

# Diversidad del ensamble de macroinvertebrados asociados a rizoides del «huirio flotador» *Macrocystis pyrifera*: conocimiento básico hacia la conservación de ecosistemas de carbono azul en la costa central del Perú

Diversity of the macroinvertebrate assemblage associated with the holdfasts of giant kelp (*Macrocystis pyrifera*): baseline knowledge for the conservation of blue carbon ecosystems on Peru's central coast

Eduar Fernandez-Davila<sup>1,2,\*</sup> , Aldo Indacochea<sup>1,2</sup> , Sergio Gonzales<sup>1,3</sup>  y Bernabé Moreno<sup>1,2,4,5</sup> 

1 Carrera de Biología Marina, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú.  
2 Grupo de Investigación Comunidades Acuáticas, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú.  
3 Laboratorio de Ciencias del Mar, Facultad de Ciencias y Filosofía, Universidad Peruana Cayetano Heredia, Lima, Perú.  
4 Marine Ecology Department, Institute of Oceanology Polish Academy of Sciences, Sopot, Polonia.  
5 Coastal Ecosystems of Peru Research Group (COEPeru), Universidad Científica del Sur, Lima, Perú.



**Citar como:** Fernandez-Davila *et al.* (2025). «Diversidad del ensamble de macroinvertebrados asociados a rizoides del "huirio flotador" *Macrocystis pyrifera*: conocimiento básico hacia la conservación de ecosistemas de carbono azul en la costa central del Perú». *South Sustainability*, 6(1), e119. DOI: 10.21142/SS-0601-2025-e119

Artículo recibido: 10/10/2024  
Revisado por pares  
Artículo aceptado: 23/1/2025



© Los autores, 2024. Publicado por la Universidad Científica del Sur (Lima, Perú)

\* E-mail de correspondencia:  
jueduferda@gmail.com

## RESUMEN

El rizoide del «huirio flotador» *Macrocystis pyrifera* está formado por hapterios que permiten la fijación al sustrato duro y, a la vez, provee hábitat a ensamblajes de macroinvertebrados. En la costa peruana del Pacífico suroriental se desconoce la composición taxonómica de dicho ensamble; por ello, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la diversidad de la fauna asociada y determinar su relación con los parámetros morfométricos (diámetro medio y volumen) de rizoides de *M. pyrifera* en la ensenada El Chuncho (Pucusana, Perú). Se colectó 11 rizoides donde se encontró un total de 63 taxa de macroinvertebrados, de los cuales 40 fueron identificados al nivel de especie. El ofiuro *Ophiactis kroeyeri*, el anfípodo *Erichthonius* sp. y el poliqueto tubícola *Phragmatopoma virgini* fueron los taxones más frecuentes. La relación entre el diámetro medio del rizoide y los parámetros comunitarios no fue significativa. Sin embargo, el volumen tuvo una correlación significativa con la riqueza de especies y abundancia de organismos. Recomendamos incluir a la variable morfométrica volumen del rizoide en los planes de manejo y extracción de estas macroalgas y estandarizar protocolos de evaluación de la composición de especies asociadas a bosques submareales a lo largo del litoral peruano según gradientes latitudinales y batimétricas. Asimismo, sugerimos designar al huirio flotador como elemento prioritario de conservación en polígonos protegidos por el Estado de la costa central, con el fin de aumentar los esfuerzos de conservación de estos ecosistemas donadores de carbono azul.

**Palabras clave:** Bosque submareal, fauna asociada, hábitat biogénico, macroalga parda

## ABSTRACT

The holdfast of giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) is formed by intricate root-like haptera that fasten on to hard substrata and at the same time provide a habitat for rich assemblages of macroinvertebrates. On the Peruvian coast of the Southeast Pacific, the taxonomic composition of this assemblage is unknown. In this context, the aim of this study was to evaluate the diversity of the associated fauna and determine its relationship with the morphometric parameters (mean diameter and volume) of *M. pyrifera* holdfasts at El Chuncho cove (Pucusana, Peru). Eleven rhizoids were collected, among which a total of 63 macroinvertebrate taxa were found, of which 40 were identified to species level. The most frequent taxa were the ophiuroid *Ophiactis kroeyeri*, the amphipod *Erichthonius* sp., and the tubeworm *Phragmatopoma virgini*. No significant relationships were found between the average holdfast diameter and the community parameters; however, a significant correlation was found between holdfast volume and species richness and the abundance of individuals. We recommend incorporating the rhizoid volume morphometric variable into management and extraction plans for these macroalgae and standardizing evaluation protocols for species composition associated with subtidal forests along the Peruvian coast according to latitudinal and bathymetric gradients. Also, we suggest designating giant kelp as a prioritized conservation element within the State-protected polygons of Peru's central coast, in order to increase efforts to conserve these blue carbon ecosystems.

**Keywords:** Underwater forest, associated fauna, biogenic habitat, brown macroalgae



## Introducción

Las macroalgas pardas, comúnmente conocidas en Sudamérica como quelpos o huiros, conforman hábitats submareales biogénicos que sostienen diversas comunidades biológicas y, a su vez, son claves para el funcionamiento del ecosistema marino-costero (Gibson et al., 2007). Los bosques submareales del Sistema de la Corriente de Humboldt (SCH), conocidos como huirales, brindan importantes servicios ecosistémicos, como amortiguamiento del oleaje (Morris et al., 2020), refugio de especies, muchas de ellas de importancia comercial, y la captura y el almacenamiento de dióxido de carbono atmosférico (Teagle et al., 2017; Aller-Rojas et al., 2020; Cevallos et al., 2024). Sin embargo, estos ecosistemas son cada vez más afectados por factores estresantes antropogénicos, tales como el deterioro de hábitat (Carranza et al., 2024), extracción directa (Gouraguine et al., 2021; Avila-Peltroche y Villena-Sarmiento, 2022) y aumento de la temperatura del mar (Thomson et al., 2015; Sorte et al., 2017). Este último factor impacta sobre la asimilación de nutrientes al generar la decadencia del bosque.

Las macroalgas del orden Laminariales presentan estructuras diferenciadas denominadas rizoide, estipes, y frondas o láminas (Murúa et al., 2020). Los rizoides, también llamados grampones o discos de adhesión, varían según la especie; sin embargo, cumplen el mismo rol de sujeción al sustrato y soporte frente al embate del oleaje y el flujo generado por las fluctuaciones de las mareas. Los rizoides de *Macrocystis pyrifera* (Linnaeus) C. Agardh 1820 (conocido como «huir flotador») están compuestos por proyecciones digitiformes entrelazadas llamadas hapterios, los cuales no llegan a fusionarse entre sí (Murúa et al., 2017). Al desarrollarse, los hapterios conforman estructuras que pueden ser colonizadas y aprovechadas como refugio y fuente de alimento por diversos invertebrados, como moluscos, crustáceos, equinodermos, cnidarios, anélidos, cordados y vertebrados (Miller et al., 2018; Velasco-Charpentier et al., 2021). Además, almacenan material particulado (materia orgánica) que puede ser aprovechado por suspensívoros sésiles, depositívoros y detritívoros (Ronowicz et al., 2018).

En el Perú, existen algunos estudios previos que han evaluado la variabilidad espaciotemporal de la estructura comunitaria del macrozoobentos asociado a las macroalgas (Romero et al., 1988; Llellish et al., 2001; Carbajal et al., 2021; Uribe et al., 2024). La riqueza taxonómica de estos ensamblajes en ecosistemas marino-costeros del SCH puede variar según la especie de huir (Thiel y Vásquez, 2000). Asimismo, a nivel global se ha evidenciado una relación directa entre el tamaño del rizoide, la riqueza de especies, y la abundancia de macroinvertebrados asociada a estos microhábitats (Teagle et al., 2017; Carbajal et al., 2021). A medida que el rizoide incrementa en sus dimensiones (espacio y

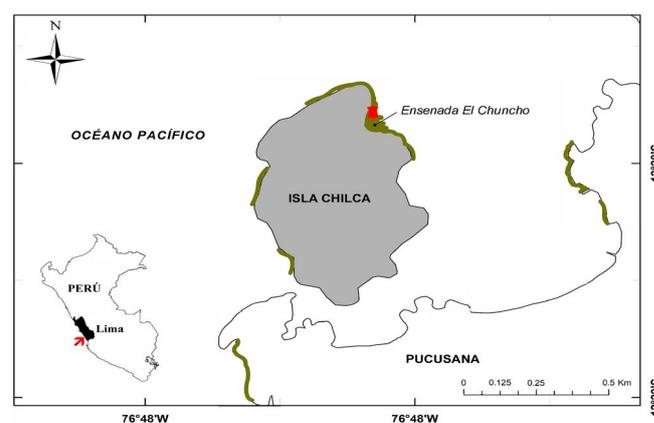
volumen habitable), el número de especies y abundancia de organismos tiene mayor potencial de agregación mediante procesos de colonización (asentamiento larval) y reclutamiento (Vásquez y Santelices, 1984; Villouta y Santelices, 1984).

El Perú es el segundo mayor productor de macroalgas marinas en la costa del Pacífico suroriental. Desde 1995, las exportaciones destinadas principalmente para la industria de materias primas y polisacáridos ha sido dominada por algas pardas (95 %), donde el huir flotador *M. pyrifera* representa cerca del 65 % del total de la biomasa (Avila-Peltroche y Villena-Sarmiento, 2022). Dada la importancia ecológica funcional y socioeconómica de los huirales, es conveniente generar conocimiento básico de los patrones de la biodiversidad local, y de una forma y otra comprender la estructura del ensamble de macroinvertebrados asociado a los rizoides de las macroalgas pardas. Por ese motivo, el presente estudio se enfocó en evaluar la diversidad del ensamble de macroinvertebrados asociados a los rizoides del huir flotador *M. pyrifera* y determinar su relación con los parámetros morfométricos diámetro medio y volumen, en un huiral de la costa central de Perú.

## Metodología

### Área de estudio

Este estudio se realizó en la ensenada El Chuncho ( $12^{\circ}28'20.8''S$   $76^{\circ}47'56.4''W$ ), ubicada en la zona nororiental de la isla Chilca en la bahía de Pucusana, al sur de Lima, Perú (figura 1). El bosque submareal estudiado tiene un área aproximada de 20 ha (0,2 km<sup>2</sup>) y está caracterizado por una población monoespecífica de *M. pyrifera* que se distribuye sobre parches de fondo rocoso y sustrato mixto (arena gruesa y conchuelas). La ensenada presenta una pendiente sutil con una profundidad promedio de 12 m (Llellish et al., 2001). El bosque presenta una mayor densidad en la zona menos expuesta y más somera, más cercana a la isla.



**Figura 1.** Mapa de la costa central del Perú, que muestra la ubicación de los transectos evaluados dentro de la ensenada El Chuncho (símbolo rojo). Las franjas verde-olivo indican la distribución submareal de bosques de *M. pyrifera* en la bahía de Pucusana, basada en reportes previos y observaciones personales de los autores (JEF-D y BM).

### Colecta de rizoides

Los rizoides fueron extraídos en el verano austral de 2020 mediante buceo autónomo SCUBA. Por motivos logísticos se realizaron dos colectas separadas, una en enero y otra en febrero. En cada muestreo se tendió un transecto paralelo a la línea de costa (Friedlander *et al.*, 2016) entre 6 y 8 m de profundidad. Se usó un cuchillo para facilitar el desprendimiento del rizoide del sustrato duro; las frondas y la parte superior del estipe fueron cortados *in situ*. En el fondo, cada rizoide fue colocado en mallas de 500  $\mu\text{m}$  para retener a los organismos móviles pertenecientes al macrozoobentos. Se colectó un rizoide en intervalos de 5 m a lo largo del transecto de 20 m de longitud, por lo que se recaudó en ambos meses un total de 10 rizoides. Sin embargo, en superficie se observó que uno era en realidad dos esporófitos diferenciados, pero con los hapterios más periféricos sutilmente enredados. Por lo tanto, estos fueron evaluados como rizoides separados, y tuvieron un total final de 11 rizoides. Las muestras fueron fijadas en etanol al 70 %, rotuladas y transportadas al Laboratorio de Ecología Marina de la Universidad Científica del Sur (Lima, Perú). La colecta fue realizada bajo un permiso de extracción (detallado en agradecimientos), basado en el Decreto Supremo 019-2009-PRODUCE, que establece el reglamento de ordenamiento pesquero de macroalgas y normativa generada por el Estado Peruano para la conservación de las macroalgas pardas comerciales (Guardia-Luzon y Avila-Peltroche, 2024).

### Procesamiento de macroinvertebrados y caracterización de rizoides

Los macroinvertebrados fueron cuidadosamente separados de los hapterios para su identificación y conteo. La abundancia se expresó como el número de organismos por cada taxón, mientras que la frecuencia representa el número de rizoides en los que cada taxón fue encontrado. Para determinar el diámetro medio ( $\emptyset$ ), considerado como nueva variable morfométrica, se sumó el diámetro máximo y mínimo de la base de cada rizoide y se dividió entre dos. Se calculó el volumen del rizoide ( $V$ ) midiendo el volumen desplazado en una probeta de 500 ml, donde se colocó 300 ml de agua (volumen inicial), para luego introducir los rizoides limpios (sin presencia de arena o detrito) y dar lectura al volumen final (Ríos *et al.*, 2007). Esta técnica fue repetida con los 11 rizoides colectados (figura 2). Los diámetros medios y volúmenes de cada rizoide fueron separados por categorías;  $\emptyset$ : pequeño [0-10 cm], mediano [11-20 cm], grande [21-30 cm], y  $V$ : [0-15 ml], [16-30 ml], [31-45 ml], [46-60 ml].



**Figura 2.** Morfología de *M. pyrifera*: a) secciones de un esporófito adulto resaltadas en negrita, b) medición del diámetro máximo del rizoide conformado por hapterios, y c) cálculo del volumen ( $V$ ) del rizoide.

### Identificación taxonómica

La identificación se realizó al taxón más específico posible para cada macroinvertebrado asociado, para lo cual se utilizó literatura especializada de crustáceos decápodos (Moscoso, 2013) y caprélidos (Guerra-García y Thiel, 2001), moluscos (Alamo y Valdivieso, 1997; Marincovich, 1973), anélidos (De León *et al.*, 2009), y consultas a especialistas. Cada nombre científico fue verificado y actualizado con base en el registro mundial de especies marinas (WoRMS, World Register of Marine Species).

### Análisis estadístico

Se trazó curvas de acumulación de especies mediante el método de estimación no paramétrica de riqueza asintótica Chao1 basado en datos de abundancia de organismos (Chao *et al.*, 2014).

$$S_{est} = S_{obs} + \frac{f_1^2}{2f_2}$$

Donde  $S_{est}$  es el número de taxa a estimar,  $S_{obs}$  es el número de taxa observado en una muestra,  $f_1$  es el número de especies representadas solo por un único individuo en esa muestra, y  $f_2$  es el número de especies representadas por dos organismos en la muestra. La representatividad (completitud porcentual) del muestreo se obtuvo mediante:

$$\% = \frac{S_{est}}{S_{obs}} \times 100$$

La normalidad de los datos de abundancia y riqueza de cada rizoide fue evaluada con la prueba de Shapiro-Wilk. Posteriormente, se evaluó la relación entre las variables de estudio (abundancia, riqueza, volumen del rizoide y diámetro medio del rizoide con datos no transformados)

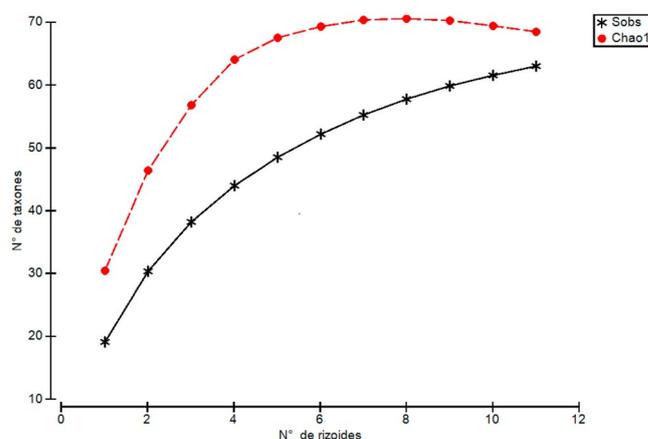
usando el coeficiente de correlación de Pearson para datos paramétricos y Spearman para datos no paramétricos. Dichas pruebas, histograma de frecuencia y gráfico de relaciones, fueron realizadas en el programa RStudio (R Core Team, 2020). Se calculó la riqueza de especies (S), abundancia (N), equidad de Pielou (J'), y diversidad de Shannon-Wiener (H', loge).

Se realizó un análisis multivariado permutado de varianza PERMANOVA (n = 9999) para evaluar diferencias de varianza entre factores (intervalos de Ø, V) con los datos de abundancia de macroinvertebrados. Para seguir explorando la variabilidad del ensamble de macroinvertebrados los datos de abundancia se transformaron a raíz cuadrada para realizar gráficas de análisis multivariado de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) para cada categoría de Ø y V con base en la riqueza y abundancia de taxones (ordenamiento, haciendo uso del índice Bray-Curtis). Estos análisis fueron complementados con el análisis de similitud porcentual SIMPER, el cual permitió revelar a los taxones que más contribuyeron en la diferenciación de la composición del ensamble de macroinvertebrados en rizoides tomando como punto de partida el tiempo e intervalos de Ø y V. La representatividad del muestreo (Chao1), los índices de diversidad y análisis multivariados fueron calculados en el software PRIMER v.6.0 (Clarke y Warwick, 2001) y PERMANOVA, utilizando el software PAST v.4.3 (Hammer et al., 2001).

### Resultados

El ensamble de macroinvertebrados estuvo representado en un 22 % por organismos sésiles, 10 %

hemisésiles y un 68 % por organismos móviles. Se registró  $S_{obs} = 63$  taxa donde se identificó 10 fila, 14 clases, 26 órdenes, 46 familias, 54 géneros, y 40 especies (tabla 1). El índice Chao1 estimó una asíntota de  $S_{est} = 70$  taxa (figura 3), e indicó que nuestro muestreo logró registrar el 90 % de las especies estimadas. Las clases más abundantes fueron Polychaeta (34,5 %), Malacostraca (20,7 %) y Gastropoda (17,2 %). El ofiuo *Ophiactis kroeyeri* (n = 478), el anfípodo *Erichthonius* sp. (n = 290) y el poliqueto errante *Phragmatopoma virgini* (n = 120) fueron las especies con mayor abundancia. El ofiuo *O. kroeyeri* estuvo presente en todos los rizoides, mientras que el poliqueto *P. virgini* en nueve (82 %) de estos. El gasterópodo *Crepidatella dilatata* y el crustáceo braquiuro *Pilumnoides perlatus* estuvieron presentes en ocho de los rizoides analizados.



**Figura 3.** Curva de acumulación de taxones observados (\*S<sub>obs</sub> = 63 taxones) y estimados (S<sub>est</sub> = 70 taxones) mediante el método de estimación no paramétrica de riqueza asíntota Chao1.

**Tabla 1.** Listado taxonómico de macroinvertebrados asociados a rizoides de *M. pyrifer* (n = 11) en la ensenada El Chuncho, en la bahía Pucusana, incluyendo la clasificación según grado de motilidad, móvil (M), sésil (S) y hemisésiles (H) de los taxones. La abundancia se expresa como el número de organismos por cada especie, mientras que la frecuencia registra el número de rizoides en los que cada especie fue encontrada.

Clase	Especie o taxón	Motilidad	Abundancia	Frecuencia
Polyplacophora	<i>Mesotomura echinata</i> (Barnes, 1824)	H	1	1
	<i>Tonicia chilensis</i> (Frembly, 1827)	H	1	1
Gastropoda	<i>Alia unifasciata</i> (G. B. Sowerby I, 1832)	M	7	3
	<i>Crepidatella dilatata</i> (Lamarck, 1822)	H	39	8
	<i>Eulithidium macleani</i> (Marincovich, 1973)	M	1	1
	<i>Fissurella latimarginata</i> G.B. Sowerby I, 1835	M	2	1
	<i>Iselica carotica</i> Marincovich, 1973	M	3	1
	<i>Nassarius dentifer</i> (Powys, 1835)	M	1	1
	<i>Nassarius gayii</i> (Kiener, 1834)	M	6	2
	<i>Tegula luctuosa</i> (A. d'Orbigny, 1841)	M	3	2
	<i>Tegula euryomphala</i> (Jonas, 1844)	M	8	4
	<i>Xanthochorus buxeus</i> (Broderip, 1833)	M	1	1

Bivalvia	<i>Brachidontes granulatus</i> (Hanley, 1843)	S	2	2
	<i>Carditella tegulata</i> (Reeve, 1843)	S	19	5
	<i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1767)	S	9	7
	<i>Kellia</i> sp. W. Turton, 1822	S	2	2
	<i>Semimytilus patagonicus</i> (Hanley, 1843)	S	66	7
Thecostraca	<i>Balanus laevis</i> Bruguière, 1789	S	34	4
Malacostraca	<i>Acantholobulus mirafloresensis</i> (Abele & Kim, 1989)	M	5	2
	<i>Alpheus chilensis</i> Coutière in Lenz, 1902	M	3	3
	<i>Alpheus inca</i> Wicksten y Ménde G., 1981	M	2	2
	<i>Amphilochoides</i> sp. G. O. Sars, 1892	M	26	4
	<i>Caprella scaura</i> (Templeton, 1836)	M	2	2
	<i>Erichthonius</i> sp.1 H. Milne Edwards, 1830	M	51	6
	<i>Erichthonius</i> sp.2 H. Milne Edwards, 1830	M	290	5
	<i>Pilumnoides perlatus</i> (Poeppig, 1836)	M	45	8
	<i>Pagurus edwardsii</i> (Dana, 1852)	M	2	2
	<i>Parapleustes</i> sp. Buchholz, 1874	M	44	6
	<i>Pachycheles crinimanus</i> Haig, 1960	M	38	7
	Stenetriidae Hansen, 1905	M	12	3
Ostracoda	Ostracoda	M	41	5
Pycnogonida	Pycnogonida	M	3	1
Echinoidea	<i>Arbacia nigra</i> (Molina, 1782)	M	1	1
Ophiuroidea	<i>Ophiactis kroeyeri</i> Lütken, 1856	M	478	11
Gymnolaemata	<i>Bugula neritina</i> (Linnaeus, 1758)	S	19	7
	Cheilostomatida	S	3	2
Ascidacea	<i>Pyura chilensis</i> Molina, 1782	S	14	4
Lingulata	<i>Discinisca lamellosa</i> (Broderip, 1833)	S	2	2
Polychaeta	<i>Boccardia</i> sp. Carazzi, 1893	M	2	2
	<i>Hydroides chilensis</i> Hartmann-Schröder, 1962	S	6	2
	<i>Halosydna johnsoni</i> (Darboux, 1899)	M	19	7
	<i>Harmothoe</i> sp. Kinberg, 1856	M	9	4
	<i>Halosydna</i> sp. Kinberg, 1856	M	15	3
	<i>Naineris</i> sp. Blainville, 1828	M	8	2
	<i>Nereis callaona</i> Grube, 1857	M	11	6
	<i>Phragmatopoma virgini</i> Kinberg, 1866	S	120	9
	<i>Pseudobranchiomma</i> sp. Jones, 1962	M	3	3
	<i>Pterocirrus</i> sp. Claparède, 1868	M	1	1
	<i>Phyllodoce</i> sp. Lamarck, 1818	M	4	2
	<i>Pherusa chilensis</i> Schmarda, 1861	M	1	1
	<i>Scoletoma tetraura</i> (Schmarda, 1861)	M	46	5
	<i>Syllis anops</i> Ehlers, 1897	M	35	5
	<i>Syllis</i> sp.1 Lamarck, 1818	M	2	2
	<i>Syllidia</i> sp.1 Quatrefages, 1865	M	2	2
	<i>Syllidia</i> sp.2 Quatrefages, 1865	M	4	2
	<i>Syllidia</i> sp.3 Quatrefages, 1865	M	1	1

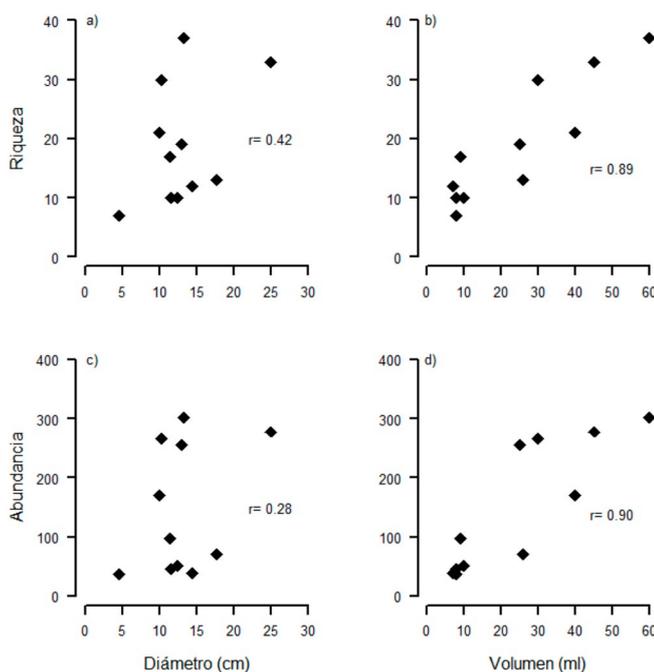


	<i>Sige brunnea</i> (Fauchald, 1972)	S	4	1
	<i>Thelepus</i> sp. Leuckart, 1849	M	1	1
Anthozoa	<i>Anthothoe chilensis</i> (Lesson, 1830)	H	3	1
	<i>Phymactis clematis</i> (Drayton in Dana, 1846)	H	13	4
	<i>Phymactis papillosa</i> (Lesson, 1830)	H	15	4
Nematoda	Nematoda	M	1	1
Porifera	Porifera	S	2	2
<b>Total</b>		-	<b>1614</b>	-

Los datos de riqueza presentaron distribución normal (Shapiro-Wilk,  $p > 0,20$ ) a diferencia de los datos de abundancia (Shapiro-Wilk,  $p < 0,02$ ). El volumen del rizoide sí estuvo correlacionado significativamente con la riqueza ( $r = 0,89, p < 0,0002$ ) y abundancia de organismos ( $r = 0,90, p < 0,0010$ ); por el contrario, el diámetro medio no mostró una correlación significativa con la riqueza ni la abundancia ( $r = 0,42, p > 0,19$  y  $r = 0,28, p > 0,31$  respectivamente) (figura 4). El análisis PERMANOVA evidenció que no existen diferencias significativas entre el ensamble de invertebrados con los factores diámetro medio ni el volumen del rizoide ( $p$ -seudo  $F = 1,1, p = 0,30$ ).

especies ( $S = 37$ ) y abundancia ( $n = 302$ ) fue registrada en el rizoide de  $\varnothing = 13,3$  cm y  $V = 60$  ml, mientras que los valores mínimos ( $S = 7$  y  $n = 37$ ) fueron reportados en el rizoide de  $\varnothing = 4,6$  cm y  $V = 8$  ml. El índice de diversidad de Shannon-Wiener varió entre 1,35 y 2,59 bits.ind<sup>-1</sup>, donde 55 % de los rizoides presentó valores  $< 2$  bits.ind<sup>-1</sup> y el 45 % valores  $\geq 2$  bits.ind<sup>-1</sup>. La equidad de Pielou ( $J'$ ) mostró valores  $> 0,6$  y se observó valores similares entre rizoides (Tabla 2).

**Tabla 2.** Diámetro medio ( $\varnothing$ ) y volumen (V) de los rizoides de *M. pyrifer*: S: riqueza taxonómica; N: abundancia de organismos; J': equidad de Pielou; H': índice de diversidad de Shannon-Wiener.

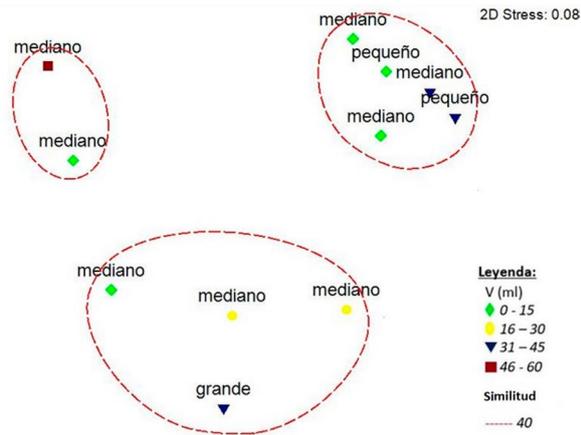


**Figura 4.** Relaciones entre parámetros del ensamble de macroinvertebrados y las variables morfométricas de los rizoides de *M. pyrifer*: a) diámetro medio y riqueza taxonómica; b) volumen y riqueza; c) diámetro medio y abundancia; y d) volumen y abundancia. El volumen del rizoide es la mejor variable predictiva de los principales indicadores biológicos (b y d, ambas estadísticamente significativas).

El diámetro medio de los rizoides varió entre 4,6 y 25 cm ( $\varnothing = 13,1 \pm \sigma = 1,5$  cm), mientras que el volumen varió entre 7 y 60 ml ( $V = 24,4 \pm \sigma = 5,4$  ml). La mayor riqueza de

$\varnothing$ (cm)	V (ml)	Índice			
		S	N	J'	H'
4,6	8	7	37	0,69	1,35
10	40	21	170	0,65	1,97
10,3	30	30	267	0,69	2,34
11,5	9	17	98	0,73	2,08
11,6	8	10	45	0,84	1,92
12,5	10	10	52	0,73	1,68
13	25	19	256	0,69	2,05
13,3	60	37	302	0,72	2,59
14,5	7	12	38	0,77	1,90
17,8	26	13	71	0,76	1,94
25	45	33	278	0,74	2,58

El nMDS (figura 5) demostró que hubo una clara diferenciación basado en el 60 % de disimilitud entre el ensamble de macroinvertebrados en los tres grupos formados (42 % de similitud en el diagrama de dispersión de los datos basado en distanciamiento de Bray-Curtis), ya que, dentro de cada grupo, se observó ensambles asociados al intervalo de volumen de 0-15 ml (rombos verdes), pero también de 31-45 ml (triángulos azules). Además, dentro de los mismos grupos hay ensambles asociados correspondientes a las categorías según diámetros medios de 0-10 cm, 11-20 cm y 21-30 cm. La diferencia se observó en los ensambles asociados solo a la variable volumen de 46-60 ml y 16-30 ml (figura 5).



**Figura 5.** Disimilitud entre los ensambles de macroinvertebrados a través del análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) según volúmenes (V, símbolos) y diámetros medios ( $\emptyset$ , categoría) de los rizoides, utilizando la similitud de Bray-Curtis como medida de distanciamiento entre la composición de macroinvertebrados. Categorías según  $\emptyset$ : pequeño [0-10 cm], mediano [11-20 cm], grande [21-30 cm], y V: [0-15 ml], [16-30 ml], [31-45 ml], [46-60 ml].

En el análisis SIMPER se reveló los taxones con mayor contribución en la comunidad de macroinvertebrados de rizoides extraídos. En  $\emptyset$ , el taxa *O. kroeyeri* contribuyó en 13 % en categoría pequeño, 40 % mediano y *Pilumnoides perlatus* 10 % en categoría grande; para el factor volumen el 34 % el taxa *O. kroeyeri* en volúmenes de 0-15 ml y 24 % en 31-45 ml, *Syllidia* sp.1 el 32 % para 16-30 ml y 8 % *P. perlatus* en 46-60 ml; en el factor tiempo, el 21 % para enero y 47 % en febrero por el taxa *O. kroeyeri*. Además, se demostró que entre rizoides extraídos en enero y febrero existía un 70 % de disimilitud, entre categorías de  $\emptyset$  el 67 % y el 66 % en volúmenes (categorías), representados principalmente por el ofiuo *O. kroeyeri*, el braquiuro *P. perlatus* y el poliqueto *Syllidia* sp.1.

## Discusión

La riqueza de macroinvertebrados registrada (63 taxa) y el porcentaje identificado hasta especie (63,5 %) fue superior a la de otros reportes con mayores tamaños muestrales de rizoides; a saber, Winkler *et al.* (2017) ( $n = 36$ , 30 taxa) y Adami y Gordillo (1999) ( $n = 17$ , 68 taxa), pero menor que Ríos *et al.* (2007) ( $n = 136$ , 114 taxa). La diversidad de macroinvertebrados obtenida en el presente estudio fue similar a la obtenida por Carbajal *et al.* (2021) ( $H' = 2 \pm 05$ ) en el centro-sur de la costa peruana y mayor a la reportada por Winkler *et al.* (2017) ( $H' = 1,7 \pm 05$ ) para el sur de Chile. Los valores de riqueza y abundancia de macroinvertebrados de los rizoides pueden ser explicados por la colonización de especies al rizoide a medida que el área y volumen incrementan (Vásquez y Santelices, 1984; Teagle *et al.*, 2017), tal como se ha observado en nuestros resultados con los datos obtenidos con el volumen. En el Perú, se ha reportado entre 173 y 180 taxa para rizoides de *Eisenia cokeri* del centro-norte del SCH (Morales, 2023; Uribe *et al.*, 2024), 113 taxa en discos de adhesión de *Lessonia trabeculata* y 102 taxa en rizoides de *M. pyrifera*

(Carbajal *et al.*, 2021) para el centro-sur del SCH. Sin embargo, otros factores como la profundidad, temporada del año y esfuerzo de muestreo son factores que pueden influir en la resolución taxonómica, y llevan a la necesidad de un listado acumulativo.

El mayor número de taxones fue encontrado en el grupo de poliquetos, crustáceos, bivalvos y gasterópodos, lo cual es similar a lo reportado por Carbajal *et al.* (2021) para *M. pyrifera*, *Lessonia trabeculata* y *Eisenia cokeri*. Nuestros resultados destacan la predominancia de organismos móviles, los cuales son los primeros en colonizar a los rizoides (Teagle *et al.*, 2018), mientras que los organismos sésiles llegan posteriormente mediante el desplazamiento larval por las corrientes (Arroyo *et al.*, 2006; Ronowicz *et al.*, 2018).

Pluralizar: fondos, rocosos y arenosos (Dietz *et al.*, 2015; Dömel *et al.*, 2017); sin embargo, nuestros resultados demuestran que es posible encontrarlos a latitudes menores ( $12^{\circ}\text{S}$ ), aunque en menor abundancia, asociados a rizoides de macroalgas. Por otro lado, la riqueza de especies de poliquetos puede ser explicada por la composición del fondo de la zona evaluada, puesto que, al estar constituida por un fondo rocoso con parches cubiertos por arena (Llellish *et al.* 2001), el sustrato mixto es ideal para hallar refugio. Además, los rizoides acumulan granos de sedimento proporcionando material particulado para la construcción de microhábitats, como microtubos de arena elaborados por *Hydroides chilensis*, *Phragmatopoma virgini* y *Pseudobranchiomma* sp. La presencia de nemátodos puede ser explicada por el sedimento depositado en las macroalgas, lo cual genera un hábitat propicio para estos organismos (Arroyo *et al.*, 2006).

La representación espacial de los presentes datos comunitarios no nos permitió realizar un mayor análisis sobre la interacción de macroinvertebrados que alberga cada rizoide, a pesar de que nuestros datos representan el 90 % de las especies esperadas. Sin embargo, enfocándonos en los grupos de macroinvertebrados en rizoides agrupados por factores, se observó un agrupamiento de potencial representación según mes de muestreo, diámetro medio y volumen; esto puede ser debido a que la presencia de ciertos organismos está influenciada principalmente por las condiciones del medioambiente (Llellish *et al.*, 2001) y factores antropogénicos (Carranza *et al.*, 2024). Por ejemplo, el ofiuo *Ophiactis kroeyeri* fue el taxón con mayor contribución en la diferenciación de los ensambles, lo que puede ser explicado por su fácil movilidad, pequeño tamaño y la capacidad de utilizar las grietas y otros refugios formados entre los hapterios de los rizoides, para acceder a alimento (depositívoro) y para refugiarse de posibles depredadores, como algunos peces de fondos rocosos (Hooker *et al.*, 2005; Volage *et al.*, 2021). Por otro lado, el crustáceo braquiuro *P. perlatus*, al alimentarse principalmente de larvas de *Argopecten purpuratus* (Pacheco y Garate, 2005), y al tener la capacidad

de movilizarse rápidamente, puede esconderse entre las grietas de los rizoides de las macroalgas del intermareal rocoso en busca de alimento y refugio (V. Moscoco, comunicación personal, 20 de enero de 2024). A su vez, el poliqueto *Syllidia* sp.1 presenta el tipo de alimentación carnívora y su presencia en un hábitat indica un ambiente saludable, tal como lo describe Alsaffar *et al.* (2020). Estas observaciones nos mostrarían que la predominancia de ciertos grupos de macroinvertebrados en rizoide de *M. pyrifera* se debería, probablemente, al uso particular que cada taxón le da al espacio entre los hapterios.

Nuestros resultados mostraron que no es posible utilizar el diámetro medio de los rizoides como variable predictiva para la riqueza de especies y abundancia de fauna asociada. Por el contrario, a partir de la correlación de las variables se demostró que el volumen puede ser utilizado como una mejor variable que represente el volumen habitable del rizoide (Torres *et al.*, 2015; Orland *et al.*, 2016). Una posible respuesta a este hallazgo puede deberse a que la diversidad de especies y el volumen tiende a tener una mayor relación con los rizoides medianos (Anderson *et al.*, 2005). El diámetro medio del rizoide considera la longitud media de la base del rizoide (medida bidimensional); mientras que el volumen toma en cuenta la totalidad de la forma y complejidad del rizoide (tridimensional). Ante distintas mediciones que se han empleado en discos de adhesión de diferentes especies de huiros, como el diámetro mayor y menor, la altura o elevación, perímetro, y peso húmedo (Aller-Rojas *et al.*, 2020; Cevallos *et al.*, 2024; Vásquez y Santelices, 1984; Vega, 2016) y las empleadas en el presente estudio (volumen y diámetro medio), es necesario estandarizar una medida que se ajuste mejor a la morfología del rizoide de *M. pyrifera*, que permita relacionar la composición de especies de manera más confiable. Esto es necesario para mejorar la comprensión de la dinámica de las comunidades en los ecosistemas de bosques de macroalgas de diferentes especies y, con ello, establecer herramientas que permitan una adecuada gestión y manejo de estos ambientes como potenciales ecosistemas protegidos (Guardia-Luzon y Avila-Peltroche, 2024; Pessarrodona *et al.*, 2023), sabiendo que la fauna asociada a las macroalgas es un indicador sensible que puede conducir a modelos predictivos de varios tipos de estrés en entornos costeros poco profundos.

En el presente estudio, se proporciona un listado de 63 taxa de macroinvertebrados que dependen de la disponibilidad del hábitat tridimensional brindado por los rizoides de *M. pyrifera* en la ensenada El Chuncho. Dado que la abundancia de organismos y la riqueza de especies no tuvieron correlación con el diámetro medio, pero sí con el volumen de los rizoides, concluimos que la medición del diámetro como variable morfométrica no podría considerarse como método no invasivo en futuras investigaciones. Sin embargo, la utilización del volumen del rizoide como variable predictiva es recomendable para

posteriores estudios de interacción e influencia sobre la fauna asociada. Sugerimos que futuros estudios analicen parámetros ecológicos dentro de los bosques submareales a lo largo de una gradiente latitudinal y batimétrica en el margen costero del Perú, considerando el posible efecto de la estacionalidad. Hacemos estas recomendaciones para que puedan ser incorporadas en la legislación, normativa y protocolos de muestreo de macroalgas en el Perú, con el fin de incrementar los esfuerzos de conservación y la gestión sostenible de los bosques de macroalgas del Gran Ecosistema de la Corriente de Humboldt.

Una reciente revisión de la legislación de macroalgas en el Perú insta a fortalecer la gobernanza de estos biorrecursos con una visión ecosistémica, lo cual incluye la valuación económica de los servicios que proveen. Los huirales frente a nuestras costas ofrecen servicios ecosistémicos de soporte (hábitat, biodiversidad), regulación (captura de carbono, reciclamiento de nutrientes, dispersión larval), provisión (alimento, biocompuestos) y cultural (recreacional, paisaje) (Cevallos *et al.*, 2024; Cuba *et al.*, 2022). Ante posibles perturbaciones de origen antropogénico como el deterioro y reducción de cobertura de bosques submareales (Tamburello *et al.*, 2022), la protección y conservación de estos hábitats que mantienen la biodiversidad marina, incluyendo especies de importancia comercial (Aller-Rojas *et al.*, 2020; Almanza *et al.*, 2012), debería priorizarse en la planificación y gestión de ambientes marinos.

El huiro flotador *M. pyrifera* es un biorrecurso objetivo en la industria extractiva de macroalgas; por ello, se requiere una gestión que considere la estructura comunitaria asociadas a estos huirales, para así tener una gestión holística del ecosistema. Por otro lado, los esporófitos del huiro flotador también son utilizados por pescadores artesanales para complementar artes de pesca en altamar enfocadas en capturar las ovas del pez volador (familia Exocoetidae) en la zona centro-sur del Perú (observación personal). Los peces voladores inician el proceso de desove al identificar sustratos flotantes compuestos de esteras (hechas de materiales como el junco) y huiro flotador. Simultáneamente, los pescadores capturan algunos peces voladores como carnada y la colocan en espineles para capturar peces depredadores como el perico (*Coryphaena hippurus*). Esta técnica no ha sido documentada oficialmente, y se conoce principalmente por comunicación personal con pescadores de la zona sur del Perú. Debido a que es ampliamente desconocida, no existe legislación ni control que regule la utilización de las macroalgas para este tipo de extracción de otros biorrecursos, lo cual es un riesgo desde el punto de vista de la conservación marina y gestión de recursos hidrobiológicos.

El Plan Maestro de la Reserva Nacional Sistema de Islas, Islotes y Puntas Guaneras (RNSIIPG) 2016-2020 (Sernanp, 2016) identifica al huiro flotador *M. pyrifera*

como elemento de conservación prioritario únicamente en los polígonos correspondientes a la zona sur del Perú, mas no en la zona centro. Estudios submareales realizados en islas Pachacamac (12.3°S) e isla Asia (12.79°S), polígonos protegidos dentro de la RNSIIPG ubicados en el departamento de Lima (Perú central), indican la presencia de parches de poblaciones del huido flotador (observación personal, BM). Si bien la zona evaluada en el presente estudio (isla Chilca de Pucusana, 12.47°S) no es un polígono protegido por el Estado, esta se encuentra latitudinalmente entre ambos polígonos previamente mencionados, lo que podría indicar que cumplen un rol similar, o quizás albergan incluso mayor diversidad de macroinvertebrados. Por ello, recomendamos que la siguiente versión del Plan Maestro de la Reserva RNSIIPG incluya como elemento de conservación prioritario al huido flotador *M. pyrifera*. De esta manera se protege indirectamente a los ensambles de invertebrados asociados a estos importantes ecosistemas de carbono azul, cuyos servicios ecosistémicos aún requieren ser estudiados a nivel regional (Pessarrodona *et al.* 2023).

### Contribución de autoría

EF: formulación del proyecto, muestreo biológico, procesamiento de las muestras, identificación de organismos, conceptualización, metodología, redacción, edición y revisión del manuscrito

AI: formulación del proyecto, muestreo biológico, identificación de organismos, edición del manuscrito

SG: formulación del proyecto, procesamiento de las muestras, edición del manuscrito, revisión del manuscrito

BM: conceptualización, metodología, identificación de organismos, redacción, edición y revisión del manuscrito

### Fuente de financiamiento

Autofinanciado.

### Conflictos de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

### Agradecimientos

Para llevar a cabo la investigación se contó con el permiso de colecta otorgado por el Ministerio de Producción del Perú (PRODUCE) mediante la Resolución Directoral 00253-2020-PRODUCE/DGPCHDI. Los autores agradecen al Blgo. Víctor Moscoso Villacorta, a la MSc. Isabel Carmona y a la Blga. Luzmila Rodríguez Quispe, quienes apoyaron en la identificación de crustáceos decápodos, moluscos, poliquetos y anfípodos, respectivamente. Por último, extendemos los agradecimientos al MSc. Angelo Gómez, por sus comentarios y sugerencias para enriquecer el manuscrito.



## Referencias bibliográficas

- Adami, M. L. y Gordillo, S. (1999). «Structure and dynamics of the biota associated with *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyta) from the Beagle Channel, Tierra del Fuego». *Scientia Marina*, 63(S1). Disponible en: <https://doi.org/10.3989/scimar.1999.63s1183>
- Alamo, V. y Valdivieso, V. (1997). *Lista sistemática de moluscos marinos del Perú*. Callao: Imarpe. Disponible en: <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/1436>
- Aller-Rojas, O., Moreno, B., Aponte, H. y Zavala, J. (2020). «Carbon storage estimation of *Lessonia trabeculata* kelp beds in Southern Peru: An analysis from the San Juan de Marcona región». *Carbon Management*, 11(5), pp. 525-532. Disponible en: <https://doi.org/10.100/17583004.2020.1808765>
- Almanza, V., Buschmann, A. H., Hernández-González, M. C. y Henríquez, L. A. (2012). «Can giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) forests enhance invertebrate recruitment in southern Chile?». *Marine Biology Research*, 8(9), pp. 855-864. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/17451000.2012.692159>
- Alsaffar, Z., Pearman, J. K., Cúrdia, J., Ellis, J., Calleja, M. L., Ruiz-Compean, P., Roth, F., Villalobos, R., Jones, B. H., Morán, X. a. G. y Carvalho, S. (2020). «The role of seagrass vegetation and local environmental conditions in shaping benthic bacterial and macroinvertebrate communities in a tropical coastal lagoon». *Scientific Reports*, 10(1), 13550. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70318-1>
- Arroyo, N. L., Aarnio, K. y Bonsdorff, E. (2006). «Drifting algae as a means of re-colonizing defaunated sediments in the baltic sea. A short-term microcosm study». *Hydrobiologia*, 554(1), pp. 83-95. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1008-5>
- Avila-Peltroche, J. y Villena-Sarmiento, G. (2022). «Analysis of Peruvian seaweed exports during the period 1995-2020 using trade data». *Botanica Marina*, 65(3), pp. 209-220. Disponible en: <https://doi.org/10.1515/bot-2022-0002>
- Anderson, M. J., Diebel, C. E., Blom, W. M. y Landers, T. J. (2005). «Consistency and variation in kelp holdfast assemblages: spatial patterns of biodiversity for the major phyla at different taxonomic resolutions». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320(1), pp. 35-56.
- Carbajal, P., Gamarra Salazar, A., Moore, P. J. y Pérez-Matus, A. (2021). «Different kelp species support unique macroinvertebrate assemblages, suggesting the potential community-wide impacts of kelp harvesting along the Humboldt Current System». *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 32(1), pp. 14-27. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/aqc.3745>
- Carranza, D. M., Stotz, G. C., Vásquez, J. A. y Stotz, W. B. (2024). «Trends in the effects of kelp removal on kelp populations, herbivores, and understory algae». *Global Ecology and Conservation*, 49, e02805. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02805>
- Cevallos, B., Aller-Rojas, O., Aponte, H. y Moreno, B. (2024). «Carbon capture by stipitate kelp forests in Peru: insights from population assessments of *Lessonia trabeculata* at 15°S». *Journal of Applied Phycology*, 36(5), pp. 3057-3076. Disponible en: <https://cris.cientifica.edu.pe/en/publications/carbon-capture-by-stipitate-kelp-forests-in-peru-insights-from-po>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. y Ellison, A. M. (2014). «Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies». *Ecological Monographs*, 84(1), pp. 45-67. Disponible en: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Clarke, K. R. y Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. (2.ª ed.). Plymouth: Primer-E.
- Cuba, D., Guardia-Luzon, K., Cevallos, B., Ramos-Larico, S., Neira, E., Pons, A. y Avila-Peltroche, J. (2022). «Ecosystem services provided by kelp forests of the Humboldt Current System: A comprehensive review». *Coasts*, 2(4), Article 4. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/coasts2040013>
- De León, A., Bastida-Zavala, R., Carrera-Parra, L. F., García, M., Peña-Rivera, A., Salazar-Vallejo, S. y Solís-Weiss, V. (2009). *Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México y América tropical*. Monterrey: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Dietz, L., Arango, C. P., Dömel, J. S., Halanych, K. M., Harder, A. M., Held, C., Mahon, A. R., Mayer, C., Melzer, R. R., Rouse, G. W., Weis, A., Wilson, N. G. y Leese, F. (2015). «Regional differentiation and extensive hybridization between mitochondrial clades of the Southern Ocean giant sea spider *Colossendeis megalonyx*». *Royal Society Open Science*, 2(7), 140424. Disponible en: <https://doi.org/10.1098/rsos.140424>
- Dömel, J. S., Melzer, R. R., Harder, A. M., Mahon, A. R. y Leese, F. (2017). «Nuclear and mitochondrial gene data Support recent radiation within the sea spider species complex *Pallenopsis patagónica*». *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4. Disponible en: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2016.00139>
- Friedlander, A. M., Ballesteros, E., Caselle, J. E., Gaymer, C. F., Palma, A. T., Petit, I., Varas, E., Wilson, A. M. y Sala, E. (2016). «Marine Biodiversity in Juan Fernández and Desventuradas Islands, Chile: Global Endemism Hotspots». *PLOS ONE*, 11(1), e0145059. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145059>
- Gibson, R. N., Atkinson, R. J. A. y Gordon, J. D. M. (2007). *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review. Volume 45*. Boca Ratón: CRC Press.
- Gouraguine, A., Moore, P., Burrows, M. T., Velasco, E., Ariz, L., Figueroa-Fábrega, L., Muñoz-Cordovez, R., Fernandez-Cisternas, I., Smale, D. y Pérez-Matus, A. (2021). «The intensity of kelp harvesting shapes the population structure of the foundation species *Lessonia trabeculata* along the Chilean coastline». *Marine Biology*, 168(5), 66. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00227-021-03870-7>
- Guardia-Luzon, K. y Avila-Peltroche, J. (2024). «Estado de conocimiento sobre la legislación de macroalgas en el Perú». *South Sustainability*, 5(2), e104. Disponible en: <https://revistas.cientifica.edu.pe/index.php/southsustainability/article/view/1909>
- Guerra-García, J. M. y Thiel, M. (2001). «La fauna de caprélidos (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) de la costa de Coquimbo, centro-norte de Chile, con una clave taxonómica para la identificación de las especies». *Revista Chilena de Historia Natural*, 74(4), pp. 873-883. Disponible en: <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2001000400014>
- Thiel, M. y Vásquez, J. A. (2000). «Are kelp holdfasts islands on the ocean floor? — Indication for temporarily closed aggregations of peracarid crustaceans». En: M. B. Jones, J. M. N. Azevedo, A. I. Neto, A. C. Costa y A. M. F. Martins (eds.), *Island, ocean and deep-sea biology* (pp. 45-54). Heidelberg: Springer Netherlands. Disponible en: [https://doi.org/10.1007/978-94-017-1982-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-94-017-1982-7_5)
- Hooker, Y., Solís-Marín, F. A. y Llellish, M. (2005). «Equinodermos de las Islas Lobos de Afuera (Lambayeque, Perú)». *Revista Peruana de Biología*, 12(1), pp. 77-82.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan P. D. (2001). «PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis». *Palaeontologia Electronica*, 4(1).

- Lleellish, M., Fernández, E. y Hooker, Y. (2001).** Disturbancia del bosque submareal de *Macrocystis pyrifera* durante El Niño 1997-1998 en la Bahía de Pucusana. En: K. Alveal y T. Antezana (eds.), *Sustentabilidad de la biodiversidad un problema actual: bases científico-técnicas, teorizaciones y proyecciones* (pp. 331-350). (1.ª ed.). Concepción: Universidad de Concepción. Disponible en: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4609.4248>
- Miller, L. (1973).** «Intertidal Mollusks of Iquique, Chile». Disponible en: <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=PASCAL7336012044>
- Miller, R. J., Lafferty, K. D., Lamy, T., Kui, L., Rassweiler, A. y Reed, D. C. (2018).** «Giant kelp, *Macrocystis pyrifera*, increases faunal diversity through physical engineering». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1874), 20172571. Disponible en: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2571>
- Morales, R. N. (2023).** *Variabilidad de la estructura comunitaria de macroinvertebrados asociados a los rizoides de Eisenia cokeri M. A. Howe (Laminariales: Phaeophyceae) en la región Áncash, Perú.* [Tesis de grado en Biología en Agricultura, Universidad del Santa]. Disponible en: <http://repositorio.uns.edu.pe/handle/20.500.14278/4330>
- Morris, R. L., Graham, T. D. J., Kelvin, J., Ghisalberti, M. y Swearer, S. E. (2020).** «Kelp beds as coastal protection: Wave attenuation of *Ecklonia radiata* in a shallow coastal bay». *Annals of Botany*, 125(2), pp. 235-246. Disponible en: <https://doi.org/10.1093/aob/mcz127>
- Moscoso, V. (2013).** *Clave para identificación de crustáceos decápodos y estomatópodos del Perú.* Boletín. Instituto del Mar del Perú, 28(1-2). Disponible en: <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/2194>
- Murúa, P., Edrada-Ebel, R., Muñoz, L., Soldatou, S., Legrave, N., Müller, D. G., Patiño, D. J., van West, P., Küpper, F. C., Westermeier, R., Ebel, R. y Peters, A. F. (2020).** «Morphological, genotypic and metabolomic signatures confirm interfamilial hybridization between the ubiquitous kelps *Macrocystis* (Arthrothamnaceae) and *Lessonia* (Lessoniaceae)». *Scientific Reports*, 10(1), Article 1. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65137-3>
- Murúa, P., Müller, D. G., Patiño, D. J. y Westermeier, R. (2017).** «Giant kelp vegetative propagation: Adventitious holdfast elements rejuvenate senescent individuals of the *Macrocystis pyrifera* "integriifolia" ecomorph». *Journal of Phycology*, 53(1), pp. 230-234. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/jpy.12493>
- Orland, C., Queirós, A. M., Spicer, J. I., McNeill, C. L., Higgins, S., Goldworthy, S., Zananiri, T., Archer, L. y Widdicombe, S. (2016).** «Application of computer-aided tomography techniques to visualize kelp holdfast structure reveals the importance of habitat complexity for supporting marine biodiversity». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 477, pp. 47-56. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.01.003>
- Pacheco, A. y Garate, A. (2005).** «Bioincrustantes en estructuras de cultivo de *Argopecten purpuratus* en Bahía Samanco, Perú». *Ecología Aplicada*, 4(1-2), pp. 150-152.
- Pessarrodona, A., Franco-Santos, R. M., Wright, L. S., Vanderklift, M. A., Howard, J., Pidgeon, E., Wernberg, T. y Filbee-Dexter, K. (2023).** «Carbon sequestration and climate change mitigation using macroalgae: a state of knowledge review». *Biological Reviews*, 98, pp. 1945-1971. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/brv.12990>
- R Core Team. (2020).** «R: A language and environment for statistical computing». Viena: R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: <https://www.R-project.org/>
- Ríos, C., Arntz, W. E., Gerdes, D., Mutschke, E. y Montiel, A. (2007).** «Spatial and temporal variability of the benthic assemblages associated to the holdfasts of the kelp *Macrocystis pyrifera* in the Straits of Magellan, Chile». *Polar Biology*, 31(1), pp. 89-100. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00300-007-0337-4>
- Romero, L., Paredes, C. y Chavez, R. (1988).** «Estructura de la macrofauna asociada los Rizoides de *Lessonia* sp. (Laminariales, Phaeophyta)». Boletín. Instituto del Mar del Perú, volumen extraordinario. Disponible en: <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/1093>
- Ronowicz, M., Kukliński, P. y Włodarska-Kowalczyk, M. (2018).** «Diversity of kelp holdfast-associated fauna in an Arctic fjord - Inconsistent responses to glacial mineral sedimentation across different taxa». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 205, pp. 100-109. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.01.024>
- Sorte, C. J. B., Davidson, V. E., Franklin, M. C., Benes, K. M., Doellman, M. M., Etter, R. J., Hannigan, R. E., Lubchenco, J. y Menge, B. A. (2017).** «Long-term declines in an intertidal foundation species parallel shifts in community composition». *Global Change Biology*, 23(1), pp. 341-352. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/gcb.13425>
- Thiel, M. y Vásquez, J. A. (2000).** «Are kelp holdfasts islands on the ocean floor? - Indication for temporarily closed aggregations of peracarid crustaceans». En: M. B. Jones, J. M. N. Azevedo, A. I. Neto, A. C. Costa y A. M. F. Martins (eds.), *Island, ocean and deep-sea biology* (pp. 45-54). Heidelberg: Springer Netherlands. Disponible en: [https://doi.org/10.1007/978-94-017-1982-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-94-017-1982-7_5)
- Tamburello, L., Chiarore, A., Fabbrizzi, E., Colletti, A., Franzitta, G., Grech, D., Rindi, F., Rizzo, L., Savinelli, B. y Frascetti, S. (2022).** «Can we preserve and restore overlooked macroalgal forests?». *The Science of the total environment*, 806(Pt 4), 150855. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150855>
- Teagle, H., Hawkins, S. J., Moore, P. J. y Smale, D. A. (2017).** «The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492, pp. 81-98. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.017>
- Teagle, H., Moore, P. J., Jenkins, H. y Smale, D. A. (2018).** «Spatial variability in the diversity and structure of faunal assemblages associated with kelp holdfasts (*Laminaria hyperborea*) in the northeast Atlantic». *PLOS ONE*, 13(7), e0200411. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200411>
- Thomson, J. A., Burkholder, D. A., Heithaus, M. R., Fourqurean, J. W., Fraser, M. W., Statton, J. y Kendrick, G. A. (2015).** «Extreme temperatures, foundation species, and abrupt ecosystem change: An example from an iconic seagrass ecosystem». *Global Change Biology*, 21(4), pp. 1463-1474. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/gcb.12694>
- Torres, A. C., Veiga, P., Rubal, M. y Sousa-Pinto, I. (2015).** «The role of annual macroalgal morphology in driving its epifaunal assemblages». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 464, pp. 96-106. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2014.12.016>
- Uribe, R. A., Smale, D. A., Morales, R., Aleman, S., Atoche-Suclupe, D., Burrows, M. T., Earp, H. S., Hinojosa, J. D., King, N. G., Perea, A., Pérez-Matus, A., Smith, K. y Moore, P. J. (2024).** «Spatiotemporal variability in the structure and diversity of understory faunal assemblages associated with the kelp *Eisenia cokeri* (Laminariales) in Peru». *Marine Biology*, 171(2), 62. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00227-023-04334-w>
- Vásquez, J. y Santelices, B. (1984).** «Comunidades de macroinvertebrados en discos adhesivos de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en Chile central». *Revista Chilena de Historia Natural*, 57, pp. 131-154.
- Vega, J. M. A. (2016).** «Fauna asociada a discos de adhesión del complejo *Lessonia nigrescens*: ¿Es un indicador de integridad ecológica en praderas explotadas de huiró negro, en el norte de Chile?». *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(3), pp. 623-637.



**Velasco-Charpentier, C., Pizarro-Mora, F., Navarro, N. P. y Valdivia, N. (2021).** «Disentangling the links between habitat complexity and biodiversity in a kelp-dominated subantarctic community». *Ecology and Evolution*, 11(3), pp. 1214-1224. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/ece3.7100>

**Villouta, E. y Santelices, B. (1984).** «Estructura de la comunidad submareal de *Lessonia* (Phaeophyta, laminariales) en Chile norte y central». *Revista Chilena de Historia Natural*, 57, pp. 111-122. Disponible en: <https://rchn.biologiachile.cl/pdfs/1984/2/Villouta & Santelices 1984.pdf>

**Volage, F., Hamel, J.-F. y Mercier, A. (2021).** «Population structure, habitat preferences, feeding strategies, and diet of the brittle star *Ophiopholis aculeata* in nearshore and offshore habitats of the northwest Atlantic». *Invertebrate Biology*, 140(3), e12346. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/ivb.12346>

**Winkler, N. S., Pérez-Matus, A., Villena, Á. A. y Thiel, M. (2017).** «Seasonal variation in epifaunal communities associated with giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) at an upwelling-dominated site». *Austral Ecology*, 42(2), pp. 132-144. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/aec.12407>