

BOLETÍN

INSTITUTO DEL MAR DEL PERÚ

ISSN 0458-7766

VOLUMEN 34, Número 2



Julio - Diciembre 2019
Callao, Perú



PERÚ

Ministerio
de la Producción

EL NIÑO COSTERO 2017: IMPACTO SOBRE POBLACIÓN DE *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818) Y ESTRUCTURA COMUNITARIA DEL MACROBENTOS EN EL BANCO NATURAL DE ISLA BLANCA-ENAPU, PERÚ

EL NIÑO COSTERO 2017: IMPACT ON POPULATION OF *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818) AND COMMUNITY STRUCTURE OF MACROBENTHOS IN ISLA BLANCA-ENAPU, PERU

Pedro Berrú Paz¹

Angel Perea de la Matta¹

RESUMEN

BERRÚ P, PEREA A. 2019. El Niño costero 2017: Impacto sobre población de *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818) y estructura comunitaria del macrobentos en el banco natural de isla Blanca-ENAPU, Perú. *Bol Inst Mar Perú*. 34(2): 369-384.- Se analizó información de dos evaluaciones poblacionales de *Tagelus dombeii* "navajuela" en el banco natural Isla Blanca-ENAPU (bahía El Ferrol) en junio 2016 (antes de EN) y junio 2017 (después de EN). Se describen los cambios en la estructura del macrobentos. Para la estimación poblacional se consideró: área del banco evaluado y, densidad y biomasa media por estrato de profundidad; para la mortalidad poblacional se efectuó conteo de valvas dobles en "posición vital" (muertes recientes) en las unidades de muestreo (1 m²). La estructura comunitaria del macrobentos fue analizada mediante riqueza, uniformidad de Pielou, diversidad de Shannon, dominancia de Simpson e índice de valor biológico. Esta población disminuyó 92,3% en junio 2017 respecto a junio 2016, como consecuencia de elevadas temperaturas registradas en febrero (25,6 °C) y marzo (26,8 °C), superiores a la tolerancia máxima de 25,1 °C determinada para la especie. Durante el 2016 las capturas comerciales variaron de 14 a 17 t/estación, manteniendo sus niveles durante el año; las capturas en verano y otoño del 2017 fueron de 22,1 y 6,5 t, respectivamente, disminuyendo en 61% en el otoño 2017 respecto al otoño 2016. La riqueza de especies se redujo después de los efectos de El Niño en el verano del 2017. La dominancia de especies en junio 2016, representada por *T. dombeii*, *Nassarius gayii* y *Pagurus villosus*, fue reemplazada en junio 2017 por *N. gayii* por tener mayor estrategia de supervivencia, movilidad y capacidad de variar o combinar sus hábitos alimenticios de predador a necrófago. *T. dombeii*, como especie objetivo, pasó de ser una especie abundante y frecuente en junio 2016 a una especie común intermedia en junio 2017.

PALABRAS CLAVE: *Tagelus dombeii*, banco natural, El Niño Costero 2017

ABSTRACT

BERRÚ P, PEREA A. 2019. El Niño costero 2017: impact on population of *Tagelus dombeii* (Lamarck. 1818) and community structure of macrobenthos in the Isla Blanca-ENAPU, Peru. *Bol Inst Mar Perú*. 34(2): 369-384.- Information from two population assessments of *Tagelus dombeii* in the Isla Blanca-ENAPU natural bank (El Ferrol Bay) in June 2016 (before EN) and June 2017 (after EN) was analyzed. Changes in the macrobenthos structure are described. For population estimation, the area of the bank evaluated was considered, as well as mean density and biomass per depth stratum; for mortality, double valves in "vital position" (recent deaths) per 1 m² were counted. For the macrobenthos community structure, richness, Pielou's equity, Shannon diversity, Simpson dominance, and biological value index were analyzed. The decrease in population was 92.3% in June 2017 as compared to June 2016, resulting from the high temperatures of February (25.6 °C) and March (26.8 °C), which were above the maximum tolerance of 25.1 °C determined for the species. In 2016, the catches varied from 14 to 17 t/station, maintaining those levels throughout the year; in 2017, the catches in summer and autumn were 22.1 and 6.5 t, respectively, and they decreased 61% in autumn 2017 as compared to autumn 2016. Species richness declined after the effects of El Niño in the summer of 2017. The dominance of species in June 2016, represented by *T. dombeii*, *Nassarius gayii* and *Pagurus villosus*, was replaced in June 2017 by *N. gayii* for having a greater survival strategy, mobility and ability to vary or combine their eating habits from predator to necrophagus. *T. dombeii*, as a target species, went from being an abundant and frequent species in June 2016 to an intermediate common species in June 2017.

KEYWORDS: *Tagelus dombeii*, natural bank, The Niño Costero 2017

1. INTRODUCCIÓN

La distribución anómala de aguas cálidas del ecuador sur produce un calentamiento inusual y temporal con lluvias intensas e impactos en el ecosistema marino es conocido en el Perú como fenómeno El Niño (EN) (CARRILLO, 1892).

1. INTRODUCTION

In Peru, the anomalous distribution of warm waters from the southern equator producing unusual and temporary warming with intense rains and impacts on the marine ecosystem is known as the El Niño phenomenon (EN) (CARRILLO, 1892).

¹ IMARPE, Laboratorio Costero de Chimbote, Prolongación Lo Pinos s/n, Chimbote. pberru@imarpe.gob.pe

En áreas someras El Niño (EN) produce modificaciones de muchos parámetros oceanográficos como el incremento de la temperatura, la elevación del nivel del mar, incremento del oxígeno disuelto y la mayor incidencia de marejadas (ARNTZ, 1986; ARNTZ y TARAZONA, 1988; TARAZONA *et al.*, 1985a). Estos cambios afectan negativa o positivamente a las poblaciones y comunidades submareales, siendo aún más evidente en invertebrados comerciales, los que se ven reflejados en sus desembarques.

La cuasi periodicidad de El Niño, al mismo tiempo que su repetición en una escala de tiempo geológica, lo describe como un "pulso ambiental" que puede modificar la estructura de los ecosistemas marinos a nivel poblacional, dependiendo de la intensidad de sus efectos positivos y negativos (TARIFEÑO, 1989).

El incremento de la temperatura del mar durante eventos El Niño, ha conllevado a una masiva mortalidad de especies bentónicas y emigración forzada de especies pelágico-demersales buscando mejores condiciones ambientales. Sin embargo, se han detectado efectos positivos sobre determinadas especies, las cuales han experimentado crecimientos explosivos muy por encima de sus densidades poblacionales normales, como en el caso de *Argopecten purpuratus* "concha de abanico" en el Perú (ARNTZ *et al.*, 1988).

El grado de variación térmica y la capacidad que tenga el individuo para soportarlo, determinan que se activen los mecanismos adaptativos, ya sean por conformación (modificación de las funciones orgánicas en forma proporcional al cambio) o regulación (las funciones orgánicas, se ajustan compensatoriamente para mantener la constancia de una o varias funciones). Una determinada función tiene un óptimo ambiental para su desarrollo, es decir, dependiendo de los niveles de eficiencia con la cual la función trabaja, la adaptación al ambiente puede ocurrir sin que ello signifique mayor stress para el animal, y por lo tanto se dice que el animal "tolera" dicho cambio. Si el cambio ambiental se extiende más allá del rango de tolerancia, el individuo se ve obligado a usar los mecanismos de adaptación (vía conformación o regulación) para "resistir" el cambio. La eficiencia de los mecanismos adaptativos en uso durante la resistencia al cambio ambiental determinará el rango de variación ambiental que el animal podrá resistir (zonas de resistencia), pero si el cambio es muy grande y abarca rangos ambientales más extensos que la zona de resistencia, el animal no podrá resistir y ocurrirá su muerte (zonas letales) existiendo entonces "límites letales" (TARIFEÑO, 1989).

El Niño produce changes in many oceanographic parameters such as temperature increase, sea-level rise, increase in dissolved oxygen, and higher incidence of heavy swells in shallow areas (ARNTZ, 1986; ARNTZ & TARAZONA, 1988; TARAZONA *et al.*, 1985a). Changes affecting subtidal populations and communities, which is reflected in commercial invertebrate landings.

The quasi-periodicity of El Niño, as well as its repetition on a geological time scale, describes it as an "environmental pulse" that can modify the structure of marine ecosystems at the population level, depending on the intensity of its positive and negative effects (TARIFEÑO, 1989).

As a consequence of the El Niño events, the increase in sea temperature has led to massive mortality of benthic species and forced emigration of pelagic-demersal species in search of better environmental conditions. However, positive effects have been detected on certain species, which have experienced explosive growth well above their normal population densities, as in the case of *Argopecten purpuratus* "Peruvian scallop" (ARNTZ *et al.*, 1988).

TARIFEÑO in 1989 indicated: "The degree of thermal variation and the capacity that the individual has to support it, determine that the adaptive mechanisms are activated, either by conformation (modification of the organic functions in proportion to the change) or regulation (the organic functions, are adjusted in a compensatory way to maintain the constancy of one or several functions). A certain function has an environmental optimum for its development, in other words, depending on the levels of efficiency with which the function works, adaptation to the environment can occur without this meaning greater stress for the animal, and therefore it is said that the animal "tolerates" such change. If the environmental change extends beyond the tolerance range, the individual is forced to use adaptation mechanisms (via conformation or regulation) to "resist" the change. The efficiency of the adaptive mechanisms in use during resistance to environmental change will determine the range of environmental variation that the animal will be able to resist (resistant zones), but if the change is very large and covers wider environmental ranges than the resistant zone, the animal will not be able to resist and death will occur (lethal zones) and there will then be "lethal limits".

En el presente estudio se analiza la mortandad poblacional de *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818) “navajuela” y los cambios de la estructura comunitaria de la fauna asociada (macrobentos) en el banco natural Isla Blanca-ENAPU, como consecuencia de El Niño costero (EN) desarrollado el primer trimestre del 2017.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio.- Se comparan los resultados de dos evaluaciones poblacionales de la navajuela desarrolladas durante junio del 2016 (antes de EN) y junio del 2017 (después de EN), en el banco natural de Isla Blanca-ENAPU (Fig. 1).

Estimación poblacional.- La metodología utilizada es la de Área Barrida (BAZIGOS, 1981), que emplea como tipo de muestreo el método estratificado al azar. La estratificación se realizó de acuerdo a la profundidad, trabajándose en tres estratos: I (0-10 m), II (10-20 m) y III (20-30 m).

This study analyzes the population mortality of *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818) “hard razor clam” and the changes in the community structure of the associated fauna (macrobenthos) in the Isla Blanca-ENAPU natural bank, as a consequence of the El Niño Costero (EN) developed in the first quarter of 2017.

2. MATERIAL AND METHODS

Study area.- In June 2016 (before EN) and June 2017 (after EN), two population assessments of hard razor clam were carried out in Isla Blanca-ENAPU, whose results are compared (Fig. 1).

Population estimate.- The Swept Area method BAZIGOS (1981), which uses the random stratified method, was chosen as the type of sampling. The stratification was made according to the depth, working in three strata: I (0-10 m), II (10-20 m), and III (20-30 m).

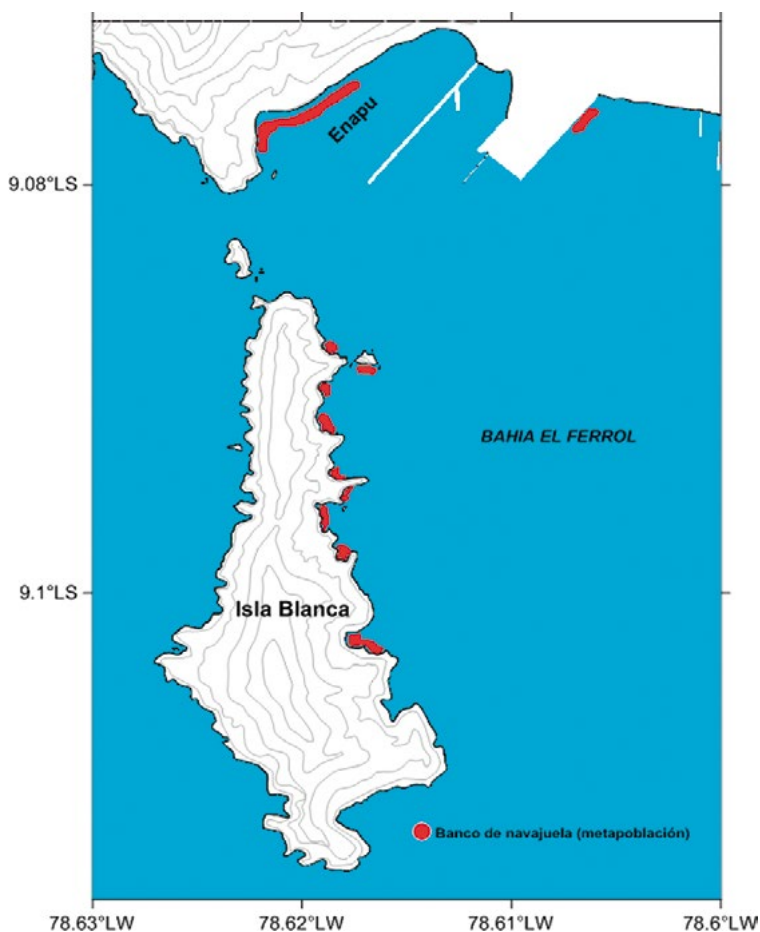


Figura 1.- Ubicación geográfica de la zona de estudio (Isla Blanca-Enapu)

Figure 1. Geographical location of the study area (Isla Blanca-ENAPU)



Figura 2.- Posición vital de valvas de navajuela recientemente muertas.
Junio 2017

Figure 2. Vital position of recently dead hard razor clams. June 2017

La mortandad poblacional de *T. dombeii* en cada una de las evaluaciones, fue estimada en función al conteo directo de ejemplares recientemente muertos encontrados en “posición vital” (valvas dobles semi enterradas en forma vertical) (Fig. 2).

Temperatura.- Se analizó la temperatura superficial del mar, obtenida en un punto fijo en la bahía El Ferrol, durante los periodos de estudio, teniendo en consideración la “tolerancia máxima de temperatura” determinada para la especie en 25,1 °C (URBAN, 1994). El punto fijo de registro térmico se ubicó a 2.000 metros del banco en estudio.

Macrobentos.- Las muestras fueron obtenidas mediante buceo semi-autónomo empleando como unidad de medida un marco metálico de un metro de lado. Se recolectó todo el material contenido en el cuadrado hasta una profundidad de 10 cm en una bolsa sintética de 0,5 mm de abertura (500 µm).

El macrobentos fue identificado en fresco, en su mínimo nivel taxonómico, para luego determinar su abundancia (N° ind./taxón) y biomasa (g/taxón).

Para la identificación de los organismos macrobentónicos se utilizó las publicaciones de ÁLAMO y VALDIVIESO (1987) y COAN & VALENTICH-SCOTT (2012) para moluscos, MOSCOSO (2012) para crustáceos, CASO (1962) para equinodermos, entre otros.

Descriptorios ecológicos

La identificación, cuantificación y pesaje de los organismos, sirvió de base para efectuar los siguientes cálculos utilizándose el menú *Diverse* y *Similarity* de PRIMER 5.0:

The population mortality of *T. dombeii* in each of the assessments was estimated based on the direct count of recently dead specimens found in “vital position” (double valves half-buried vertically) (Fig. 2).

Temperature.- The sea surface temperature of a fixed point in El Ferrol Bay located 2 thousand meters away from the bank studied was analyzed, by considering “the maximum temperature tolerance” determined for the species at 25.1 °C (URBAN, 1994).

Macrobenthos.- The samples were obtained through semi-autonomous diving using a metallic frame of one meter on each side. All the material contained in the square was collected up to a depth of 10 cm in a synthetic bag with an opening of 0.5 mm (500 µm).

The macrobenthos was identified fresh, at its minimum taxonomic level, to then determine its abundance (N° ind./taxon) and biomass (g/taxon).

For the identification of the macrobenthic organisms, the publications of ÁLAMO & VALDIVIESO (1987) and COAN & VALENTICH-SCOTT (2012) for mollusks, MOSCOSO (2012) for crustaceans, CASO (1962) for echinoderms, among others, were used.

Ecological descriptors

The identification, quantification, and weighing of the organisms served as the basis for the following calculations by using the *Diverse* and *Similarity* menu of PRIMER 5.0:

- a. Riqueza de especies (S), calculado como el número total de especies presentes en cada una de las estaciones sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas.
- b. Simpson: $1-D = 1 - \sum (n_i/N)^2$, donde n_i es el número de individuos de la especie i y N es el número total de individuos de todas las especies. Indica la medida de dominancia, donde a las especies comunes se les da más peso que a las especies raras y, manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar en dos muestras sucesivas, pertenezcan a especies diferentes (MORENO, 2001).
- c. Shannon-Wiener: $H' = -\sum p_i \log p_i$, en donde p_i es la proporción de cada una de las especies representadas en el número total de individuos. Para los cálculos correspondientes se utilizó el logaritmo neperiano (e). El índice permite obtener un indicador (H') de la relación entre el número de especies y sus respectivas abundancias numéricas, midiendo el grado de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (MAGURRAN, 1989).
- d. Equidad de Pielou: $J = H'/\ln(S)$, donde H' es el valor observado del índice de diversidad de Shannon-Weiner y $\ln(S)$, es la diversidad máxima esperada. La equidad mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (MAGURRAN, 1989).
- e. Índice de Valor Biológico: (IVB). El índice de Valor Biológico (IVB) descrito por LOYA y ESCOFET (1990) tiene la ventaja de combinar la propiedad de abundancia relativa con la constancia de especies y es utilizada para estimar las especies de mayor importancia biológica; así las especies que sean más constantes durante los muestreos serán más importantes que aquellas que presenten abundancias altas en menor número de estaciones de muestreo, este índice se expresa de la siguiente manera:
- a. Species richness (S), calculated as the total number of species present in each of the stations without considering the value of the importance of these species.
- b. Simpson: $1-D = 1 - \sum (n_i/N)^2$, where n_i is the number of individuals of species i and N is the total number of individuals of all species. It indicates the measure of dominance, where common species are given more weight than rare species, and shows the probability that two individuals taken at random in two successive samples belong to different species (MORENO, 2001).
- c. Shannon-Wiener: $H' = -\sum p_i \log p_i$, where p_i is the proportion of each of the species represented in the total number of individuals. For the corresponding calculations, the Neperian logarithm (e) was used. The index allows obtaining an indicator (H') of the ratio between the number of species and their respective numerical abundances, by measuring the degree of uncertainty in predicting to which species an individual chosen at random from a collection will belong. It assumes that individuals are randomly selected and that all species are represented in the sample. It acquires values between zero when there is only one species, and the logarithm of S when all species are represented by the same number of individuals (MAGURRAN, 1989).
- d. Pielou's equity: $J = H'/\ln(S)$, where H' is the observed value of the Shannon-Weiner diversity index and $\ln(S)$, is the maximum expected diversity. Equity measures the ratio of observed diversity to expected maximum diversity. Its value goes from 0 to 1, so that 1 corresponds to situations where all species are equally abundant (MAGURRAN, 1989).
- e. Biological Value Index: (BVI). The Biological Value Index (BVI) described by LOYA & ESCOFET (1990) has the advantage of combining the property of relative abundance with the constancy of species and is used to estimate the species of greater biological importance; thus the species that are more constant during the sampling will be more important than those that present high abundances in fewer sampling stations, this index is expressed in the following way:

$$IVB = \sum_{ij}^j \text{punto } ij$$

$$IVB = \sum_{ij}^j \text{punto } ij$$

Donde: IVB es el Índice de valor biológico, i corresponde a la abundancia relativa de cada especie y j a las estaciones de recolección.

Las trofoespecies, definidas a través del Modo de Alimentación, fueron clasificadas según MACDONALD *et al.* (2010):

Depositívoros (De): ingieren sedimento y utilizan los componentes vivos (p.ej. bacteria, fungi, microalgas y microfauna). Es uno de los modos alimenticios cuyas comunidades son consideradas poco homogéneas según la composición de especies. Asimismo, son organismos capaces de modificar notablemente el sustrato en el que viven, inhibiendo muchas veces el asentamiento de otros o siendo partícipes de una competencia intergremial.

Detritívoros (Dt): ingieren únicamente materia particulada, sin sedimento. En fiordos glaciomarineros muchos de estos organismos se alimentan del fitodetritus derivado de las macroalgas y microalgas. Suelen formar parte de este grupo algunos isópodos, ofiuroides, anfípodos, ostrácodos y pycnogónidos.

Suspensívoros (Su): organismos que forman comunidades altamente estructuradas, con distribución en parches. Sus mayores representantes en las comunidades bentónicas son los briozoos, esponjas, algunas ascidias y ciertos cnidarios. Todos los organismos previamente mencionados contribuyen en la estructura tridimensional de sus comunidades.

Filtradores (Ft): estos organismos se benefician del fitodetritus bombeando el agua a través de un circuito interno de intercambio. Este mecanismo los hace más eficientes que los suspensívoros bajo flujos hidrodinámicos moderados.

Predadores (Pr): se alimentan de animales vivos. Son considerados como tales los asteroideos, priapulidos, nemertinos, nudibranchios y algunos gammáridos. Muchos predadores bentónicos dependen de presas pelágicas, haciendo que el acoplamiento bento-pelágico tome un rol importante en esta región.

Necrófagos (Sc): también llamados carroñeros. Son consumidores secundarios que tienen abasto de alimento más constante que el de los consumidores primarios. Esto ocasiona que tanto la fisiología de este grupo funcional trófico como el de los predadores exhiban pequeñas variaciones estacionales.

Ramoneadores (Gz): estos organismos operan mediante el raspado de algas o animales sésiles. Dada

Where: IVB is the Biological Value Index, i corresponds to the relative abundance of each species, and j to the collection stations.

The trophospecies, defined through the Feeding Mode, were classified according to MACDONALD *et al.* (2010):

Deposit feeders (De): they ingest sediment and use living components (e.g. bacteria, fungi, microalgae, and microfauna). It is one of the food modes whose communities are considered inhomogeneous according to species composition. They are also organisms capable of significantly modifying the substrate in which they live, often inhibiting the settlement of others or being participants in interguild competition.

Detritivores (Dt): they ingest only particulate matter, without sediment. In glaciomarine fjords, many of these organisms feed on phytodetritus derived from macroalgae and microalgae. Some isopods, ophiuroids, amphipods, ostracods, and pycnogonids are usually part of this group.

Suspension feeders (Su): organisms that form highly structured communities, distributed in patches. Their main representatives in benthic communities are bryozoans, sponges, some ascidians, and some cnidarians. All of the above-mentioned organisms contribute to the three-dimensional structure of their communities.

Filter feeders (Ft): these organisms benefit from phytodetritus by pumping water through an internal exchange circuit. This mechanism makes them more efficient than suspension feeders under moderate hydrodynamic flows.

Predators (Pr): they feed on live animals. Starfish, priapulids, nemerteans, nudibranchs, and some gammarids are considered as such. Many benthic predators depend on pelagic prey, making benthic-pelagic coupling play an important role in this region.

Necrophages (Sc): also known as scavengers. They are secondary consumers who have a more constant supply of food than primary consumers. This causes that both the physiology of this trophic functional group and that of the predators exhibit small seasonal variations.

Grazers (Gz): these organisms operate by scraping algae or sessile animals. Given their

su ubicación en la trama trófica, este grupo tiene niveles menores de nitrógeno.

La información se procesó en una hoja de cálculo (Excel) y el programa Surfer 13.0 para elaborar cartas marinas.

3. RESULTADOS

Estructura de tallas

Durante junio 2016, las tallas estuvieron entre 33 y 105 mm, con media en 75 mm de longitud valvar, mientras que para junio 2017 las tallas variaron de 4 a 32 mm con media en 12 mm. El aporte de juveniles recientemente asentados (<41 mm) fue de 1,9% (junio 2016) y 100% (junio 2017) (Fig. 3a, b). En junio 2016, el aporte de ejemplares adultos comerciales fue de 72%, siendo este valor nulo para junio 2017.

Estimaciones poblacionales y mortandad

Las estimaciones poblacionales para el banco natural evaluado, arrojaron valores de 2.132.447 individuos para junio 2016 y de 164.458 individuos para junio 2017, habiendo disminuido la población en 92,3%, como consecuencia de la mortandad ocasionada por las elevadas temperaturas durante el Niño costero del 2017 (Tabla 1).

Las tallas de los ejemplares muertos variaron de 22 a 109 mm de longitud valvar, con media en 78 mm, registrándose una estructura de tallas polimodal, con mínima incidencia de individuos juveniles (< 41mm) y 75,1% ejemplares comerciales (≥70 mm) (Fig. 4).

position in the food web, this group has lower levels of nitrogen.

The information was processed into a spreadsheet (Excel) and the Surfer 13.0 software to produce marine charts.

3. RESULTS

Size structure

In June 2016, the sizes were between 33 and 105 mm, mean of 75 mm in valve length; in June 2017, the sizes varied from 4 to 32 mm, mean of 12 mm. The contribution of recently settled juveniles (<41 mm) was 1.9% (June 2016) and 100% (June 2017) (Fig. 3a, b). In June 2016, the contribution of commercial adult specimens was 72%, this value was null for June 2017.

Population estimates and mortality

Population estimates for the assessed natural bank showed values of 2,132,447 individuals by June 2016 and 164,458 individuals by June 2017, showing a decrease of 92.3%, as a consequence of the mortality caused by elevated temperatures during the El Niño Costero 2017 (Table 1).

The size of the valves varied from 22 to 109 mm in length, mean of 78 mm, recording a polymodal size structure, with minimal incidence of juvenile individuals (< 41mm) and 75.1% commercial specimens (≥70 mm) (Fig. 4).

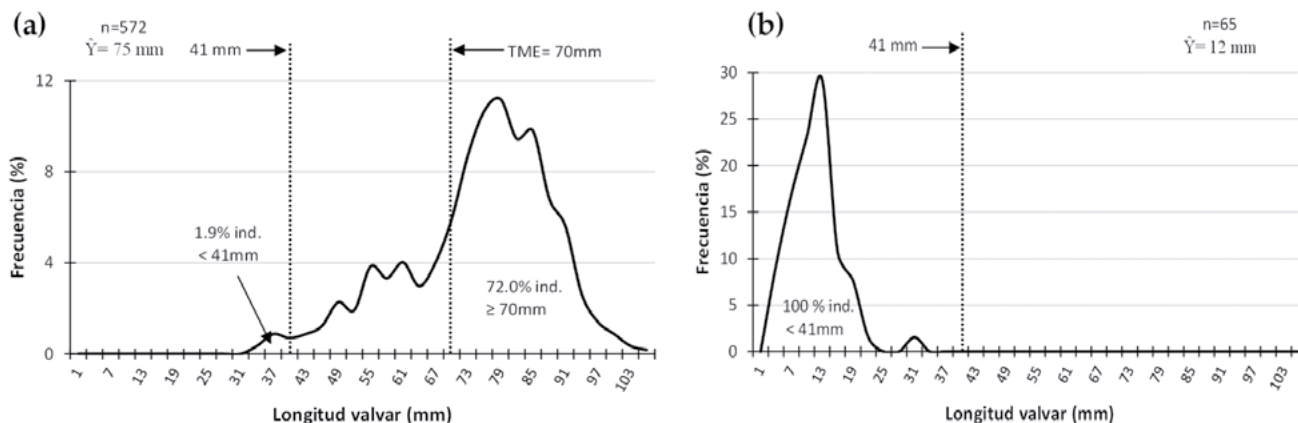


Figura 3.- Estructura de tallas en navajuela durante junio 2016 (a), junio 2017 (b) en el banco natural de Isla Blanca-ENAPU

Figure 3. Hard razor clam size structure in June 2016 (a), June 2017 (b) on the Isla Blanca-ENAPU natural bank

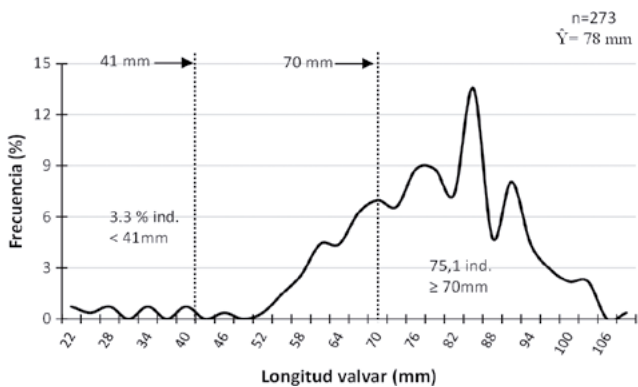


Figura 4.- Estructura de tallas de navajuela muerta registrada en junio 2017. Isla Blanca-ENAPU

Figure 4. Size structure of dead hard razor clam recorded in June 2017. Isla Blanca-ENAPU

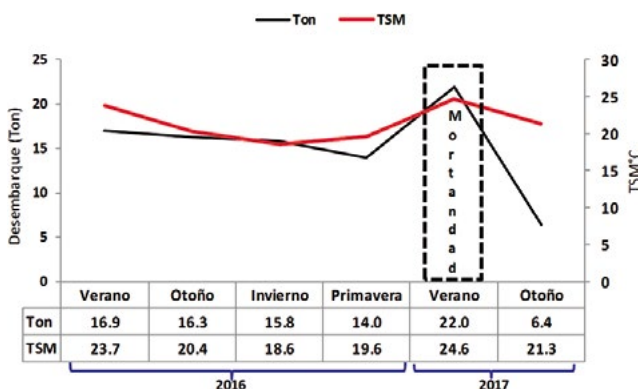


Figura 5.- Evolución temporal de la temperatura y desembarques de navajuela antes y después de El Niño 2017

Figure 5. Temporal evolution of temperature and hard razor clam landings before and after El Niño 2017

Capturas comerciales y tolerancias máximas de temperatura

En el año 2016 las capturas comerciales estacionales variaron de 14 a 17 t/estación, manteniendo regularmente sus niveles durante el año; sin embargo, las capturas en las estaciones de verano y otoño del 2017 fueron de 22,0 y 6,4 t, respectivamente, habiendo caído abruptamente en 70,9% los niveles de extracción en otoño respecto al verano del 2017 (Fig. 5).

Los menores desembarques comerciales registrados en otoño del 2017, se dieron como consecuencia de la mortandad producida durante los meses de febrero y marzo, hecho sustentado en la gran cantidad de valvas dobles en posición vital registradas en junio del 2017. La mortandad producida en febrero y marzo del 2017, se registró cuando las temperaturas del mar presentaron valores de 25,6 y 26,8 °C respectivamente, superando la máxima temperatura de tolerancia para el recurso estimada en 25,1 °C (Fig. 6).

Tabla 1.- Estimación poblacional de navajuela en el banco isla blanca-ENAPU

Table 1. Population estimation of hard razor clam in the Blanca Island-ENAPU natural bank

Índice poblacional	Junio 2016	Junio 2017
Área / Area (m ²)	57311	57311
Densidad media / Mean density (N ^o /m ²)	37,2	2,9
Densidad media / Mean density (g/m ²)	913	0,6
Población / Population (N ^o)	2.132.447	164.458
Biomasa total /Total biomass (t)	52,314	0,036
Límite confianza Densidad/ Confidence limit density	±53,79	±77,42
Límite confianza Biomasa/ Confidence limit biomass	±51,06	±77,10

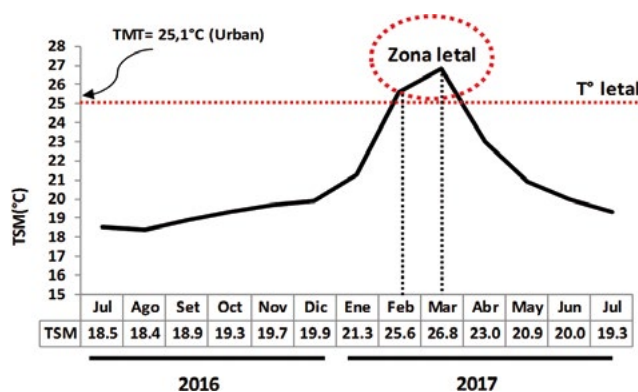


Figura 6.- Evolución de la TSM en punto fijo de Chimbote, en el segundo semestre del 2016 y primer semestre del 2017

Figure 6. Evolution of the SST in Chimbote fixed point, in the second semester of 2016 and first semester of 2017

Commercial catches and maximum temperature tolerances

In 2016, seasonal commercial catches varied from 14 to 17 t/station, remaining constant throughout the year; however, in summer and autumn 2017, they were 22.0 and 6.4 t, respectively, with extraction levels falling sharply by 70.9% in autumn when compared to summer 2017 (Fig. 5).

In autumn 2017, the lowest commercial landings occurred as a result of the mortality recorded in February and March, a fact supported by a large number of double valves in vital position seen in June 2017.

In February and March 2017, the mortality was observed when sea temperatures presented values of 25.6 and 26.8 °C respectively, exceeding the maximum tolerance temperature for the resource estimated at 25.1 °C (Fig. 6).

Cambios del macrobentos

La riqueza de especies registró 36 taxones durante junio 2016 y 42 taxones durante junio 2017; sin embargo, el 66,7% de las estaciones tuvieron mayor riqueza durante el 2016, variando el número de taxones de 2 a 16 sp./m² y de 3 a 12 sp./m² para junio 2016 y 2017, respectivamente. En general la riqueza de especies fue menor después de EN (2017) que antes de EN (2016) (Test “t”) (Tabla 2, Fig. 7a, b).

La diversidad de Shannon varió de 0,04 a 2,74 bits/ind en junio 2016 y de 0,35 a 2,68 bits/ind en junio 2017, observándose, en el 52,2% y 39,1% de las estaciones, valores mayores a 2 bits/ind para ambos periodos, respectivamente; mientras que en 15 de las 23 estaciones analizadas (65,2%), los valores de Shannon fueron mayores antes de EN (junio 2016) que después de EN (junio 2017) (Tabla 2, Fig. 8).

Changes in the macrobenthos

Species richness recorded 36 taxa in June 2016 and 42 taxa in June 2017; nevertheless, only 66.7% of stations had greater richness in 2016, varying the number of taxa from 2 to 16 sp./m² and from 3 to 12 sp./m² by June 2016 and 2017, respectively. Species richness was lower after EN (2017) than before EN (2016) (“t” test) (Table 2, Fig. 7a, b).

Shannon diversity ranged from 0.04 to 2.74 bits/ind in June 2016 and from 0.35 to 2.68 bits/ind in June 2017, and in 52.2% and 39.1% of stations, values greater than 2.00 bits/ind were observed for both periods, respectively; while in 15 of the 23 stations analyzed (65.2%), Shannon values were higher before EN (June 2016) than after EN (June 2017) (Table 2, Fig. 8).

Tabla 2.- Indicadores comunitarios durante junio 2016 y 2017, Isla aBlanca-ENAPU

Table 2. Community indicators for June 2016 and 2017, Isla Blanca-ENAPU

Estac.	JUNIO 2016					JUNIO 2017				
	Riqueza N° sp	Abundancia N° ind.	Equidad Pielou (J')	Diversidad Shannon (H')	Dominancia Simpson (1-A)	Riqueza N° sp	Abundancia N° ind.	Equidad Pielou (J')	Diversidad Shannon (H')	Dominancia Simpson (1-A)
1	12	117	0.739	2.649	0.745	9	114	0.827	2.621	0.813
2	8	168	0.489	1.467	0.508	8	163	0.397	1.191	0.370
3	14	186	0.648	2.469	0.726	11	54	0.774	2.679	0.790
4	9	139	0.529	1.676	0.542	9	125	0.388	1.229	0.373
5	4	186	0.158	0.316	0.084	5	182	0.449	1.043	0.423
6	10	102	0.691	2.297	0.729	9	97	0.689	2.183	0.744
7	9	195	0.260	0.825	0.220	5	31	0.465	1.080	0.351
8	6	42	0.729	1.885	0.678	8	148	0.235	0.704	0.191
9	7	48	0.758	2.129	0.720	4	68	0.502	1.005	0.370
10	9	129	0.622	1.973	0.680	4	40	0.471	0.941	0.317
11	8	47	0.838	2.515	0.815	10	145	0.625	2.077	0.649
12	13	344	0.634	2.345	0.739	9	116	0.807	2.559	0.774
13	16	383	0.646	2.584	0.757	10	36	0.775	2.573	0.759
14	12	124	0.765	2.742	0.802	7	102	0.699	1.961	0.654
15	9	198	0.600	1.902	0.634	9	68	0.833	2.641	0.821
16	16	520	0.546	2.182	0.701	3	5	0.865	1.371	0.700
17	6	1237	0.232	0.599	0.198	5	43	0.610	1.416	0.495
18	2	260	0.036	0.036	0.008	8	57	0.724	2.173	0.731
19	3	3	1.000	1.585	1.000	6	93	0.748	1.934	0.687
20	13	290	0.662	2.449	0.737	4	65	0.361	0.723	0.229
21	11	257	0.664	2.295	0.700	12	341	0.564	2.021	0.652
22	11	80	0.700	2.423	0.757	5	170	0.149	0.347	0.091
23	6	88	0.684	1.767	0.656	3	33	0.398	0.631	0.225
Mínimo	2	3	0.036	0.036	0.008	3	5	0.149	0.347	0.091
Máximo	16	1237	1.000	2.742	1.000	12	341	0.865	2.679	0.821

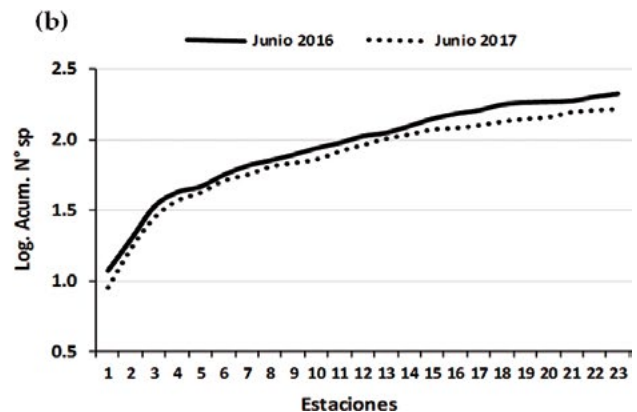
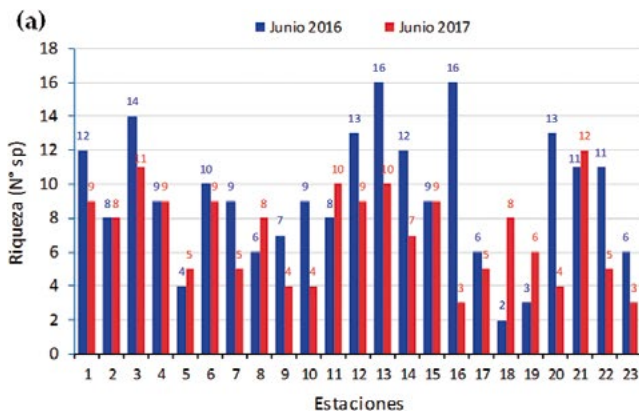


Figura 7.- Análisis por estación de Riqueza de especies (a) y logaritmo acumulado del número de especies (b) durante los periodos de estudio

Figure 7. Analysis of species richness (a) and cumulative logarithm of the number of species (b) during study periods per station

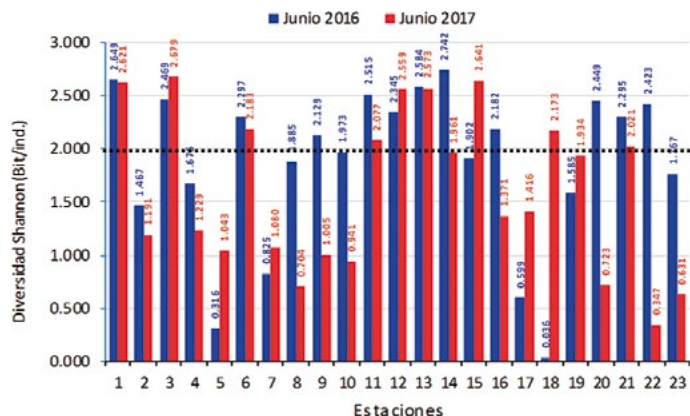


Figura 8.- Valores del índice de Shannon antes de EN (junio 2016) y después de EN (junio 2017)

Figure 8. Shannon index values before EN (June 2016) and after EN (June 2017)

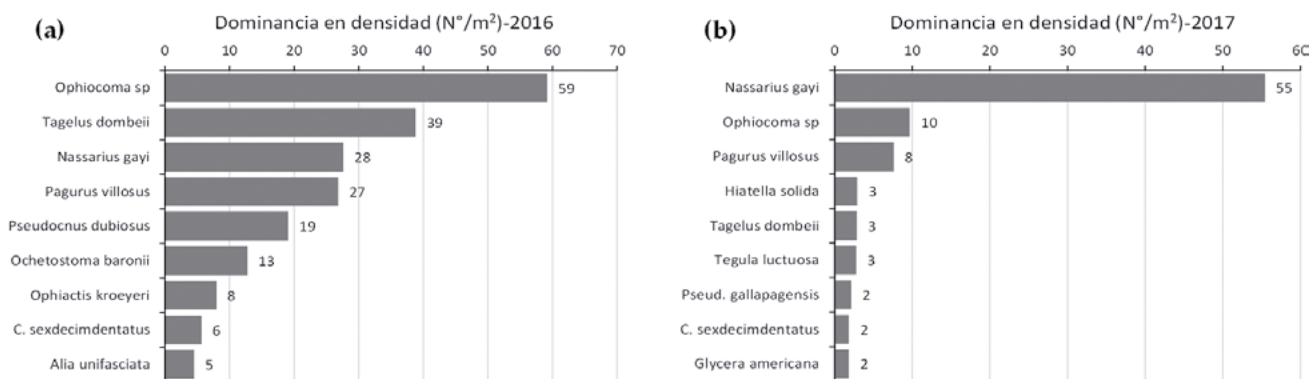


Figura 9.- Dominancia en densidad del macrobentos registrado en junio 2016 (a) y junio 2017 (b), Isla Blanca-ENAPU

Figure 9. Dominance in density of macrobenthos recorded in June 2016 (a) and June 2017 (b), Isla Blanca-ENAPU

En junio 2016 la equidad de Pielou varió de 0,04 a 1,00 y la dominancia de 0,01 a 1,00; registrándose en 3 de las 23 estaciones valores de dominancia mayores a 0,80; mientras que, en junio 2017 la equidad varió de 0,15 a 0,86 y la dominancia de 0,09 a 0,82; registrándose en 2 de las 23 estaciones valores de dominancia mayores a 0,80 (Tabla 2).

In June 2016, Pielou’s equity ranged from 0.04 to 1.00 and dominance from 0.01 to 1.00; only 3 of the 23 stations had dominance values greater than 0.80. In June 2017, equity ranged from 0.15 to 0.86 and dominance from 0.09 to 0.82; only 2 of the 23 stations had dominance values greater than 0.80 (Table 2).

Durante junio 2016 se registraron densidades de 3 a 1.237 ind./m², siendo los mayores valores aportados por la estrellita frágil *Ophiocoma* sp., y en menor medida por *Tagelus dombeii*, *Nassarius gayii* (Kiener), *Pagurus villosus* Nicolet y *Pseudocnus dubiosus* (Semper), entre otros. Durante junio 2017, las densidades totales variaron de 5 a 341 ind./m², observándose mayores aportes de *N. gayii*, *Ophiocoma* sp. y *P. villosus* (Fig. 9a, b).

In June 2016, densities of 3 to 1,237 ind./m² were recorded, with the highest values contributed by the tiger brittle starfish *Ophiocoma* sp., and to a lesser extent by *Tagelus dombeii*, *Nassarius gayii* (Kiener), *Pagurus villosus* Nicolet, and *Pseudocnus dubiosus* (Semper), among others. In June 2017, total densities ranged from 5 to 341 ind./m², with higher contributions of *N. gayii*, *Ophiocoma* sp., and *P. villosus* (Fig. 9a, b).

Durante junio 2016, la biomasa total varió de 0,11 a 4.365,73 g/m², *T. dombeii* fue la especie que aportó mayor valor (952,5 g/m²). Durante junio 2017, la biomasa total varió de 2,1 a 297,8 g/m², *N. gayii* fue la especie que registró mayor aporte (33,4 g/m²) (Fig. 10a, b).

Total biomass ranged from 0.11 to 4,365.73 g/m² in June 2016, *T. dombeii* was the species with the highest value (952.5 g/m²). In June 2017, the total biomass varied from 2.1 to 297.8 g/m², *N. gayii* was the species with the highest contribution (33.4 g/m²) (Fig. 10a, b).

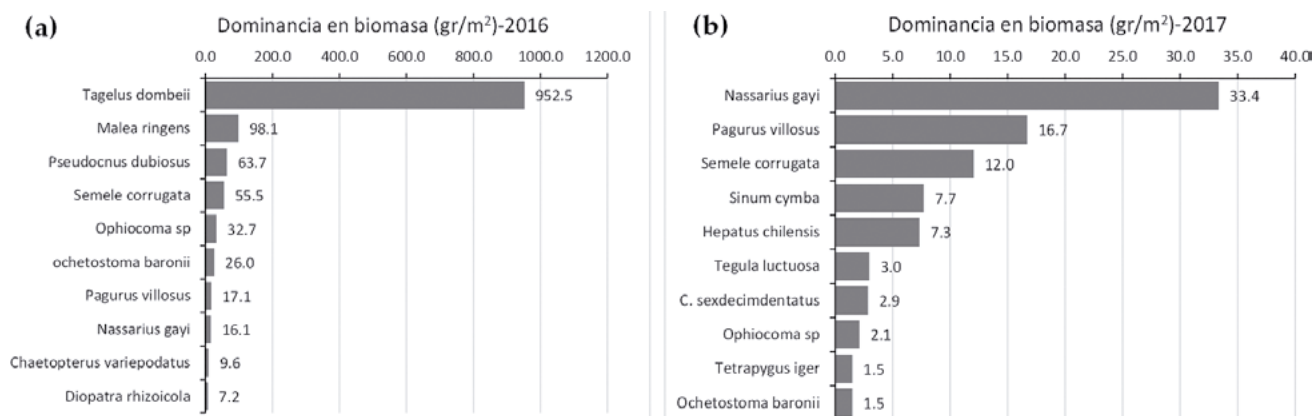


Figura 10.- Dominancia en biomasa del macrobentos registrado en junio 2016 (a) y junio 2017 (b), Isla Blanca-ENAPU

Figure 10. Biomass dominance of macrobenthos recorded in June 2016 (a) and June 2017 (b), Isla Blanca-ENAPU

Especies de mayor tamaño como *T. dombeii*, *Malea ringens* (Swainson) y *Pseudocnus dubiosus* durante el 2016, fueron reemplazadas por especies más pequeñas como *N. gayii* y *P. villosus* durante el 2017.

Durante junio 2016, *T. dombeii*, *N. gayii* y *P. villosus* fueron las especies más abundantes y frecuentes y, estuvieron asociadas principalmente a sustratos de arena fina y conchuela; mientras que, especies con abundancias y frecuencias intermedias como *Ophiactis kroeyeri* Lütken, *Alia unifasciata* (Sowerby), *Anthothoe chilensis* (Lesson), *Diopatra rhizoicola* Quatrefages, *Bulla punctulata* (Adams) y *Pinnixa transversalis* (Milne Edwards & Lucas), se asociaron a sustratos mixtos (arena, fango, conchuela, gravilla, piedras sueltas). Especies raras con menor abundancia y frecuencia y de hábitats variados, estuvieron entre las más representativas como: almejita no identificada, *Caenocentrotus gibbosus* (Agassiz), *Oulactis concinnatta* (Drayton) y *Tellina* sp. (Fig. 11).

Durante junio 2017 *N. gayii* fue la especie más abundante y más frecuente entre las estaciones, asociada principalmente a sedimentos de tipo mixto (arena, fango, conchuela, gravilla); mientras que *Ophiocoma* sp., *Pagurus villosus*, *Hiatella arctica* (Linnaeus) y *Tagelus dombeii* de frecuencias intermedias se asociaron a sedimentos de tipo arenofangoso y conchuelo-gravilloso. Entre las especies con menor abundancia y frecuencia estuvieron las especies raras *Bunodactis* sp., *Bursa nana* (Linnaeus), *Ilioichione subrugosa* (Wood), *Paranthus* sp., *Solatia buccinoides* (Sowerby), *Tetrabygus niger* (Molina) y *Xanthochorus buxeus* (Broderip) de distintos sustratos (arena, conchuela, roca) (Fig. 12).

T. dombeii, *Malea ringens* (Swainson), and *Pseudocnus dubiosus* (in 2016) were replaced by smaller species such as *N. gayii* and *P. villosus* (in 2017).

In June 2016, *T. dombeii*, *N. gayii*, and *P. villosus* were the most abundant and frequent species and were mainly associated with fine sand and shell substrates; while species with abundances and intermediate frequencies such as *Ophiactis kroeyeri* Lütken, *Alia unifasciata* (Sowerby), *Anthothoe chilensis* (Lesson), *Diopatra rhizoicola* Quatrefages, *Bulla punctulata* (Adams), and *Pinnixa transversalis* (H. Milne Edwards & Lucas), were associated with mixed substrates (sand, mud, broken shell, gravel, loose stones). Rare species with less abundance and frequency and varied habitats were among the most representative such as unidentified clam, *Caenocentrotus gibbosus* (Agassiz), *Oulactis concinnatta* (Drayton), and *Tellina* sp. (Fig. 11).

In June 2017, *N. gayii* was the most abundant and frequent species among stations, mainly associated with mixed sediments (sand, mud, broken shell, gravel); while *Ophiocoma* sp., *Pagurus villosus*, *Hiatella arctica* (Linnaeus), and *Tagelus dombeii* of intermediate frequencies were associated with sandy-muddy and broken shell-gravel sediments. The species with lower abundance and frequency were *Bunodactis* sp., *Bursa nana* (Linnaeus), *Ilioichione subrugosa* (Wood), *Paranthus* sp., *Solatia buccinoides* (Sowerby), *Tetrabygus niger* (Molina), and *Xanthochorus buxeus* (Broderip) of different substrates (sand, broken shell, rock) (Fig. 12).

Código	Especie
1	<i>Ophiocoma</i> sp.
2	<i>Tagelus dombeii</i>
3	<i>Nassarius gayi</i>
4	<i>Pagurus villosus</i>
5	<i>Pseudocnus dubiosus</i>
6	<i>Ochetostoma baronii</i>
7	<i>Ophiactis kroeyeri</i>
8	<i>Cycloranthops sexdecimdentatus</i>
9	<i>Allia unifasciata</i>
10	<i>Anthothoe chilensis</i>
11	<i>Gammarus</i> sp.
12	<i>Diopatra rhizicola</i>
13	<i>Bulla punctulata</i>
14	<i>Pinnixa transversalis</i>
15	<i>Tegula euryomphalus</i>
16	<i>Hepatus chilensis</i>
17	<i>Tegula luctuosa</i>
18	<i>Xanthochorus buxea</i>
19	<i>Chaetopterus varipodatus</i>
20	<i>Glycera americana</i>
21	<i>Semele corrugata</i>
22	<i>Eurypanopeus transversus</i>
23	<i>Lumbrineris tetraura</i>
24	<i>Holothuria theell</i>
25	<i>Frallucillo</i>
26	<i>Hemipodia simplex</i>
27	<i>Maiea ringens</i>
28	<i>Microphrys aculeatus</i>
29	<i>Arenicola</i> sp.
30	<i>Argopecten purpuratus</i>
31	<i>Pherusa</i> sp.
32	<i>Sinum cymbe</i>
33	<i>Almejita</i>
34	<i>Caenocentrotus gibbosus</i>
35	<i>Oulactis concinatta</i>
36	<i>Tellina</i> sp.

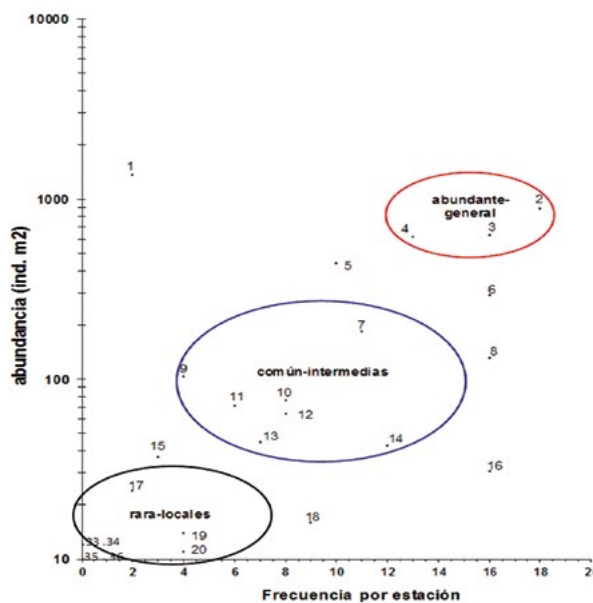


Figura 11.- Diagrama de incidencia de especies por estación y su abundancia total. Junio 2016

Figure 11. Incidence diagram of species per station and their total abundance. June 2016

Código	Especie
1	<i>Nassarius gayi</i>
2	<i>Ophiocoma</i> sp.
3	<i>Pagurus villosus</i>
4	<i>Hiatella solida</i>
5	<i>Tagelus dombeii</i>
6	<i>Tegula luctuosa</i>
7	<i>Pseudonereis galapagensis</i>
8	<i>Cycloranthops sexdecimdentatus</i>
9	<i>Glycera americana</i>
10	<i>Eurypanopeus transversus</i>
11	<i>Chirilla</i> sp.
12	<i>Gammarus</i> sp.
13	<i>Actinia</i> sp.
14	<i>Ophiactis kroeyeri</i>
15	<i>Hepatus chilensis</i>
16	<i>Pycnogonida</i>
17	<i>Pseudocnus dubiosus</i>
18	<i>Hemipodia simplex</i>
19	<i>Ochetostoma baronii</i>
20	<i>Nemertinos</i>
21	<i>Pherusa</i> sp.
22	<i>Branchiostoma elongatum</i>
23	<i>Allia unifasciata</i>
24	<i>Semele corrugata</i>
25	<i>Tellina</i> sp.
26	<i>Solenostena gatesi</i>
27	<i>Mulinia modesta</i>
28	<i>Terbellidae</i>
29	<i>Chiton cumingii</i>
30	<i>Crucibulum</i> sp.
31	<i>Sinum cymbe</i>
32	<i>Ceripatella dilatata</i>
33	<i>Hiatia unifasciata</i>
34	<i>Hiatosydna breviselosa</i>
35	<i>Foratus acuminatus</i>
36	<i>Burdigalis</i> sp.
37	<i>Bursa nana</i>
38	<i>Chione subrugosa</i>
39	<i>Paranthus</i> sp.
40	<i>Sofatia buccinoides</i>
41	<i>Tetrapygus niger</i>
42	<i>Xanthochorus buxea</i>

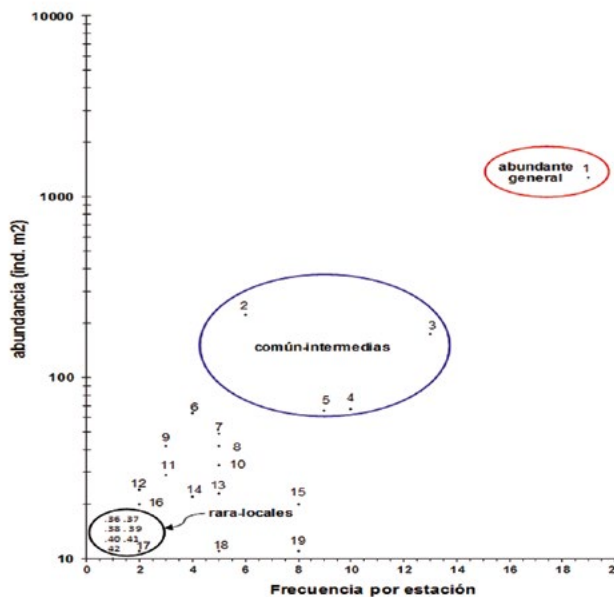


Figura 12.- Diagrama de incidencia de especies por estación y su abundancia total. Junio 2017

Figure 12. Incidence diagram of species per station and their total abundance. Junio 2017

El índice de valor biológico (IVB) mostró para junio 2016 a *T. dombeii* como la más importante con un puntaje de 146, abundancia relativa (ABR) 17,4% y frecuencia de ocurrencia (FOR) 8,4%. El segundo lugar se dio para la especie *N. gayii* con IVB 92, ABR 12,4% y FOR 7,5% y el tercer lugar a *P. villosus* (Tabla 3). Para junio 2017, *N. gayii* fue la especie más importante con IVB de 647, ABR 55,5% y FOR 11,7%, sobrepasando a 16 especies en orden de abundancia (Tabla 3).

The biological value index (BVI) showed *T. dombeii* as the most important by June 2016 with a score of 146, relative abundance (ABR) 17.4%, and frequency of occurrence (FOR) 8.4%. The second place was given to the species *N. gayii* with BVI 92, ABR 12.4%, and FOR 7.5% and the third place to *P. villosus* (Table 3). In June 2017, *N. gayii* was the most important species with BVI 647, ABR 55.5%, and FOR 11.7%, surpassing 16 species in order of abundance (Table 3).

Tabla 3.- Especies que representaron el 95% de la abundancia relativa acumulada e índice de valor biológico IVB, junio 2016 y 2017, banco Isla Blanca-ENAPU

Table 3. Species representing 95% of cumulative relative abundance and biological value index IVB, June 2016 and 2017, Isla Blanca-ENAPU natural bank

Junio 2016							Junio 2017						
ESPECIE	ABU	ABR	ARA	FO	FOR	IVB	ESPECIE	ABU	ABR	ARA	FO	FOR	IVB
<i>Ophiocoma sp</i>	1361	26.46	24.46	2	0.93	25	<i>Nassarius gayi</i>	1275	55.53	55.53	19	11.66	647
<i>Tagelus dombeii</i>	893	17.36	41.82	18	8.41	146	<i>Ophiocoma sp</i>	222	9.67	65.20	6	3.68	36
<i>Nassarius gayi</i>	635	12.35	54.17	16	7.48	92	<i>Pagurus villosus</i>	175	7.62	72.82	13	7.98	61
<i>Pagurus villosus</i>	617	12.00	66.17	13	6.07	73	<i>Hiatella solida</i>	67	2.92	75.74	10	6.13	18
<i>Pseudocnus dubiosus</i>	439	8.54	74.70	10	4.67	40	<i>Tagelus dombeii</i>	66	2.87	78.61	9	5.52	16
<i>Ochetostoma baronii</i>	294	5.72	80.42	16	7.48	43	<i>Tegula luctuosa</i>	64	2.79	81.40	4	2.45	7
<i>Ophiactis kroeyeri</i>	184	3.58	84.00	11	5.14	18	<i>Pseudoneis gallapagensis</i>	49	2.13	83.54	5	3.07	7
<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	131	2.55	86.54	16	7.48	19	<i>Cycloanthops sexdecimdentatus</i>	42	1.83	85.36	5	3.07	6
<i>Alia unifasciata</i>	104	2.02	88.57	4	1.87	4	<i>Glycera americana</i>	42	1.83	87.19	3	1.84	3
<i>Anthothoe chilensis</i>	76	1.48	90.04	8	3.74	6	<i>Eurypanopeus transversus</i>	33	1.44	88.63	5	3.07	4
<i>Gammarus sp.</i>	71	1.38	91.42	6	2.80	4	<i>Owenia sp</i>	29	1.26	89.89	3	1.84	2
<i>Diopatra rhizoicola</i>	64	1.24	92.67	8	3.74	5	<i>Gammarus sp.</i>	24	1.05	90.94	2	1.23	1
<i>Bulla punctulata</i>	45	0.87	93.54	7	3.27	3	<i>Actinia sp1</i>	23	1.00	91.94	5	3.07	3
<i>Pinnixa transversalis</i>	43	0.84	94.38	12	5.61	5	<i>Ophiactis kroeyeri</i>	22	0.96	92.90	4	2.45	2
<i>Tegula euryomphalus</i>	37	0.72	95.10	3	1.40	1	<i>Hepatus chilensis</i>	20	0.87	93.77	8	4.91	4
							<i>Pycnogonida</i>	20	0.87	94.64	2	1.23	1
							<i>Ochetostoma baronii</i>	11	0.48	95.12	8	4.91	2

La dominancia de las especies en junio 2016, representada por *T. dombeii*, *N. gayii* y *P. villosus*, fue reemplazada en junio 2017 por *N. gayii*, debido principalmente al incremento en su frecuencia de ocurrencia.

T. dombeii, como especie objetivo, pasó de convertirse en una especie abundante y frecuente en el 2016 a una especie común intermedia en el 2017, como consecuencia del impacto térmico generado por El Niño Costero.

4. DISCUSIÓN

La temperatura superficial del mar (TSM), es una de las variables oceanográficas más utilizadas para el diagnóstico de eventos ambientales conocidos como El Niño, que constituye una de las manifestaciones naturales más severas que producen en el ámbito marino cambios drásticos en las poblaciones de recursos hidrobiológicos.

La mortandad poblacional de *Tagelus dombeii*, en el banco natural de Isla Blanca-ENAPU como consecuencia de las elevadas temperaturas registradas durante El Niño costero en el primer trimestre del 2017, quedó manifestada por la gran cantidad de valvas dobles en "posición vital" (muertas recientemente). Los ejemplares afectados, registraron tallas de 14 a 104 mm de longitud con modas principales en 70, 85 y 91 mm, afectando al 95,6% de ejemplares adultos (>50 mm).

In June 2016, the dominance of the species, represented by *T. dombeii*, *N. gayii*, and *P. villosus*, was replaced in June 2017 by *N. gayii*, mainly due to the increase in its frequency of occurrence.

T. dombeii, as a target species, went from being an abundant and frequent species in 2016 to an intermediate common species in 2017, as a consequence of the thermal impact generated by the El Niño Costero event.

4. DISCUSSION

The sea surface temperature (SST) is one of the most used oceanographic variables for the diagnosis of environmental events known as El Niño, which is one of the most severe natural manifestations that produce drastic changes in the populations of hydrobiological resources in the marine environment.

The population mortality of *Tagelus dombeii*, in Isla Blanca-ENAPU as a consequence of the El Niño Costero 2017, was manifested by the number of double valves in "vital position" (recently dead) found. The affected specimens recorded sizes from 14 to 104 mm in length with main modes in 70, 85, and 91 mm, affecting 95.6% of adult specimens (>50 mm).

Los organismos marinos tienen un rango de tolerancia para su supervivencia, en el cual, factores exógenos como temperatura, salinidad, profundidad, intensidad lumínica, por encima o debajo de dicho rango, ocasionaría mortandad en sus poblaciones. Caso especial merece la temperatura del mar, que al superar la tolerancia térmica de vida para *T. dombeii* habría determinado su alta mortandad en el área evaluada.

La temperatura superficial del mar (TSM) registrada en un punto fijo de bahía El Ferrol, durante los meses de El Niño Costero fueron de 21,3 °C para el periodo de iniciación (enero), 25,6 y 26,8 °C para el periodo de maduración (febrero-marzo) y 23,0 y 20,8 °C para el periodo de disipación (abril-mayo), con anomalías térmicas de +0,1, +4,0 y +1,5 °C para cada uno de los periodos respectivamente (Fig. 13).

Considerando la relación entre los desembarques vs. temperatura con un desfase de una estación, el impacto fue de -1,5 t/°C⁻¹ (Fig. 14).

Según URBAN (1994), la máxima temperatura de tolerancia para *T. dombeii* (L50) fue de 25,1 °C, valor inferior a las temperaturas registradas durante el periodo de maduración de El Niño Costero de 25,6 °C en febrero y 26,8 °C en marzo, lo que estaría sustentando la mortandad registrada. Similar situación registrada por DÍAZ y ORTLIEB (1993) quienes mencionan que la susceptibilidad de los moluscos ante el fenómeno El Niño, se manifiesta en mortandades masivas de especies infaunales como *Mesodesma donacium* y *T. dombeii* como consecuencia del incremento de la temperatura, así como de otras perturbaciones físicas y ecológicas, siendo la población de la especie en estudio afectada negativamente.

Marine organisms have a tolerance range for their survival, in which exogenous factors such as temperature, salinity, depth, light intensity, above or below that range, would cause mortality in their populations. A special mention deserves the sea temperature, which when surpassing the thermal tolerance of life for *T. dombeii* would have determined its high mortality in the assessed area.

During El Niño Costero, the sea surface temperature (SST) recorded at a fixed point in El Ferrol Bay was 21.3 °C for the initiation period (January), 25.6 and 26.8 °C for the ripening period (February-March), and 23.0 and 20.8 °C for the dissipation period (April-May), with thermal anomalies of +0.1, +4.0, and +1.5 °C for each of the periods, respectively (Fig. 13).

When considering the ratio between landings vs. temperature with a station lag, the impact was -1,5 t/°C⁻¹ (Fig. 14).

URBAN (1994) pointed out that the maximum tolerance temperature for *T. dombeii* (L50) was 25.1 °C, which is lower than those of 25.6 °C and 26.8 °C in February and March, respectively, which would support the recorded mortality during the El Niño Costero event. A similar situation was recorded by DÍAZ & ORTLIEB (1993) who mentioned that the susceptibility of mollusks to the El Niño phenomenon manifests itself in massive deaths of infaunal species such as *Mesodesma donacium* and *T. dombeii* as a consequence of temperature increase, as well as other physical and ecological disturbances, the population of the species under study being negatively affected.

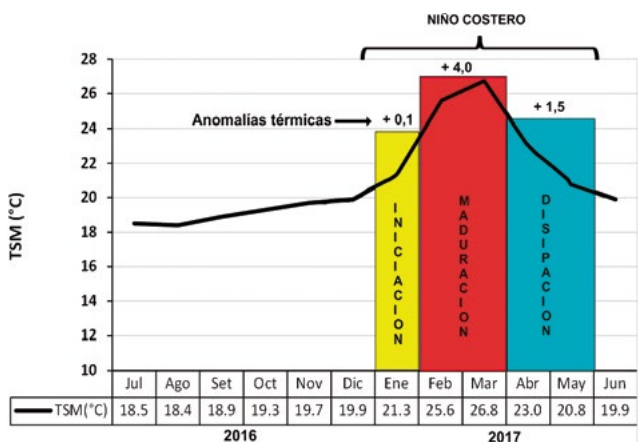


Figura 13.- Evolución promedio de la temperatura superficial del mar durante el Niño Costero. Chimbote 2016-2017

Figure 13. Mean evolution of sea surface temperature during the El Niño Costero. Chimbote 2016-2017

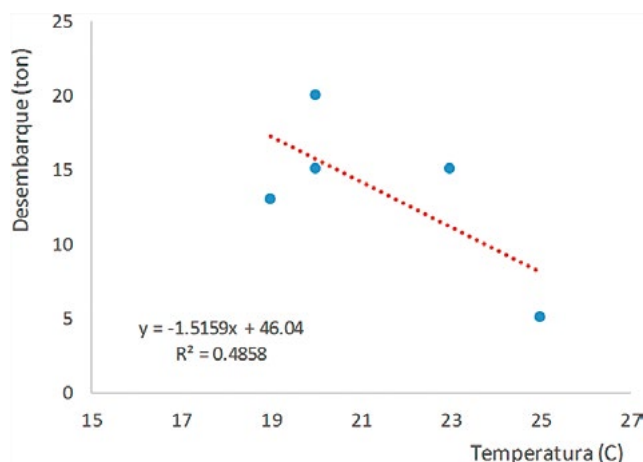


Figura 14.- Relación entre desembarques y temperatura (con un desfase estacional)

Figure 14. Ratio between landings and temperature (with a station lag)

Durante eventos El Niño, se producen cambios positivos o negativos en las capturas comerciales de peces e invertebrados marinos, provocando una impresión en sus fluctuaciones poblacionales. Durante El Niño 82-83 los desembarques de muchas especies disminuyeron debido a la mortandad (ARNTZ y TARAZONA, 1988).

Las capturas de navajuela procedentes de Isla Blanca-ENAPU, incrementaron durante el verano del 2017, respecto a su similar del 2016, debido a la mayor vulnerabilidad de la especie al superar su tolerancia térmica. Durante el otoño del 2017 los desembarques disminuyeron en 60,8% respecto a su similar en el 2016; mientras que, durante el 2017 los desembarques disminuyeron en 70,6% en otoño respecto al verano.

TARAZONA *et al.* (1989) dieron a conocer la importancia de muchos parámetros ecológicos para analizar cambios en la estructura comunitaria como consecuencia de eventos El Niño; como lo encontrado en el presente estudio, en donde la riqueza de especies durante junio 2017 fue menor a la registrada en junio 2016 y la diversidad de Shannon registró valores mayores a 2,00 bits/ind en el 52,2% de las estaciones en el 2016, respecto al 39,1% estimado en el 2017, encontrándose diferencias estadísticas en ambas épocas (test "t").

Durante junio 2016, la dominancia numérica, estuvo representada por las siguientes trofoespecies: *Ophiocoma* sp. (detritivoro), *Tagelus dombeii* (filtradores) y *Nassarius gayii* y *Pagurus villosus* (predadores oportunistas); mientras que, para junio 2017 la trofoespecie dominante fue *N. gayii*, que se corroboró con el incremento de su frecuencia de ocurrencia. En biomasa (peso) la abundancia presentó el mismo comportamiento. ROTH & WILSON (1998) indican que la habilidad del macrobentos para desenvolverse bajo ciertas condiciones ambientales está determinada por sus requerimientos alimenticios que son influenciados por la habilidad de obtener recursos nutricionales óptimos que puedan satisfacerlos y que estén a su disposición en su biotopo. Es así que la dominancia de *T. dombeii* en junio 2016, desaparece en el 2017 como consecuencia de El Niño Costero y es reemplazada por *N. gayii*, especie con mayor estrategia de supervivencia, mayor movilidad y aptitud de variar o combinar sus hábitos alimenticios de predador a necrófago. Al respecto, Villouta (citado por LETELIER *et al.* 2005) menciona la capacidad de *N. gayii* de poseer un amplio espectro trófico que le permite detectar compuestos químicos liberados por organismos en descomposición y ser resistente a los cambios ambientales.

Positive or negative changes in the commercial catches of fish and marine invertebrates are consequences of the El Niño event, causing an impression on their population fluctuations. During El Niño 82-83, landings of many species decreased due to mortality (ARNTZ & TARAZONA, 1988).

In summer 2017, the catches of hard razor clam from Isla Blanca-ENAPU increased as compared to its similar in 2016, given their greater vulnerability when exceeding its thermal tolerance. In autumn 2017, landings decreased by 60.8% as compared to its similar in 2016, while in 2017, landings decreased by 70.6% in autumn with respect to summer.

TARAZONA *et al.* (1989) made public the importance of many ecological parameters to analyze changes in the community structure as a consequence of El Niño events; as well as what was found in the present study, where the species richness, in June 2017, was less than that recorded in June 2016 and the Shannon diversity showed values greater than 2.00 bits/ind in 52.2% of the stations in 2016, with respect to the estimated 39.1% in 2017, with statistical differences being found in both periods ("t" test).

In June 2016, numerical dominance was represented by the following trophospecies: *Ophiocoma* sp. (detritivore), *Tagelus dombeii* (filter feeder), and *Nassarius gayii* and *Pagurus villosus* (opportunistic predators); while, by June 2017, the dominant trophospecies was *N. gayii*, this was corroborated by the increase in its frequency of occurrence. In biomass (weight)¹, abundance showed the same behavior. ROTH & WILSON (1998) indicate that the ability of macrobenthos to perform under certain environmental conditions is determined by their dietary requirements that are influenced by the ability to obtain optimal nutritional resources that can satisfy them and that are available in their biotope. Thus, the dominance of *T. dombeii* in June 2016 disappears in 2017 as a consequence of El Niño Costero and is replaced by *N. gayii*, a species with a greater survival strategy, greater mobility, and ability to vary or combine its eating habits from predator to necrophage. Villouta (cited by LETELIER *et al.* 2005) mentions the capacity of *N. gayii* to possess a broad trophic spectrum that allows it to detect chemical compounds released by decomposing organisms and to be resistant to environmental changes.

Si bien las características e impactos de cada evento El Niño tienen como eje central el incremento térmico, debilitamiento de los vientos y el incremento del nivel del mar, los impactos y las respuestas biológicas de las poblaciones son contrariamente casi únicas. Durante EN costero 2017 a micro escala, la mortandad masiva de “navajuela” es sin duda un hecho evidente, que además de afectar drásticamente a las poblaciones con características filtradoras, modifica la abundancia y diversidad de una comunidad local. Por tanto, el seguimiento de las pesquerías y los monitoreos permanentes son fundamentales para detectar estos impactos y la velocidad con que se dan. Finalmente esta información es capaz de responder preguntas a los usuarios y afectados directos como son los pescadores artesanales, cuya economía familiar gira alrededor de estas pesquerías.

Although the characteristics and impacts of each El Niño event are centered on the thermal increase, weakening of winds, and rising sea levels, the impacts and biological responses of the populations are very important. During El Niño Costero 2017, at micro-scale, the massive mortality of “hard razor clam” is undoubtedly an evident fact, that besides drastically affecting the populations with filtering characteristics, modifies the abundance and diversity of a local community. Therefore, fisheries monitoring and permanent monitoring are essential to detect these impacts and the speed with which they occur. Finally, this information is able to answer questions to users and those directly affected, such as artisanal fishermen, whose family economy is based on these fisheries.

REFERENCIAS / REFERENCES

- ÁLAMO V, VALDIVIESO V. 1987. Lista Sistemática de Moluscos Marinos del Perú. Publicación Especial. Inst Mar Perú. 200 pp.
- ARNTZ W E. 1986. The two faces of El Niño 1982-83. *Meeresforsch.* 31: 1 - 46.
- ARNTZ W, TARAZONA J. 1988. Una Retrospectiva a El Niño 1982-83: Qué hemos aprendido?. En: Salzwedel H y Landa A (eds.). Recursos y Dinámica del Ecosistema de Afloramiento Peruano. Bol Inst Mar Perú. Vol. Extraor.: 353 - 364.
- ARNTZ W E, VALDIVIA E, ZEBALLOS J. 1988. Impact of El Niño 1982-83 on the commercially exploited invertebrates (mariscos) of the Peruvian shore. *Meeresforsch.* 32: 3 - 22.
- BAZIGOS G P. 1981. El diseño de reconocimiento de pesca con redes de arrastre. FAO. Com. Coord. Invest. Cient. (COCIC-CPPS). 24-28 noviembre 1980. Lima, CPPS. Series Seminarios y Estudios. 3: 1 - 17.
- CASO M E. 1962. Estudios sobre equinodermos de México. Contribución al conocimiento de los equinodermos de las Islas Revillagigedo. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.* 33: 293 - 330.
- CARRILLO C N. 1892. Hidrografía oceánica. Bol. Soc. Geogr. Lima. 2: 72 - 110.
- COAN E V, VALENTICH-SCOTT P. 2012. Bivalve seashells of Tropical West America. Marine Bivalve Mollusks from Baja California to Peru. Santa Barbara Museum of Natural History. Monographs, EUA. 1258 pp.
- DÍAZ A, ORTLIEB L. 1993. El fenómeno “El Niño” y los moluscos de la Costa Peruana. *Bull. Inst. fr. études andines.* 22(1): 159 - 177.
- LETELIER V S, BARRÍA M P, OSORJO R C. 2005. Dinámica Poblacional de *Nassarius gayii* (Kiener, 1834) (Gastropoda, Prosobranchia) en el puerto de San Antonio, Chile Central. Bol. Museo Nacional Historia Natural. Chile. 54: 57 - 70.
- LOYA S D, ESCOFET H A. 1990. Aportación al cálculo del índice del Valor Biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas.* 16: 97 - 115.
- MACDONALD T A, BURD B J, MACDONALD V I, VAN ROODSELAAR A. 2010. Taxonomic and Feeding Guild Classification for the Marine Benthic Macroinvertebrates of the Strait of Georgia, British Columbia. Fisheries and Oceans, Canada. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 2874 pp.
- MAGURRAN A. 1989. Diversidad Ecológica y su Medición. Ed. Vedral; España. Pp 124 - 125.
- MORENO C E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA. Zaragoza. Vol. 1: 84.
- MOSCO V. 2012. Catálogo de crustáceos decápodos y estomatópodos del Perú. Bol Inst Mar Perú. 27(1-2): 209.
- ROTH S, WILSON J G. 1998. Functional analysis by trophic guilds of microbenthic community structure in Dublin Bay, Ireland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.* 222: 195 - 217.
- TARAZONA J, PAREDES C, ROMERO L, BLASKOVICH V, GUZMÁN S, SÁNCHEZ S. 1985a. Características de la vida planctónica y colonización de los organismos bentónicos epilíticos durante el fenómeno “El Niño”. En: Arntz W E, Landa A y Tarazona J (eds). El fenómeno El Niño. Su impacto en la fauna marina. Bol. Inst. Mar Perú-Callao. Vol. extraord. Pp. 41 - 49.
- TARAZONA J, PAREDES C, CANAHUIRE E, ROMERO L, HOYOS L, TOKESHI M Y CORNEJO O. 1989. Mecanismos y procesos en la dinámica de las comunidades y poblaciones bentónicas. En: Tarazona J, Paredes C y Romero L (Eds). Mecanismos y procesos que controlan la colonización y recuperación post-catastrófica de recursos bentónicos de importancia económica en dos áreas de diferente productividad del sistema de afloramiento peruano. Inf. Final Proyecto AID, UNMSM. Lima. Pp 936 - 5542.
- TARIFEÑO E. 1989. Efectos ecofisiológicos de El Niño sobre peces e invertebrados. En: Taller de trabajo sobre efectos biológicos del fenómeno “El Niño” en ecosistemas costeros del Pacífico Sudeste. Comisión Oceanográfica intergubernamental. Informe de Reuniones de Trabajo. N° 87.
- URBAN H J. 1994. Upper temperature tolerance of ten bivalve species off Peru and Chile related to El Niño. *Marine Ecology Progress Series.* 107: 139 - 145.