transformar un problema en un recurso (Conde y Domínguez, 2004; Ljungqvist, 2005).

Abundancia de *Pisidia longicornis*. Estudios anteriores muestran que la comunidad típica del zooplancton, más que ser caracterizada por copépodos, como en normal es aquellas rías donde no hay bateas es dominada (>90% de la biomasa total) por lavas zoea del cangrejo *Pisidia longicornis* (Tenore *et al.*, 1985). Smith y Shackley (2004) evaluaron los cambios sufridos por el ecosistema como consecuencia de la introducción del cultivo de mejillón: antes de la introducción del cultivo, la comunidad bentónica estaba compuesta en gran parte por poliquetos, gasterópodos, bivalvos, anfípodos y cirrípedos, pero dominaban los poliquetos. Tras ser establecidas las zonas de cultivo, los poliquetos se volvieron menos dominantes a medida que aumentó la proporción relativa de bivalvos, anfípodos, decápodos, ofiuroides y misidáceos. Entre los decápodos, la especie *P. longicornis* es la más abundante en la comunidad bentónica. Aunque son animales cuyo tamaño es pequeño, el número de individuos presentes les convierte en el mayor componente de la biomasa de crustáceos (Robinson y Tully, 2000). De acuerdo con

los resultados obtenidos en estudios anteriores, los organismos con mayor presencia en este estudio fueron aquellos de la especie *P. longicornis*. El éxito de su rápida colonización es su alta tasa de reproducción y su rápido desarrollo, las hembras alcanzan la madurez sexual a una anchura de 3 mm (Smaldon, 1972). La fecundidad de esta especie es altamente variable (oscilando entre 10 y 1443 el número de huevos por puesta) y se encuentra determinada principalmente por la anchura del caparazón (Sampedro *et al.*, 1997). La temperatura es el factor clave para el crecimiento de estos individuos, a temperaturas más altas el cambio de muda se produce antes y la tasa de crecimiento es mayor, consecuentemente las hembras alcanzan su primera madurez antes.

El crecimiento de estos individuos se pospone hasta después de que se haya producido la puesta. Sin embargo, la mayoría de las hembras suelen morir tras la primera puesta, mientras que una pequeña proporción sobrevive y tras cambiar de muda es capaz de volver a reproducirse al segundo año de vida. Si las condiciones son las adecuadas, una pequeña proporción de hembras de tamaño grande puede llegar a sobrevivir el tercer año, y volver a poner huevos. Estas hembras probablemente representan una pequeña proporción de la cohorte, de grupos de asentamiento posteriores, lo cual se observa en el escaso número de individuos de tallas grande, aunque los resultados obtenidos por diversos autores varían en función de la temperatura, la zona y los eventos de tormenta sucedidos durante el tiempo de muestreo (Robinson y Tully, 2000; Smaldon, 1972). La reducción o falta de crecimiento en las hembras puede deberse a la maduración, el crecimiento somático se reduce debido a que una gran cantidad de energía es invertida en el desarrollo reproductivo (Hartnoll y Gould, 1988). Sería interesante estudiar todos estos aspectos en relación a la existencia de acúmulos de valvas en fondos sedimentarios debajo de las bateas.

La mortalidad se incrementa cuando la fase de crecimiento planctónica se prolonga. Además, el aumento en las tasas de mortalidad coincide con el aumento de temperaturas y una disminución en el tamaño del cuerpo. La mortalidad está controlada principalmente por procesos dependientes de la densidad durante el segundo año, cuando los individuos son mayores y menos susceptibles a la variación de factores estocásticos (eventos de tormenta generalmente). Por lo general, la mayoría de individuos de una cohorte alcanzan el tamaño máximo y mueren en su segundo año de vida, mientras que una pequeña proporción es capaz de llegar al tercer año (Robinson y Tully, 2000).

Distribución de tamaños de la población. Según los resultados obtenidos, se sabe que la abundancia de *P. longicornis* es considerable en la zona de impacto, pero es necesario conocer

la distribución de tallas de la población para estimar el consumo medio de materia orgánica que podría estar sucediendo debajo de las bateas debido a estos organismos. Principalmente, este consumo variara en función de las tallas medias de la población. Teniendo en cuenta que la abundancia de *P. longicornis* en la zona de impacto es de 12810 ind/m², si se divide la población en dos tallas (talla grande con un caparazón mayor de 4.5 mm y talla pequeña con un caparazón menor de 4.5 mm), a partir de la distribución de tallas de la población calculada, se obtienen 3587 ind/m² de talla pequeña, y 9223 ind/m² de talla grande. El consumo de la talla pequeña, en presencia de alimento y a una temperatura de 13°C, es de 27 mmol/g/día. Por lo que, si tenemos en cuenta todos los individuos de dicha talla, el consumo total será de 96849 mmol/g/día. El consumo de la talla grande, en las mismas condiciones (presencia de alimento y a 13°C), es de 15 mmol/g/día. Por lo que el consumo total de oxígeno por parte de la talla grande es de 138345 mmol/g/día. El consumo total del conjunto de la población es de 235194 mmol/g/día.

Sin embargo, las poblaciones pueden cambiar su tamaño y estructura a lo largo del tiempo por diversas razones. Estos cambios pueden afectar la forma en la población interactúa con su entorno físico y con otras especies. Un seguimiento de la población podría predecir cambios a futuro, e incluso es posible demostrar si los esfuerzos de conservación ayudan a aumentar la cantidad de individuos de una especie protegida. El crecimiento de un individuo dentro de una población es extremadamente variable. Las causas varían involucrando factores genéticos, sociales y ambientales. El crecimiento de un organismo implica células, tejidos, órganos y al organismo como un todo y cada nivel tiene factores inhibidores y estimuladores específicos que actúan sobre los órganos (Needham, 1964).

Los resultados obtenidos muestran una población con unos tamaños de caparazón grande, por lo que se puede suponer que se trata de una población estable, con una alta variabilidad genética y con un mayor potencial de adaptación mediante selección natural a los cambios ambientales. Como resultado del cambio de heterogeneidad del suelo de bateas, la distribución de la población de *P. longicornis* es aleatoria a lo largo del sedimento.

Tasa de respiración. En el ambiente natural, los organismos están sujetos a una combinación de efectos de distintos factores. La temperatura, la salinidad, la concentración de oxígeno, el flujo de las corrientes de agua, el tamaño, o el gasto invertido en alimentación son los factores más importantes que afectan a las tasas de respiración (Jorgensen *et al.*, 1986; Lucas, 1996; Riisgard y Larsen, 2001). Por ello, las tasas metabólicas en los organismos varían tremendamente a lo largo de la biosfera (Bennett, 1991; Seibel, 2007). Los orígenes de estas variaciones son un

tema altamente debatido, algunos autores destacan la importancia de las limitaciones anatómicas y ambientales (Gillooly *et al.*, 2001; Brown *et al.*, 2004), mientras que otros enfatizan la diversidad de los roles ecológicos que los organismos desempeñan y la demanda de energía asociada (Childress, 1995; Suarez, 1996; Reinhold, 1999; Seibel, 2007), además la combinación de diversos factores produce efectos diferentes que los factores por separado (Coma, 2002). Estas tasas dependen principalmente de la profundidad a la que se encuentra el organismo, así como a su tipo de alimentación, independientemente de la masa y la temperatura. Por el contrario, la tasa de consumo de oxígeno por parte del sedimento varía en función de la época del año, por ejemplo, durante el verano ocurren las mayores tasas, coincidiendo con el periodo de mayor concentración de clorofila y altas temperaturas del agua (Hatcher *et al.*, 1994). Diversos estudios muestran que especies de peces pelágicas, crustáceos y cefalópodos tienen tasas menores de consumo que sus parientes de aguas superficiales, una tendencia que no puede explicarse por diferencias de temperatura o tamaño (Seibel y Draze, 2007).

Sin embargo, en estudios de laboratorio la profundidad es un factor que difícilmente se puede analizar, por ello el consumo de oxígeno en condiciones controladas es una medida comúnmente utilizada para estimar la tasa metabólica. Aparentemente el mantenimiento del metabolismo (también medido como el consumo de oxígeno) es la ruta más importante del gasto de energía diario en la mayoría de los animales (Studier *et al.*, 1975). Los principales factores que afectan al requerimiento de oxígeno son el tamaño corporal, la temperatura del ambiente, la salinidad y la dieta (Jobling y Baardvik, 1994). La evaluación de varios factores que podrían afectar significativamente al consumo de oxígeno proporcionan una medida de la importancia de estos factores intrínsecos y extrínsecos en un presupuesto energético diario de las especies.

Según los resultados obtenidos, los organismos con mayores tasas de consumo de oxígeno son aquellos de menor tamaño, a una temperatura de 13°C, en ausencia de alimento. Este alto consumo puede deberse al gasto metabólico invertido en la búsqueda de alimento, así como a la energía invertida en el crecimiento debido a su pequeña talla. La baja temperatura a la que se ven expuestos no ralentiza la tasa metabólica, a diferencia de lo que ocurre a altas temperaturas. La relación existente entre la temperatura y las tasas de respiración en las zonas acuícolas es debida al incremento de actividad microbiana por un aumento de temperatura (Hatcher *et al.*, 1994). Sin embargo, existen organismos, como las gorgonias, cuya tasa metabólica no varían en función de la temperatura, a diferencia de las esponjas o las ascidias, que aumenta su tasa de respiración conforme incrementa la temperatura (Coma, 2002).

En general, las mayores tasas de consumo de oxígeno tienen lugar cuando los organismos han pasado 24 horas sin alimento, consumo debido al movimiento que realizan en búsqueda de alimento. En presencia de alimento, los organismos de talla pequeña y a una temperatura de 19°C, presentan la mayor tasa de consumo, lo que puede deberse a la ingesta de alimento. Independientemente de la temperatura y la presencia o ausencia de alimento, los organismos de talla pequeña son los que realizan un mayor consumo de oxígeno, lo cual podría estar justificado por la energía invertida en el crecimiento somático.

La estimación del consumo de oxígeno por parte de organismos bentónicos se ha intentado en pocos estudios (por ejemplo: Dye, 1981; Asmus, 1982; Smith, 1983; Gerlach *et al.*, 1985; Schwinghamer *et al.*, 1986), debido a que esta tarea exige una variedad de técnicas de muestreo y métodos analíticos. La gran mayoría de esas investigaciones se han llevado a cabo en zonas costeras de latitudes boreales de fácil acceso. La participación de los diferentes grupos de tamaños, que van desde las bacterias hasta la macrofauna endobentónica. Sin embargo, solo muy raramente se ha considerado explícitamente la megafauna en tales estudios (Smith, 1983; Smith *et al.*, 1987).

Estas altas tasas metabólicas indican un consumo mayor de materia orgánica del medio, lo cual podría suponer gran retirada de detritus del medio por parte de estos organismos, reduciendo la contaminación en las zonas de cultivo. Es importante añadir la retirada de materia por parte de otros organismos presentes en las áreas de cultivo, como son las esponjas, gorgonias y ascidias, siendo estas últimas aquellas con un mayor gasto de energía metabólica acumulado anual (Coma, 2002). El consumo medio oxígeno por parte de las ascidias es de aproximadamente 2.5 mmol/día (Markus y Lambert, 1983), valores mucho inferiores a los consumidos por los organismos de la especie *P. longicornis* con menores tasas de producción.

Conclusión

El cultivo intenso de mejillón en batea afecta principalmente a la estructura de los fondos de batea, creando fondos estructuralmente complejos como consecuencia del acúmulo de valvas procedentes del cultivo, que influyen en la abundancia y estructura de los poblamientos bentónicos. El alimento, así como microhábitats y zonas de refugio, son más accesibles en las áreas de cultivo, por lo que la abundancia de macrofauna es mayor.

El grupo que más favorecido se ve por las condiciones de los fondos de batea, es *Pisidia longicornis*. Su gran abundancia debe permitir la retirada de una parte importante de heces y pseudoheces que sedimentan, debido a sus poblaciones establecidas que presentan un gran potencial de adaptación a los cambios ambientales.

El experimento realizado permite estimar la tasa de metabólica de dichos organismos, si la presencia de *P. longicornis* es similar en todos los fondos de batea, estas tasas se podrían extrapolar a las bateas presentes en la Ría Arousa, para calcular la retirada global de materia por parte de dichos organismos.

Bibliografía

Apromar.es. (2018). *APROMAR publica su informe anual "La Acuicultura en España 2017"*. | APROMAR. Asociación Empresarial de Acuicultura de España. <http://www.apromar.es/content/apromar-publica-su-informe-anual-%E2%80%99La-acuicultura-en-esp%C3%B1a-2017%E2%80%9D> (Consultado el 9 de Julio de 2018).

Asmus, H. and Asmus, R. (2002). ECSA workshop: Community ecology of soft bottom mussel beds. *Helgoland Marine Research*, 56(1), pp.1-2.

Asmus, H. (1982). Field measurements on respiration and secondary production of a benthic community in the northern Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 16: 403-413

Barry, J.P., and Dayton, P.K. (1991). Physical Heterogeneity and the Organization of Marine Communities. In: Kolasa J., Pickett S.T.A. (eds) *Ecological Heterogeneity*. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 86. Springer, New York, NY.

Baudinet, D., Alliot, E., Berland, B., Grenz, C., Plante-Cuny, M. R., Plante, R., and Salen-Picard, C. (1990). Incidence of a mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment water interface. *Hydrobiologia*, 207: 187–196.

Beamish, F.W.H and E.A. Trippel. (1990). Heat Increment: A Static or Dynamic Dimension in Bioenergetic Models? *Transaction of the American Fisheries Society*, 119: 649-661

Bennett A.F. (1991). The evolution of activity capacity. *J. Exp. Biol.*; 160:1–23.

Blanton, J. O., Tenore, K. R., Castillejo, F., Atkinson, L. P., Schwing, F. B., and Lavin, A. (1987). The relationship of upwelling to mussel production in the rias on the western coast of Spain. *Journal of Marine Research*, 45, 497-511.

Brafield A.E. (1985) Laboratory Studies of Energy Budgets. In: Tytler P., Calow P. (eds) *Fish Energetics*. Springer, Dordrecht, pp 257-281. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-011-7918-8_10

Brown J.H, Gillooly J.F, Allen A.P, Savage V.M, and West G.B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*.; 85:1771–1789.

Cabanas, J.M., González J.J., Mariño, J., Pérez, A., y Román, G. (1979). Estudio del mejillón y de su epifauna en los cultivos flotantes de la Ría de Arousa. *Bol. Inst. Esp. De Oceanografía*; 5:45-50.

Callier, M.D., Weise, A.M., McKindsey, C.W., and Desrosiers, G. (2006). Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): biodeposit production and dispersion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 322, 129–141.

Chamberlain, J., Fernandes, T. F., Read, P., T. D. Nickell, P., and Davies, I. M. (2001). Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 58, Issue 2, Pages 411–416.

Chesney, Jr., and Iglesias, J. (1979). Seasonal Distribution, Abundance and Diversity of Demersal Fishes in the Inner Ria de Arosa, Northwest Spain. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 8, 227 – 239.

Childress J.J. (1995). Are there physiological and biochemical adaptations of metabolism in deep-sea animals? *Trends Ecol. Evol.*;10:30–36. Doi:10.1016/S0169-5347(00)88957-0

Clynick, B.G., McKindsey, C.W., and Archambault, P. (2008). Distribution and productivity of fish and macroinvertebrates in mussel aquaculture sites in the Magdalen islands (Québec, Canada). *Aquaculture* 283, pp.203–210.

Coma, R. (2002). Seasonality of in situ respiration rate in three temperate benthic suspension feeders. *Limnology and Oceanography*, 47(1), pp.324-331.

Conde, A., y Domínguez, J. (2004). Biodeposiciones del cultivo de mejillón de acuicultura en Galicia: ¿contaminante o recurso? Dpto. de Ecoloxía e Bioloxía Animal, Facultad de Ciencias do Mar de Vigo. Vigo (España)

D'Amours, O., Archambault, P., McKindsey, C. W., and Johnson, L. E. (2008). Local enhancement of epibenthic macrofauna by aquaculture activities. *Mar Ecol Prog Ser.* Vol. 371: 73-84.

Drouin, A., Archambault, P., Clynick, B., Richer, K., and McKindsey, C. (2015). Influence of mussel aquaculture on the distribution of vagile benthic macrofauna in îles de la Madeleine, eastern Canada. *Aquacult Environ Interact.* Vol. 6:175-183.

Dye, A. H. (1981). A study of benthic oxygen consumption on exposed sandy beaches. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 13: 671-680

Estay, M., y Chávez, C. (2015). Decisiones de localización y cambios regulatorios: el caso de la acuicultura en Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(4): 700-717.DOI: 10.3856/vol43-issue4-fulltext-

Fao.org. (2018). *FAO Pesca Mytilus edulis*. Available at: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Mytilus_edulis/es [Consultado el 5 de Julio de 2018].

Fernández, L., González-Gurriarán, E., Freire, J. y Muiño, R. (1990). Abundancia y distribución de *Pisidia longicornis* (Linnaeus, 1767) (Decapoda, Anomura) en relación con la dinámica del cultivo de mejillón en la Ría de Arousa (Galicia, NW España). *Biologica Real Sociedad Española de Historia Natural*, (Biol.), 86, 181-193.

Freire, J., and González-Gurriarán, E. (1995). Feeding ecology of the velvet swimming crab *Necora puber* in mussel raft areas of the Ría de Arousa (Galicia, NW Spain). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 119: 139-154.

Gerlach, S. A., Hahn, A., and Schrage, M. (1985). Size spectra of benthic biomass and metabolism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 26 161-173

Gillooly J.F, Brown J.H, West G.B, Savage V.M, and Charnov E.L. (2001). Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science.*; 293:2248–2251. Doi:10.1126/science.1061967

Hargrave, B. T. (1994). Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. *Canadian Technical Report on Fisheries and Aquatic Sciences*, 1949: xi+125 pp.

Hartnoll, R.G. and Gould, P. (1988). Brachyuran life history strategies and the optimisation of the egg production. In Symposium of the Zoological Society of London, 8-9 April 1987. Aspects of decapod crustacean biology, vol. 59 (ed. A.A. Fincham and P.S. Rainbow), pp.1-9. Oxford: Clarendon Press.

Hatcher, A., Grant, J. and Schofield, B. (1994). Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp.) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 115: 219-135.

Iwama, G. K. (2009) Interactions between aquaculture and the environment, *Critical Reviews in Environmental Control*, 21:2, 177-216, DOI: 10.1080/10643389109388413

Jobling, M., and Baardvik, B. M. (1994). The influence of environmental manipulations on inter- and intra-individual variation in food acquisition and growth performance of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. *Journal of Fish Biology*. Vol 44, Issue 6. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1994.tb01277.x>

Jorgensen, C. B., Mohlenberg, F., and Sten-Knudsen, O. (1986). Nature of relation between ventilation and oxygen consumption in filter feeders. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 29: 73–88.

- Kaspar, H. F., Gillespie, P. A., Boyer, I. C., and MacKenzie, A. L. (1985). Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepru Sound, Marlborough Sounds, New Zealand. *Marine Biology*, 85: 127–136.
- López-Jamar, E., Iglesias, J., and Otero, J.J. (1984). Contribution of infauna and mussel-raft epifauna to demersal fish diets. *Mar Ecol Prog Ser*. Vol. 15: 13-18.
- Lucas, A. (1996). Bioenergetics of aquatic animals. T.J. Press.
- Mattsson, J., and Lindén, O. (1983). Benthic macrofauna succession under mussels, *Mytilus edulis* L. (Bivalvia), cultured on hanging long lines. *Sarsia*, 68: 97–102.
- McKindsey, C. W., Archambault, P., y Callier, M. (2013). Influence of suspended and off-bottom mussel culture on the sea bottom and benthic habitats: A review. *Canadian Journal of Zoology*. Vol. 89, 622-646.
- Reinhold K. (1999). Energetically costly behavior and the evolution of resting metabolic rate in insects. *Funct. Ecol.*; 13:221–224. doi:10.1046/j.1365-2435.1999.00300.x
- Riisgard, H. U., and Larsen, P. S. (2001). Comparative ecophysiology of active zoobenthic filter-feeding, essence of current knowledge. *J. Sea Res.* 44: 169–193.
- Robinson, M., and Tully, O. (2000). Dynamics of a subtidal population of the porcellanid crab *Pisidia longicornis*. *J.Mar. Biol. Ass.U.K.*, 80, 75-83.
- Sampedro, M., Freire, J., Fernandez, L. and Gonzalez-Gurriaran, E. (1997). Fecundity and Reproductive Output of *Pisidia Longicornis* (Decapoda, Anomura) in the Ría De Arousa (Galicia, Nw Spain). *Crustaceana*, 70(1), pp.95-110.
- Sandrini Neto, L. and Camargo, M. (2014). GAD: An R package for ANOVA designs from general principles. *Available on CRAN*.
- Schwinghamer, P., Hargrave, B., Peer, D., and Hawkins, C. M. (1986). Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 31: 131-142
- Seibel B.A. (2007). On the depth and scale of metabolic rate variation: scaling of oxygen consumption and enzymatic activity in the Class Cephalopoda (Mollusca) *J. Exp. Biol.*; 210:1–11. Doi:10.1242/jeb.02588

- Seibel, B. A and Drazen, J. C. (2007). The rate of metabolism in marine animals: environmental constraints, ecological demands and energetic opportunities. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 2007 Nov 29; 362(1487): 2061–2078.
- Smaldon, G. (1972). Population structure and breeding biology of *Pisidia longicornis* and *Porcellana platycheles*. *Marine Biology*, 17, 171-179.
- Smith, J., and Shackley, S. (2004). Effects of a commercial mussel *Mytilus edulis* lay on a sublittoral, soft sediment benthic community. *Mar Ecol Prog Ser.* Vol. 282:185-191.
- Smith, K. L. (1983). Metabolism of two dominant epibenthic echinoderms measured at bathyal depths in the Santa Catalina Basin. *Mar. Biol.* 72: 249-256
- Strong, D.R. (1992). Are trophic cascades all wet? Differentiation and donor control in speciose ecosystems. *Ecology*, 73, 747–754.
- Suarez R.K. (1996). Upper limits to mass-specific metabolic rates. *Annu. Rev. Physiol.*; 58:583–605. doi:10.1146/annurev.ph.58.030196.003055
- Tenore, K. R., Corral, J., and Gonzalez, N. (1985). Effects of intense mussel culture on food chain patterns and production in coastal Galicia, NW Spain. *ICES CM 1985/F: 62.*
- Underwood, A. (1997). *Experiments in ecology.* Cambridge: Cambridge University Press.
- Wilding, T.A., and Nickell, T.D. (2013) Changes in Benthos Associated with Mussel (*Mytilus edulis* L.). Farms on the West-Coast of Scotland. *PLoS ONE* 8 (7): e68313. Doi: 10.1371/journal.pone.0068313