

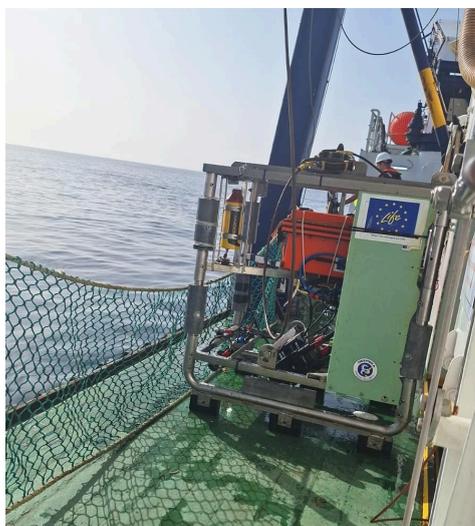
Las comunidades bentónicas del circalitoral en el sureste de Fuerteventura, Canarias.

Benthic circalittoral communities in the Southeast coast of Fuerteventura, Canary Island.

Abraham Herrera Blanco.

Máster en Biología Marina: biodiversidad y
conservación.

Julio, 2024.



Vehículo remolcado TASIFE.



Viminella flagellum (Johnson, 1863)

El **Dra. Sabrina Clemente Martín**, Profesor Titular de la Universidad de La Laguna y el **Dra. Laura Martín García** investigadora de OPIS en el Centro Oceanográfico de Canarias (IEO-CSIC), como Tutor Académico y Tutor Externo, respectivamente,

DECLARAN:

Que la memoria presentada por **D. Abraham Herrera Blanco** titulada “**Las comunidades bentónicas del circalitoral en el sureste de Fuerteventura, Canarias**”, ha sido realizada bajo su dirección y consideran que reúne todas las condiciones de calidad y rigor científico requeridas para optar a su presentación como Trabajo de Fin de Máster, en el Máster Oficial de Postgrado de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación de la Universidad de La Laguna, curso académico 2023-2024.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firman el presente informe favorable en San Cristóbal de La Laguna a 7 de julio de 2024.

CLEMENTE
MARTIN MARIA
SABRINA -
78700248K

Firmado
digitalmente por
CLEMENTE MARTIN
MARIA SABRINA -
78700248K

Fdo. **Dra. Sabrina Clemente Martín**

MARTIN
GARCIA
LAURA -
43826412G

Digitally signed
by MARTIN
GARCIA LAURA
- 43826412G
Date:
2024.07.07
18:41:18 +01'00'

Fdo. **Dra. Laura Martín García**

- RESUMEN

Los hábitats de profundidad, como bosques de coral y grandes agregaciones de esponjas, están declarados por la FAO como Ecosistemas Marinos Vulnerables y, en muchos casos, la información disponible es escasa. Con la finalidad de ampliar el conocimiento sobre estos ambientes en Canarias, se realizaron muestreos visuales de las comunidades bentónicas del circalitoral (entre 70 y 600 m) en las afueras de la Zona de Especial Conservación de las Playas de Sotavento de Jandía, Fuerteventura mediante material de vídeo obtenido con cámara remolcada. Por otro lado, también se tomaron datos batimétricos mediante una sonda multihaz, a partir de los cuales se pudieron calcular otras variables ambientales sobre la topografía del fondo (pendiente, rugosidad, índices de orientación, e índices de posición batimétrica) y la naturaleza del sustrato (la reflectividad). El análisis multivariante de esta información geo-referenciada distinguió las diferentes agrupaciones biológicas presentes en el área de estudio, destacando las representadas por el cnidario *Stichopathes gracilis*, las esponjas de la familia Axinellidae y la escleractinia *Anomocora fecunda*, siendo estos tres taxa los más abundantes registrados. Los análisis también mostraron que el octocoral *Viminella flagellum* tiene una menor importancia en el ecosistema, siendo menos abundante y presentando un modelo de distribución más restringido. Por el contrario, la scleractinia *Anomocora fecunda* fue determinante en la caracterización de las agrupaciones biológicas, con un papel de especie dominante y un modelo de distribución más amplio. Es necesaria la comparación de estos resultados con otras regiones del archipiélago para obtener unos resultados más concluyentes sobre estos ecosistemas de Canarias.

- **Palabras clave:** Macaronesia, ecología, modelado de hábitat, *Anomocora fecunda*, *Viminella flagellum*.

- ABSTRACT

Deep sea habitats such as coral forests and dense aggregations of sponges are considered Vulnerable Marine Ecosystems by the FAO and, in many cases, available information is scarce. With the aim of improving current knowledge about these environments in the Canary Island, visual surveys were conducted on benthic circalittoral communities (70-600m) in the Special Conservation Zone of Playas de Sotavento de Jandía in Fuerteventura using video material obtained by a towed vehicle, equipped with a camera. Bathymetric data was obtained using a multibeam probe from which other environmental variables regarding the bottom's topography (slope, roughness, orientation indexes and Bathymetric Position Indexes) and the nature of the substrate (reflectivity) were calculated. Multivariate analyses of this geolocated information showed the different biological associations present in the study area represented mainly by the cnidaria *Stichopathes gracilis*, sponges from the *Axinellidae* family and the scleractinia coral *Anomocora fecunda*, with these three taxa being the most abundant registered in the study area. Results showed the octocoral *Viminella flagellum* having a minor importance in this ecosystem with lower abundance and a restrictive distribution model. On the other hand, *Anomocora fecunda* was key in characterising the communities and played a more dominant role, with a broader distribution model and the second highest abundance from all taxa registered. In order to obtain more conclusive information on these ecosystems in the Canary Islands, comparing with data from other regions from the Archipelago is imperative.

- **Key words:** Macaronesia, ecology, habitat modeling, *Viminella flagellum*, *Anomocora fecunda*.

1. INTRODUCCIÓN:	1
2. OBJETIVOS.	6
3. MATERIAL Y MÉTODOS:	6
3.1. Área de estudio:	6
3.2. Metodología de muestreo y procesado de datos:	7
3.3. Análisis estadístico:	10
3.3.1. Análisis de la comunidad.	10
3.3.1.1. Análisis de coocurrencia:	10
3.3.1.2. Análisis de relaciones entre especies	10
3.3.2. Modelos de distribución:	11
4. RESULTADOS.	11
4.1. Procesado de datos:	11
4.1.1. Datos biológicos.	11
4.1.2. Datos ambientales:	19
4.2. Análisis de la comunidad:	22
4.2.1. Análisis de co-ocurrencia:	22
4.2.2. Análisis de la comunidad:	24
4.3. Modelos de distribución:	28
4.3.1. Selección de variables predictoras:	28
4.3.2. Modelado y evaluación:	30
5. DISCUSIÓN:	31
6. CONCLUSIONES	35
6. CONCLUSIONS:	35
7. REFERENCIAS:	36

1. INTRODUCCIÓN:

En años recientes, la preocupación por conservar especies y hábitats marinos ha aumentado; sin embargo la información disponible de gran parte de los hábitats más vulnerables no es suficiente para evaluar correctamente el estado de conservación de éstos. En los ecosistemas profundos esto es especialmente cierto, debido a una mayor dificultad técnica y una necesidad de invertir más recursos para su estudio (Rodríguez-Basalo et al., 2022). De hecho, el océano constituye un 70% de la superficie del planeta y más del 50% del mismo supera los 3000 m de profundidad, con una profundidad promedio de 3800 m aproximadamente. El océano profundo es un hábitat caracterizado por la ausencia de luz solar y, por tanto, la incapacidad de que exista producción primaria vía fotosíntesis. Se sitúa generalmente a partir de los 200 m, umbral de profundidad que varía a nivel regional con la turbidez del agua pero usualmente coincide con la transición del litoral al talud, caracterizado por un gran aumento en la inclinación del terreno (Tyler et al., 2016). Este ambiente constituye el mayor bioma existente en el planeta, con más de 300 km² de suelo y mil millones de km³ de agua (Ramírez-Llodra, 2020). Pese a que existen mapas de profundidad a gran escala para todo el fondo oceánico, únicamente un 0,0001% ha sido físicamente muestreado u observado (Ramírez-Llodra et al., 2010).

Tradicionalmente, la información obtenida sobre los ecosistemas profundos provenía de capturas accidentales en pesquerías de profundidad o muestras extraídas del sustrato a través de métodos invasivos como las dragas. Hasta una cierta profundidad, es posible desarrollar un muestreo *in situ* mediante buceadores profesionales, lo cual permite obtener imágenes o vídeos nítidos en condiciones adversas, o una mayor atención a detalles relevantes (Tessier et al., 2005; Lam et al., 2006) y favorecer identificaciones más precisas. Estas metodologías implican ciertas consideraciones de seguridad que se deben tomar para la realización de inmersiones seguras (mínimo tiempo a profundidad máxima, precauciones frente a descompresión u otros problemas que pudieran surgir) que limitan la profundidad de los muestreos y la eficiencia para obtener una buena cobertura espacial y replicación de los mismos (Lam et al., 2006; Lindfield et al., 2014).

En las últimas décadas se han desarrollado técnicas de muestreo no invasivo que permiten el estudio del océano profundo, evitando el impacto sobre el ecosistema y la destrucción de hábitats. Este tipo de técnicas requieren del empleo de equipos de muestreo

avanzados, así como de personal altamente cualificado, pero permiten cubrir áreas de estudio más extensas de forma no presencial, además de datos ambientales con alta cobertura y fiabilidad. Entre estos métodos destacan los métodos acústicos para el mapeo de los fondos y las técnicas de fotogrametría para la caracterización de la biota, los cuales han permitido un avance considerable en el conocimiento en estas áreas más inaccesibles (Danovaro et al., 2014). El uso de vídeos como técnica de muestreo no invasiva, obtenidos mediante el uso vehículos remotamente operados (ROV) o remolcados (Assis et al., 2007; Pacunski et al., 2008; Foster et al., 2014), ha permitido obtener una gran cantidad de datos de una forma eficiente e incluso la elaboración de galerías de archivos de vídeo semipermanentes (Lam et al. 2006), que han favorecido la identificación de especies pero también obtener una gran cantidad de información ecológica sobre las especies, su comportamiento, las relaciones intra e interespecíficas y con el medio. Sus principales limitaciones derivan de la falta de muestras directas para confirmar las identificaciones de especies observadas en las imágenes, aunque los propios ROVs pueden tomar muestras de una manera poco invasiva (Buhl-Mortensen et al., 2012; Ríos et al., 2020). Por otro lado, estas técnicas resultan poco eficientes en la detección de especies con tamaños pequeños, favoreciendo el registro de aquellas especies con un porte más prominente o mayor densidad poblacional a nivel local al cubrir un mayor área (Langlois et al., 2010; Mallet et al., 2014). Esta facilidad de registro de especies con mayor cobertura de área determina que este tipo de muestreo sea más apropiado para estudios a escalas espaciales mayores. En cualquier caso, el uso de vídeos como herramienta de muestreo permite la creación de archivos que sirven como testimonio del estado de estos ecosistemas que no habían sido previamente observados, para su futuro uso como material comparativo, para evaluar su evolución y los posibles cambios o impactos que sufran estos hábitats (Boavida et al., 2016).

El estudio de las comunidades bentónicas de profundidad (circalitoral - batial) es especialmente importante, ya que están compuestas de especies involucradas en el intercambio de energía entre los ecosistemas bentónicos y pelágicos. Los organismos filtradores que estructuran estos hábitats asimilan en sus tejidos moléculas orgánicas, liberando posteriormente esta materia orgánica que queda disponible para la fauna pelágica (Rossi et al., 2017). Por otro lado, los ecosistemas formados por estas especies bentónicas estructuralmente complejas fomentan la creación de microhábitats (Tissot et al., 2006), que pueden ser empleados por otras especies como refugio frente a depredadores, como lugares de desove o incluso como sustrato de fijación para las fases larvarias de especies sésiles (Bett

y Rice, 1992; Fosså et al., 2002; Reed, 2002; Henkel y Pawlik, 2005). Estos factores crecen en importancia a mayor profundidad, donde la heterogeneidad en las condiciones ambientales casi desaparece (Buhl-Mortensen, 2010) y la variabilidad aportada por las especies estructurantes resulta clave. De hecho, en ocasiones se han observado mayores densidades y diversidad en la fauna de estos ecosistemas con hábitats de origen biológico que en otros ecosistemas circundantes (Mortensen et al., 1995; Krautter et al., 2001; Costello et al., 2005). De acuerdo con lo comentado, se han llevado a cabo múltiples estudios sobre la distribución y caracterización ambiental de estas comunidades dominadas por esponjas (Ramiro-Sánchez et al., 2019; Ríos et al., 2020; Rodríguez-Basalo et al., 2021) y corales (Guinan et al., 2009; Lo Iacono et al., 2019; Morato et al., 2020). Por ejemplo, a nivel nacional, se ha detectado en el área rocosa del circalitoral Cantábrico una comunidad caracterizada por el coral amarillo *Dendrophyllia cornigera* (Lamarck, 1816) y la esponja *Phakellia ventilabrum* (Linnaeus, 1767) (Sánchez et al., 2008), posteriormente siendo detectada esta composición de comunidades en zonas de parches rocosos entre sustratos blandos en las Islas Canarias (González-Porto et al., 2014). Además, se han llevado a cabo múltiples estudios sobre estos ambientes al este del Atlántico, desde las costas de África (Mustapha et al., 2002), los archipiélagos de la Macaronesia, como Azores y Canarias (Mano, 2019); hasta las costas del noroeste de la Península Ibérica y la plataforma continental de las costas portuguesas (Martins et al., 2014; Mourguiart et al., 2018; Rodríguez-Basalo et al., 2022); en muchas regiones del Mediterráneo (Borg et al., 1998; Moya et al., 2019); en el canal de Inglaterra (Dauvin et al., 1994) e incluso en las costas de Terra Nova (Cattaneo-Vietti et al., 2000).

Las técnicas indirectas no invasivas son especialmente utilizadas en el estudio de los ecosistemas marinos vulnerables (EMV). Se trata de puntos críticos de biodiversidad, vulnerables a las perturbaciones y con un bajo potencial de recuperación (Ardrón et al. 2014). En la Guía Internacional del Manejo de Pesquerías Profundas en Mar Abierto (FAO, 2009) se define qué criterios se deben tener en consideración al evaluar los ecosistemas marinos vulnerables (EMV) como la fragilidad, complejidad y variedad funcional, incluyendo en estos EMV muchos hábitats profundos como, por ejemplo, montes submarinos, respiraderos hidrotermales y comunidades profundas dominadas por esponjas y corales de aguas frías. Estos hábitats de luz tenue se consideraban ecosistemas en condiciones casi prístinas, aun así, se sabe que se ven sujetos a impactos antropogénicos provenientes, por ejemplo, de pesquerías demersales, contaminación o del cambio climático (Costantini et al., 2013). Esta

especial vulnerabilidad de estos ecosistemas requiere del uso de técnicas mínimamente invasivas para su estudio.

En el Archipiélago canario, mucha de la información disponible sobre estas especies y comunidades bentónicas del circalitoral y batial, utilizando técnicas indirectas, provienen de datos recopilados por el Centro Oceanográfico de Canarias (Instituto Español de Oceanografía) en el marco de diversos proyectos dirigidos a generar información sobre los hábitats profundos (Martínez-Carreño et al., 2020; González-Porto et al., 2020; Martín-García et al., 2022). Estos estudios permitieron conocer los principales hábitats y comunidades bentónicas en Lugares de Interés Comunitario (LIC) y de las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) del archipiélago, su extensión, importancia y representatividad (Falcón et al., 2020, Martín-García et al., 2022), así como algunos impactos humanos observados en estos ambientes (Incera et al., 2024). Algunas comunidades representativas de estos ambientes en las islas son las formadas por corales, como corales negros del orden *Antipatharia*, ‘corales látigo’ como *Viminella flagellum* (Johnson, 1863) y corales escleractinios como *Anomocora fecunda* (Pourtalès, 1871).

El coral *Viminella flagellum* es un octocoral de la familia *Ellisellidae* que habita desde 90 hasta 1000 m de profundidad (Chimienti et al., 2019). Esta especie presenta una distribución Atlanto-Mediterránea, encontrándose en las costas de Marruecos y en los archipiélagos y montes submarinos de la Macaronesia y Cabo Verde. Esta especie se caracteriza por presentar una única rama principal de hasta 3 metros de longitud formada por colonias de crecimiento monopodial, aunque en ocasiones puede presentar una o unas pocas ramificaciones (Carpine y Grasshoff, 1975; Fabricius y Alderslade, 2001; Grasshoff y Bargibant, 2001; Weinberg y Grasshoff, 2003). Sus pólipos son pequeños, cilíndricos y retráctiles; y su sistema de anclaje es plano y discoidal, creando una fuerte fijación sobre sustratos duros. Estos corales con morfología de ‘látigo’ están bien adaptados a condiciones turbulentas, como montes submarinos y taludes gracias a su estructura alargada y elástica, sumada a su robusto sistema de fijación (Genin, 1986). En estos ambientes de alta energía se ha observado en varios estudios la capacidad de *V. flagellum*, y de otros *Octocorallia*, de formar, en condiciones adecuadas, grandes agregaciones uni o multiespecíficas con altas densidades de individuos, conocidas usualmente como bosques de coral (Angiolillo, 2014; Cau, 2015; Giusti, 2017; Ocaña, 2017; Chimienti et al., 2019). Las formaciones de este coral están recogidas como EMV (FAO, 2009) y se cree que juega un papel importante como

especie estructurante formadora de hábitats (Bo et al., 2009), aunque existe escasa información sobre el papel de esta especie en el ecosistema en Canarias, esta especie forma ocasionalmente densas praderas a partir de 350 m de profundidad y alcanzando los 1000 m en algunas localidades de Tenerife (Canarias), asociada a otras especies como *Callogorgia verticillata* (Pallas, 1766) o *Isidella elongata* (Esper, 1788) (Carpine y Grasshoff, 1975; Brito y Ocaña, 2004, OCEANA, 2011). Esta especie suele encontrarse asociada a sustratos rocosos, fragmentos de rocas o conchas de invertebrados que emergen o reposan sobre fondos blandos y detríticos (Giusti et al., 2017). En el Mediterráneo también se ha registrado la presencia de esta especie en un rango de profundidad menor, de 90-250 m aproximadamente, en esta región, la especie fue observada inicialmente en las costas de Baleares, donde con frecuencia forma agregaciones monoespecíficas, aunque también se ha registrado junto a otras especies como *C. verticillata*, *Eunicella verrucosa* (Pallas, 1766), *Paramuricea macrospina* (Koch, 1882) y *Ellisella paraplexauroides* (Stiasny, 1936), entre otros corales (Aguilar et al., 2006; Fourt et al., 2014). Posteriormente comenzó a ser vista en otras costas del Mediterráneo, como en el Estrecho de Sicilia, el Mar de Liguria y el Mar Tirreno (Giusti et al., 2012; Angiolillo et al., 2014; Cau et al., 2015), indicando la posibilidad de que se trate de una especie abundante en el Mediterráneo.

La especie *Anomocora fecunda* es un hexacoral de la familia *Caryophyllidae*, perteneciente al orden *Scleractinia*. Miembro de una familia con amplia diversidad morfológica, incluyendo desde especies de grandes pólipos solitarios a otras coloniales formadoras de arrecifes. Los géneros desprovistos de zooxantelas, como *Anomocora*, suelen ser de especies con individuos solitarios o que forman colonias de aspecto dendrítico (Veron, 1986). Este es el caso de *A. fecunda*, una especie colonial que presenta un coralito cilíndrico y duro que se estrecha hacia la base, con una columela trabecular y en sus septos se pueden observar lóbulos paliformes (Reyes et al., 2010). Presenta una tendencia a desarrollar coralitos nuevos en sus zonas marginales con una consecuente pérdida de la conexión con el individuo principal (Filander et al., 2021), que da ese aspecto dendrítico a las agregaciones de estos escleractinios azooxantelados (Reyes et al., 2009). Esta especie se distribuye a lo largo de ambas vertientes del Atlántico (WoRMS, 2024), estando documentada en la vertiente oeste, incluyendo las costas del Golfo de México (Etnoyer y Cairns, 2017), costas caribeñas como Colombia y Trinidad (Hubbard y Wells, 1986; Urriago et al., 2011; Rojas et al., 2020) y en el Atlántico este, como las costas de Sudáfrica (Filander et al., 2021), la región de la Macaronesia y sus montes submarinos (Piepenburg y Müller, 2004; Jiménez et al., 2014); y

en el Mar de Alborán, al oeste del Mediterráneo (Pardo et al., 2011). Usualmente es encontrada en montes submarinos, fondos rocosos y llanuras, donde alcanza grandes densidades (Piepenburg y Müller, 2004). En las costas de Colombia, se ha propuesto la creación de Áreas Marinas Protegidas (AMP) con énfasis en esfuerzos de conservación sobre *A. fecunda*, al considerarla como una especie formadora de hábitats en las costas del Caribe (Urriago et al., 2011). En el Mediterráneo, esta escleractinia está presente en los montes submarinos, regiones de alta diversidad donde se encuentran otros organismos vulnerables, haciendo de estos ambientes un refugio para especies y comunidades en regresión (Aguilar et al., 2013). Asimismo, en algunas zonas del Mar de Alborán se forman acumulaciones de restos biogénicos de diferentes corales duros, incluyendo *A. fecunda*, en llanuras fangosas y fondos rocosos circundantes a las laderas de montes submarinos, estas acumulaciones generan el asentamiento de una gran biodiversidad de organismos sésiles (Pardo et al., 2011). Sin embargo, tal y como ocurre con *Viminella flagellum*, la información disponible sobre el papel ecológico de esta especie, así como de su relación con otros organismos en estas comunidades profundas es aún muy limitada.

2. OBJETIVOS.

El objetivo principal del presente estudio fue ampliar el conocimiento disponible sobre las comunidades epibentónicas del circalitoral en Canarias. Para ello se planteó, como objetivos específicos:

1. Profundizar en los patrones de distribución de algunas especies y comunidades; y sus roles como formadoras de hábitats para el resto de organismos acompañantes, tomando como especies de interés *V. flagellum* y *A. fecunda*.
2. Estudiar el papel de las variables ambientales sobre la distribución de estas especies, específicamente al sur de la Zona de Especial Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía en Fuerteventura.

3. MATERIAL Y MÉTODOS:

3.1. Área de estudio:

La Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía al sureste de Fuerteventura (Islas Canarias, España) abarca una superficie de 5.461,11 hectáreas y baña el litoral de los municipios de Tuineje y Pájara. Desde septiembre de 2011 se encuentra declarada como ZEC de la Red Natura 2000, la red europea de áreas de

conservación de la biodiversidad que gestiona esta figura de conservación, con la finalidad de impulsar la conservación de los sebadales de la zona, además de hábitats de arrecifes y de algunas especies como la tortuga boba *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), la tortuga verde *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) o el delfín mular, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). La ZEC alcanza una profundidad máxima de 124 m, sin embargo, con la finalidad de estudiar las comunidades bentónicas del circalitoral de esta zona, se extendió el área de trabajo hacia zonas más profundas y alejadas de la costa, donde la mayor profundidad registrada fue de 1340 m (**Figura 1**).

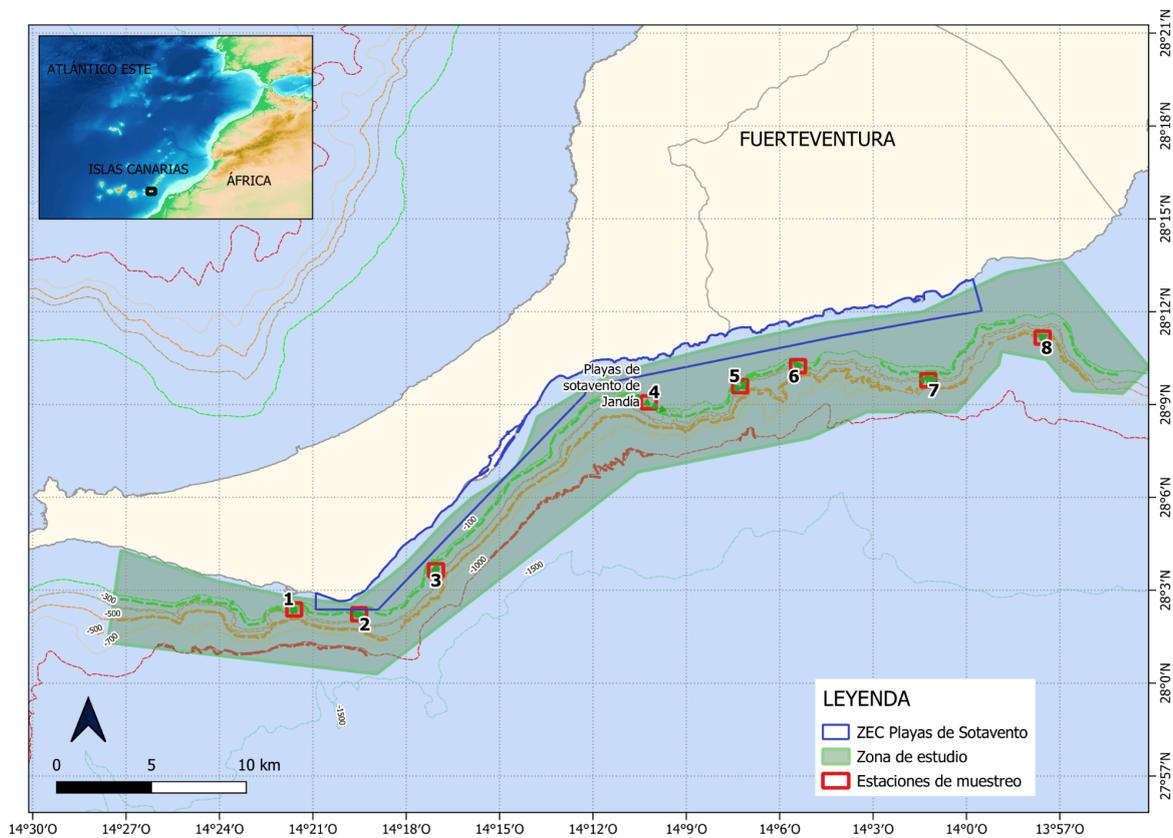


Figura 1: Mapa de localización de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía al sureste de Fuerteventura (Islas Canarias) con la situación del área de estudio y las estaciones de muestreo.

3.2. Metodología de muestreo y procesado de datos:

Los datos de abundancia de especies se obtuvieron durante la campaña CANZEC 1170_2021_leg_2, en el marco del proyecto Estrategias Marinas del Instituto Español de Oceanografía (IEO) y a bordo del buque oceanográfico Ángeles Alvariño. Se trata de un buque oceanográfico de 46,7 m de eslora operado por el IEO y que presenta todo el

equipamiento necesario para la realización de las actividades de investigación durante una campaña oceanográfica.

Los datos de abundancia fueron obtenidos mediante material visual conseguido a través del uso de la cámara remolcada o TASIFE, un dispositivo de grabación equipado para su uso a altas profundidades. El sistema carece de propulsión autónoma, por lo que es remolcado por el barco describiendo un transecto durante 20 minutos a una velocidad de 0,5 nudos, mientras graba a una distancia de 1,5-5 metros del fondo marino aproximadamente. El muestreo se realizó en un total de 8 estaciones, donde se realizaron 4 transectos por estación de muestreo (**Figura 2**), por lo que se realizaron un total de 32 transectos con una longitud aproximada de 200 m. Debido a la longitud de los transectos, cubriendo un rango batimétrico muy amplio, se procedió a dividir cada uno de los transectos en cuatro partes de igual duración (5 minutos), por lo que se obtuvieron 127 unidades de muestreo para los posteriores análisis estadísticos (el cuarto segmento del transecto 1, TR001, no contenía ninguna observación). Además con la finalidad de ayudar a la identificación de algunas especies que no se veían con suficiente claridad en los vídeos del TASIFE y, en general, para tener una visión más completa de los hábitats, en las zonas de muestreo se realizó una exploración con el ROV LIROPUS. El uso de este vehículo de operación remota permite una observación en mayor detalle debido a su capacidad de propulsión autónoma, zoom y mejor resolución; aunque es importante mencionar que debido a dificultades técnicas durante esta campaña se realizaron únicamente 3 muestreos con el ROV.

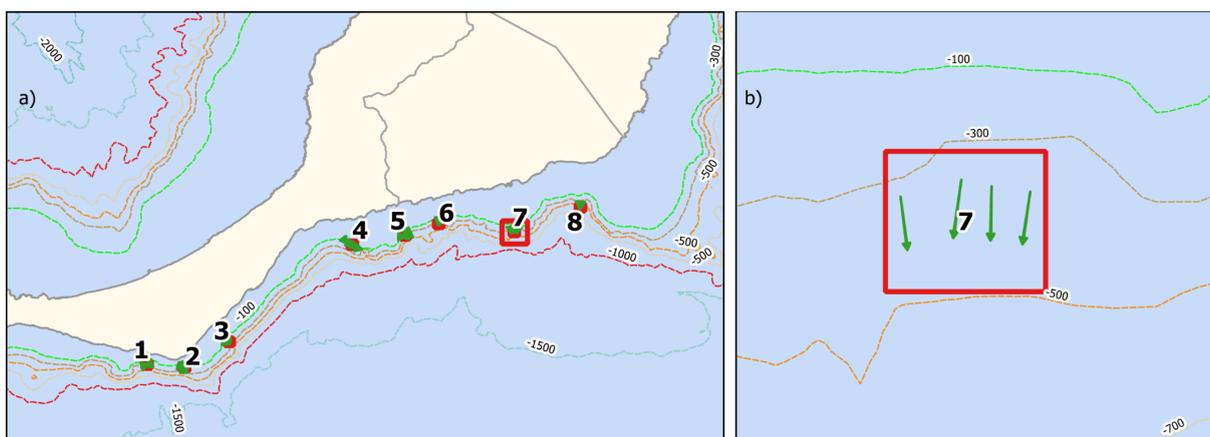


Figura 2: a) Estaciones de muestreo del estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía, resaltando la estación 7. b) Detalle de la estación 7 con los 4 transectos realizados a modo de ejemplo de estación de muestreo.

Los transectos fueron procesados visualmente realizando una identificación y conteo de los individuos de todas las especies que aparecieran en el vídeo. Se anotó el minuto y segundo en el que aparecían, para permitir localizar geográficamente el punto donde se encuentra cada organismo con una resolución de 5 metros. Para ello, se utilizaron unos scripts de R (R Core Team, 2021) que sustituyeron los valores de tiempo de vídeo por coordenadas geográficas que se recogen a través del sistema de posicionamiento del buque, esto permitió localizar los equipos de muestreo (TASIFE y ROV) y registrar toda la información de navegación. Debido a la naturaleza de los muestreos empleando fotogrametría, la identificación de todos los organismos a nivel de especie no fue posible, por lo que se identificaron los taxa al nivel más preciso que permitieron las imágenes sin perder rigurosidad.

Paralelamente a la obtención de los datos de abundancia, se obtuvieron datos ambientales referentes a las características geomorfológicas del fondo empleando una sonda multihaz que registra variables como la reflectividad, la rugosidad o la pendiente del sustrato, así como la orientación y la profundidad de cada punto de muestreo (**Tabla 1**). Con estos datos se generaron capas ráster que pueden ser procesadas utilizando la herramienta QGIS (QGIS.org, 2024), que fue empleada para el manejo de todos los datos asociados a datos de posición y la composición de de los mapas mostrados en este estudio.

Tabla 1: Lista de las variables ambientales utilizadas para el estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía para los análisis, acompañadas de una breve descripción de las mismas.

Variable	Descripción
Batimetría	Profundidad máxima con una resolución de 5 m.
Pendiente	Ratio máximo de cambio en elevación entre un píxel y sus adyacentes, medido en grados de inclinación.
Rugosidad	Medida de complejidad del sustrato. Representa el ratio entre área de superficie y área plana.
Reflectividad	Cantidad de ondas acústicas reflejadas por el fondo. Indica la dureza y rugosidad relativa del sustrato.
“Northness”	Índice de orientación hacia el norte. Varía entre -1 (orientado al sur) y 1 (orientado al norte).

“Eastness”	Índice de orientación hacia el este. Varía entre -1 (orientado al oeste) y 1 (orientado al este).
BPI	Índice de Posición Batimétrica (Bathymetric Position Index). Evaluación cuantitativa de las características del sustrato en su contexto regional o local. Se calcula a escala ancha (factor de escala: 200) y escala fina (factor de escala: 35).

3.3. Análisis estadístico:

3.3.1. Análisis de la comunidad.

3.3.1.1. Análisis de coocurrencia:

Con los datos de las especies registradas en cada sitio de muestreo se llevaron a cabo análisis probabilísticos de co-ocurrencia de especies. Para ello, se usó el paquete ‘cooccur’ (Griffith et al., 2016) en RStudio, empleando una tabla de presencia/ausencia con las especies como filas y el sitio como columnas, donde el sitio sería el fragmento del transecto al que pertenecía el dato.

3.3.1.2. Análisis de relaciones entre especies

Para el análisis de la estructura y composición específica de las comunidades estudiadas se emplearon técnicas multivariantes basadas en los datos de abundancia y de las variables ambientales, con fragmentos de 5 minutos de los lances de TASIFE como unidad de muestreo. Se aplicó una transformación logarítmica a los datos y la matriz de similaridad se calculó mediante la distancia de Bray-Curtis. Se realizó un análisis clúster no jerárquico, cortando los datos a un 40% de similaridad y creando un factor (‘cluster40’) con los grupos resultantes. Este factor fue utilizado posteriormente en un análisis de Componentes Principales (PCA), para observar la influencia de las variables ambientales sobre la distribución de los fragmentos de transecto, como representación del sitio de muestreo, en los grupos obtenidos. Además, se realizó también un análisis de Similaridad por Permutaciones (SIMPER) empleando también el factor ‘cluster40’, para identificar las distintas comunidades encontradas en el área de estudio, así como su composición en especies representativas y la contribución de éstas a la disimilaridad entre grupos. Todos estos análisis se llevaron a cabo con el paquete estadístico PRIMER 6 (Clarke y Gorley, 2006; Primer-E Ltd. 2006).

3.3.2. Modelos de distribución:

A partir de los datos de abundancia y posición (puntos de presencia y ausencia en el mapa) de las especies *V. flagellum* y *A. fecunda* se obtuvieron sus modelos de distribución, empleando el algoritmo ‘MaxEnt’ (Phyllips y Dudík, 2008). Estos modelos fueron evaluados, construidos y proyectados en RStudio utilizando el paquete ‘sdm’(Naimi y Araújo, 2016) y empleando las variables ambientales descritas previamente (**Tabla 1**) en formato de capa ráster con una resolución de 5 m. Para cada una de las especies, con el objetivo de evitar redundancia y reducir la influencia de valores atípicos, se llevó a cabo una selección previa de las variables, en la que se excluyeron del análisis todas aquellas que presentaran colinealidad (alta correlación entre ellas) al presentar una correlación de Pearson significativa, superior al 50%, o un valor elevado del factor de inflación de la varianza (VIF).

Los modelos resultantes se evaluaron con el área bajo la curva de ROC (AUC) (Fielding y Bell, 1997) con muestreo aleatorio con reemplazo (‘bootstrapping’) (Efron y Tibshirani, 1993) ejecutado con 100 permutaciones. Este proceso tiene la finalidad de mantener tantos puntos como sea posible en la construcción de los modelos, así como evitar que se produzca una separación de los puntos entre datos de entrenamiento y de evaluación. Para ello, se empleó el paquete R ‘dismo’ (Hijmans et al., 2020). El estadístico de idoneidad (“True Skill Statistic”, TSS) fue calculado para evaluar la eficacia del modelo; y el umbral resultante se empleó para convertir el modelo en una capa ráster binaria (Allouche et al., 2006), que luego se presentó en una composición empleando el software QGIS para visualizar los resultados de los modelos.

4. RESULTADOS.

4.1. Procesado de datos:

4.1.1. Datos biológicos.

En total, se identificaron 39 taxa con una abundancia superior a 10 individuos en el bentos del área de estudio (**Tabla 2**) en los 32 transectos realizados, y se contaron un total de 103152 organismos. Las especies con mayores abundancias registradas fueron el coral negro *Stichopathes gracilis* (Gray, 1857) con 36192 individuos, la escleractinia *Anomocora fecunda* (Pourtalès, 1871) con 35000 individuos y la esponja *Axinella* sp. Schmidt, 1862 con 16382,

siendo un 84,89% de la abundancia total de organismos en el área de estudio entre estos tres taxa. A parte de los previamente mencionados, sólo otros tres taxa superaron los 1000 individuos registrados: *Axinellidae* indet. Carter, 1857 (N=9005) *Antipathes furcata* Gray, 1857 (N=1658) y *Macandrewia* sp. Gray, 1859 (N=1062) (**Figura 3**). *Cnidaria* y *Porifera* fueron los grupos dominantes, abarcando un 98,61% de los organismos totales contados y un 69,23% de la diversidad total entre estos dos filos, siendo los cnidarios los más abundantes (N=74963) y diversos (16 taxa diferentes identificados) (**Figura 4**).

Tabla 2: Lista de taxa encontrados durante los muestreos realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía, así como el filo y la clase a la que pertenecen, las observaciones aclaran detalles sobre el taxa o morfotipos descritos del mismo para este estudio. Se excluyeron las especies altamente móviles y las que tuvieran una abundancia $N > 10$ en total en toda el área de estudio.

Taxa	Phylum	Clase	Observaciones	N
<i>Alcyonacea</i> Lamouroux, 1812 indet.	<i>Cnidaria</i>	<i>Octocorallia</i>	Cualquier <i>Alcyonacea</i> que no coincida con los morfotipos 1 y 2	80
<i>Alcyonacea</i> indet. 1	<i>Cnidaria</i>	<i>Octocorallia</i>	<i>Alcyonacea</i> dudosa de color blanco	31
<i>Alcyonacea</i> indet. 2	<i>Cnidaria</i>	<i>Octocorallia</i>	<i>Alcyonacea</i> de color amarillo	90
<i>Anomocora fecunda</i> (Pourtalès, 1871)	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		35000
<i>Antipathella wollastoni</i> (Gray, 1857)	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		349
<i>Antipathes furcata</i> Gray, 1857	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		1858
<i>Asteroidea</i> Blainville, 1830 indet.	Echinodermata	<i>Asteroidea</i>		13
<i>Axinella polypoides</i> Schmidt, 1862	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>		46
<i>Axinella</i> Schmidt, 1862 sp.	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>		16382

<i>Axinellidae</i> Carter, 1875 indet.	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>		9005
<i>Bonellia viridis</i> Rolando, 1822	<i>Annelida</i>	<i>Polychaeta</i>		382
<i>Caryophyllia</i> Lamarck, 1801 sp.	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		11
<i>Ceriantharia</i> Perrier, 1893 indet.	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		17
<i>Chaetaster longipes</i> (Bruzelius, 1805)	<i>Echinodermata</i>	<i>Asteroidea</i>		33
<i>Cidaris cidaris</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Echinodermata</i>	<i>Echinoidea</i>		13
<i>Corallinales</i> P.C. Silva & H.W. Johansen, 1986 indet.	<i>Rhodophyta</i>	<i>Florideophyceae</i>	Presencia de <i>Corallinales</i> costrosas	27
<i>Crinoidea</i> Miller, 1821 indet.	<i>Echinodermata</i>	<i>Crinoidea</i>		309
<i>Decapoda</i> Latreille, 1802 indet.	<i>Arthropoda</i>	<i>Malacostraca</i>		140
<i>Demospongiae</i> indet. 1	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>	<i>Demospongiae</i> con porte arborescente	73
<i>Demospongiae</i> indet. 2	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>	<i>Demospongiae</i> blanca de porte cilíndrico	52
<i>Dendrophyllia cornigera</i> (Lamarck, 1816)	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		241
<i>Diazona violacea</i> Savigny, 1816	<i>Chordata</i>	<i>Ascidiacea</i>		61

<i>Ellisella paraplexauroides</i> Stiasny, 1936	<i>Cnidaria</i>	<i>Octocorallia</i>		41
<i>Hermodice carunculata</i> (Pallas, 1766)	<i>Annelida</i>	<i>Polychaeta</i>		14
<i>Hydrozoa</i> Owen, 1843 indet.	<i>Cnidaria</i>	<i>Hydrozoa</i>		10
<i>Leiodermatium lynceus</i> Schmidt, 1870	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>		28
<i>Lithistida</i> Schmidt, 1870 indet.	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>		19
<i>Macandrewia</i> Gray, 1859 sp.	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>		1062
<i>Narcissia canariensis</i> (d'Orbigny, 1839)	<i>Echinodermata</i>	<i>Asteroidea</i>		27
<i>Parantipathes hirondelle</i> Molodtsova, 2006	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		15
<i>Petrosia</i> Vosmaer, 1885 sp.	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>		21
<i>Polychaeta</i> Grube, 1850 indet.	<i>Annelida</i>	<i>Polychaeta</i>		100
<i>Spongisorites</i> Topsent, 1896 sp.	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>		55
<i>Stichopathes gracilis</i> (Gray, 1857)	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		36192
<i>Stichopathes setacea</i>	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		13

(Gray, 1860)				
<i>Stichopathes</i> Brook, 1889 sp.	<i>Cnidaria</i>	<i>Hexacorallia</i>		923
<i>Stylocidaris affinis</i> (Philippi, 1845)	<i>Echinodermata</i>	<i>Echinoidea</i>		310
<i>Stylocordyla</i> Thomson, 1873 sp.	<i>Porifera</i>	<i>Demospongiae</i>		17
<i>Viminella flagellum</i> (Johnson, 1863)	<i>Cnidaria</i>	<i>Octocorallia</i>		92

Abundancia por taxa

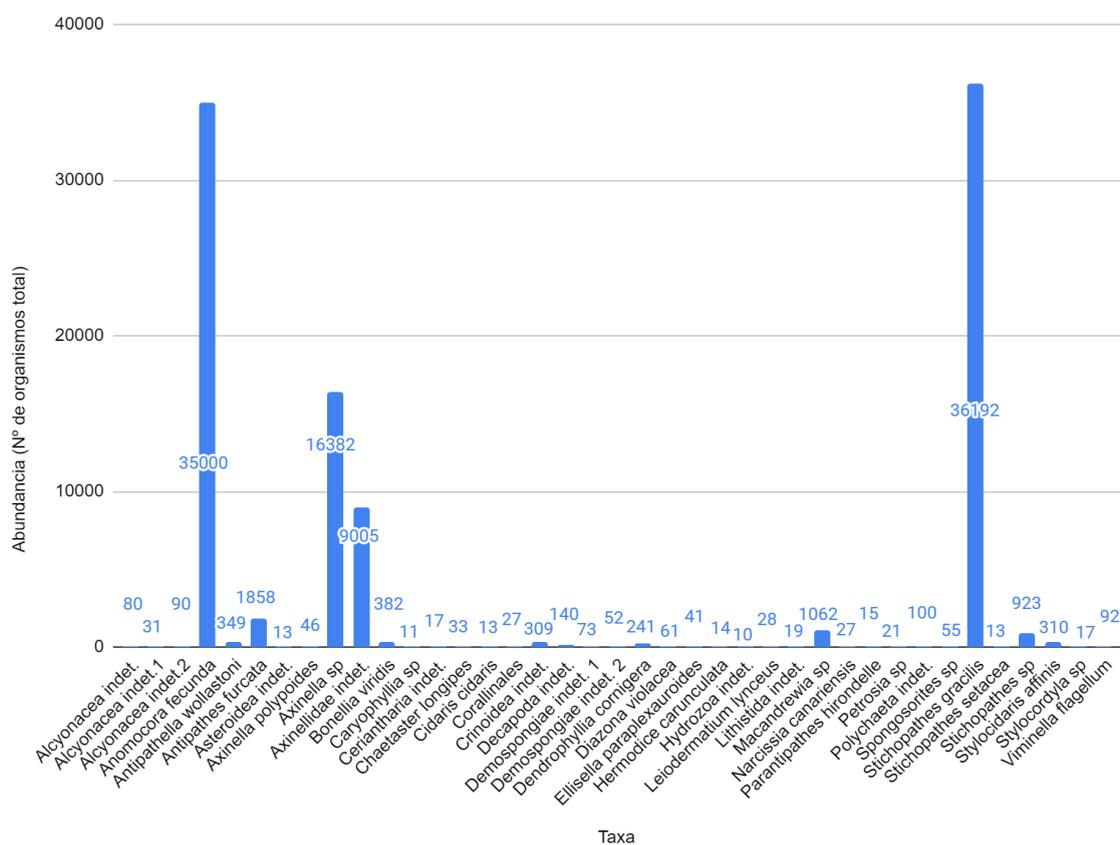
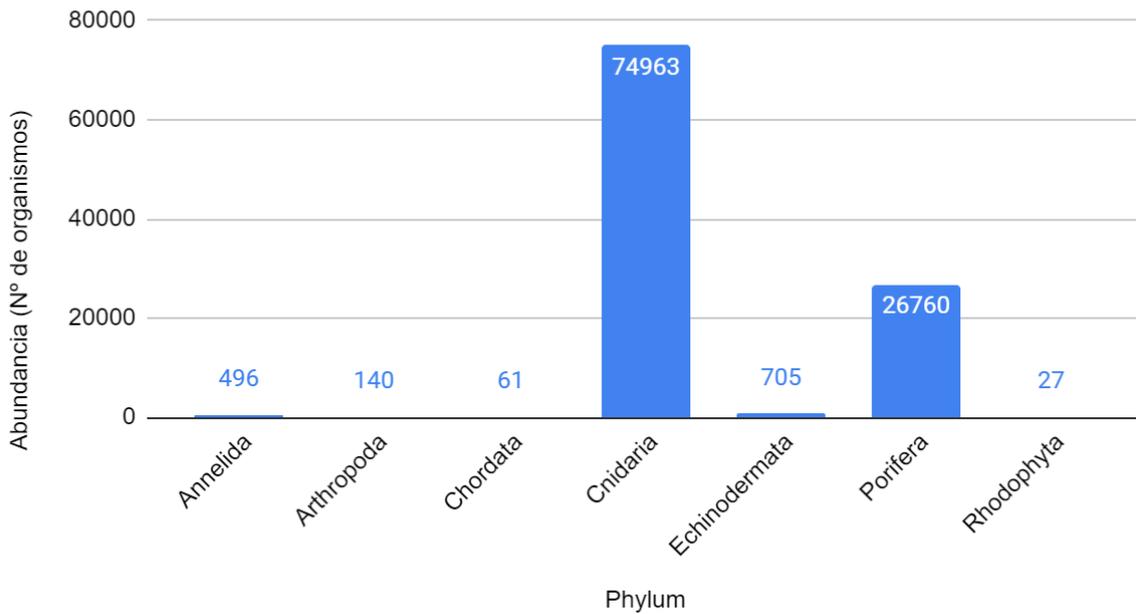


Figura 3: Abundancia total de individuos registrados durante el estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía (eje Y) por taxa encontrada en la zona de muestreo (eje X).

a) Abundancia por phylum



b) Riqueza por phylum

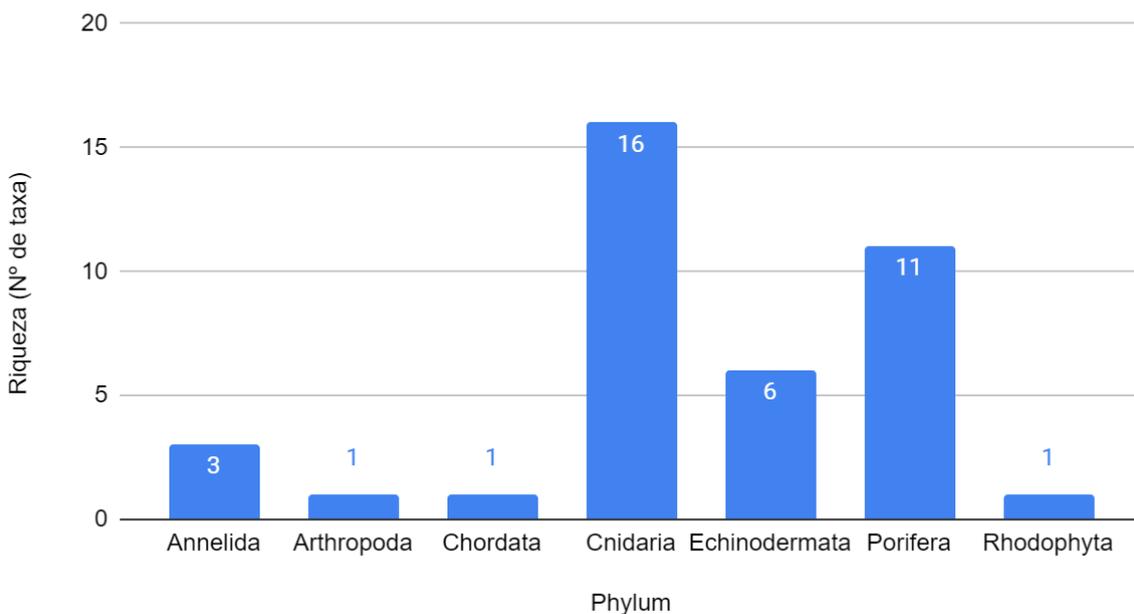
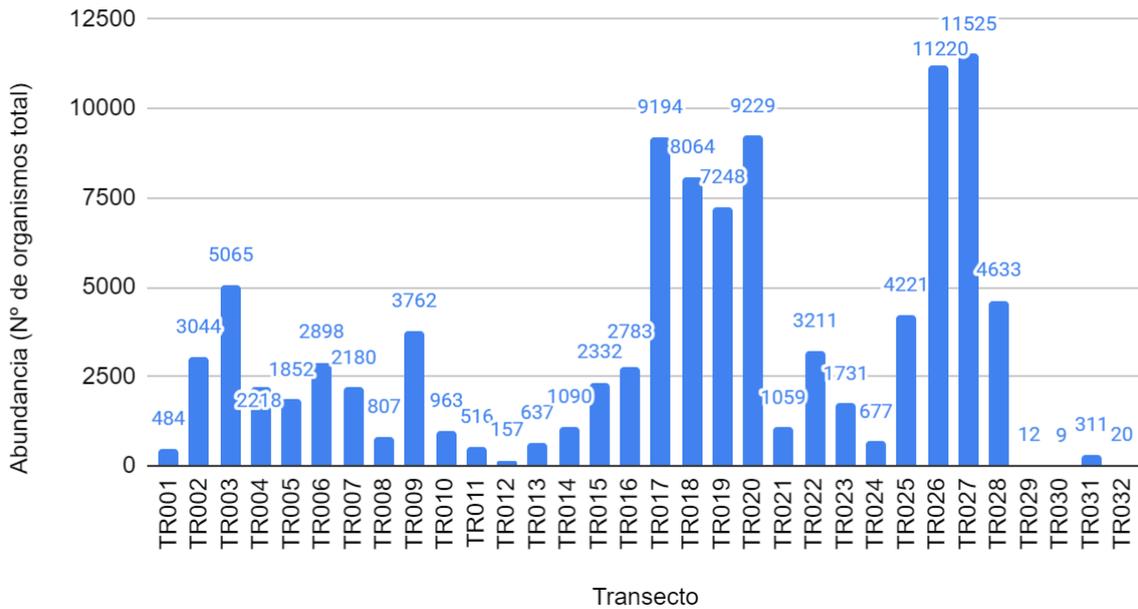


Figura 4: Abundancia de organismos totales contados (eje Y) por phylum registrado durante el estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía (eje X). b) Riqueza (número total de taxa) registrada (eje Y) por phylum (eje X).

La abundancia promedio de organismos totales por transecto fue de 3224 ± 3385 individuos. Esta gran dispersión de los datos se debe a una gran discrepancia entre transectos, por ejemplo, la abundancia máxima fue la del transecto 27 (TR027) con 11525 individuos, mientras que la mínima se dio en el TR030, con solo 9 organismos. Además dos transectos (TR029 y TR032) presentaron abundancias en el orden de las decenas, y ocho transectos en el orden de las centenas (TR001, TR008, TR010 a TR013, TR024, TR031). 19 de los 20

restantes poseían abundancias entre 1000 y 10000, con la excepción del TR026 con una abundancia ligeramente inferior a la encontrada en el TR027 (TR026: N=11220) (**Figura 5a**). La riqueza promedio fue de 10 ± 3 taxa por transecto, con una riqueza máxima de 15 taxa (TR022), y una mínima de 2 taxa (TR029); con la mayoría de transectos con valores entre 10 y 13 taxa, y 11 transectos con menos de 10 taxa diferentes (**Figura 5b**).

a) Abundancia por transecto



b) Riqueza por transecto

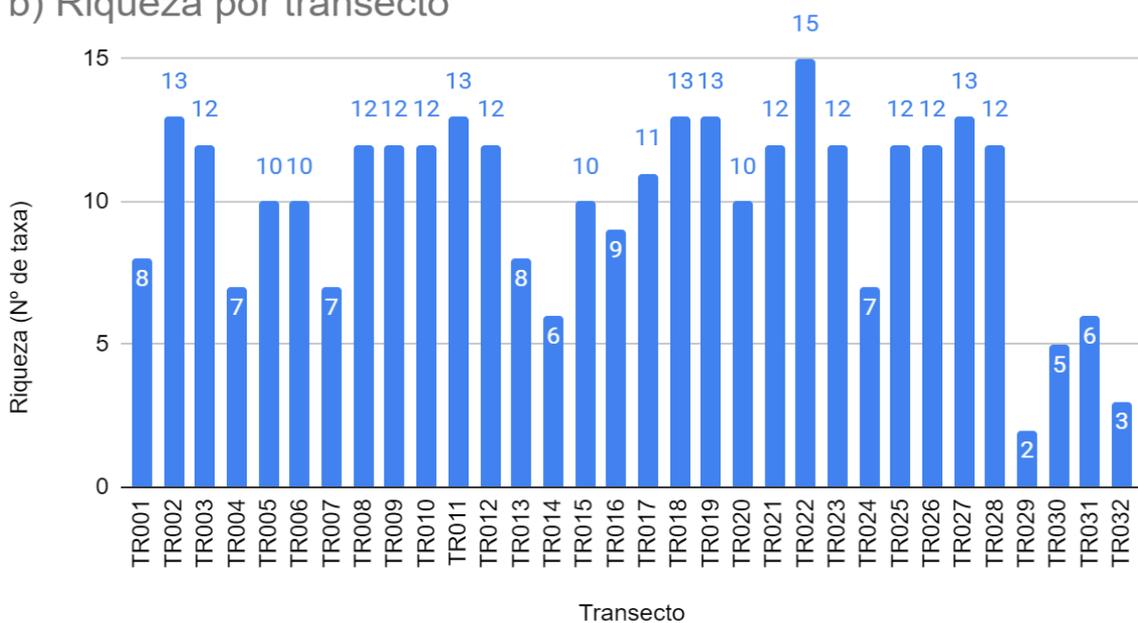
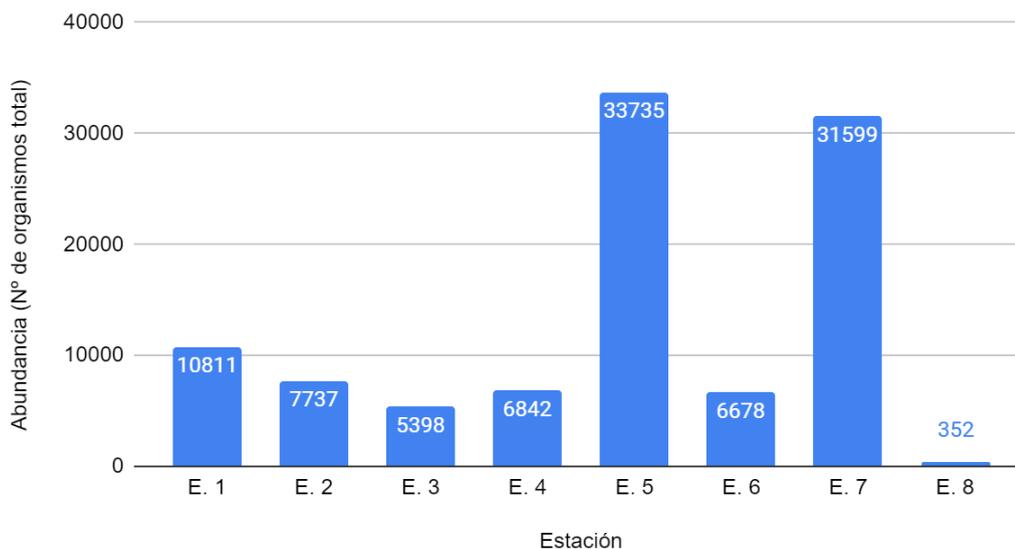


Figura 5: a) Abundancia de organismos totales contados (eje Y) por transecto realizado durante el estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía (eje X). b) Riqueza (número total de taxa) registrada (eje Y) por transecto realizado (eje X).

Por estación de muestreo, la abundancia promedio fue de organismos 12894 ± 12558 totales por estación, de nuevo, la gran desviación de la media se debe a una discrepancia entre estaciones, el valor de abundancia máximo fue de 33735 organismos en la estación 5 (E.5: TR017 a TR020) y el mínimo de 352 en la estación 8 (E.8: TR029 a TR032), todos los valores de abundancia en las estaciones se encuentran por debajo de la media, excepto la estación 7 (E.7: TR025 a TR028) con $N=31599$ y la E.5 (**Figura 6a**). La riqueza de organismos bentónicos promedio por estación de muestreo fue de 16 ± 4 taxa, con un máximo de 20 taxa en la E.7 y un mínimo de 8 taxa en la E.8, con el resto presentando valores entre 14 y 18 taxa (**Figura 6b**).

a) Abundancia por estación de muestreo



b) Riqueza por estación de muestreo

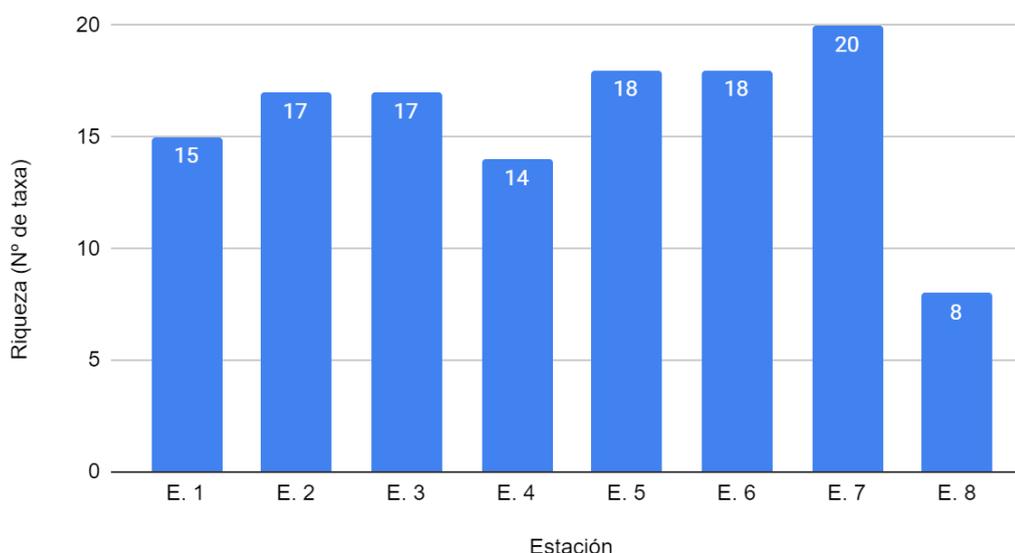


Figura 6: a) Abundancia de organismos totales contados (eje Y) por estación de muestreo establecidas para el estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía. (eje X) b) Riqueza (número total de taxa) registrada (eje Y) por estación (eje X).

4.1.2. Datos ambientales:

La información sobre las variables ambientales en forma de capa ráster fue procesada y se generó una composición de impresión representando cada capa individualmente en el mapa del área de estudio (**Figura 7**), obteniendo de esta manera los valores del rango, promedio y desviación estándar para cada una de ellas en la totalidad del área de estudio (**Tabla 3**). Los transectos realizados no abarcan toda esta área, por ejemplo, las estaciones de muestreo abarcan un rango de profundidad inferior, con el transecto más profundo (TR031) presentando una profundidad promedio de $579,15 \pm 20,14$ m y el más somero (TR015) con

un promedio de $76,88 \pm 1,97$ m, a lo largo de ese rango de profundidad se distribuyeron las estaciones de muestreo en el área de estudio (**Figura 8**).

Tabla 3: Valores mínimos y máximos registrados en toda el área de estudio de cada variable ambiental utilizada en el presente realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía, así como el promedio y desviación estándar de los datos obtenidos para cada variable.

Variable	Mínimo	Máximo	Promedio \pm Desv. Estándar
Batimetría (m)	30	1340	498.14 ± 319.45
Pendiente (°)	0.002	85.09	21.60 ± 11.24
Rugosidad	0	252.43	11.21 ± 9.13
Reflectividad	-41.19	-0.12	-23.13 ± 5.39
Northness	-1	1	-0.69 ± 0.36
Eastness	-1	1	0.18 ± 0.60
BPI fino	-4606	6122	0.18 ± 127.15
BPI ancho	-745	412	-14.69 ± 127.45

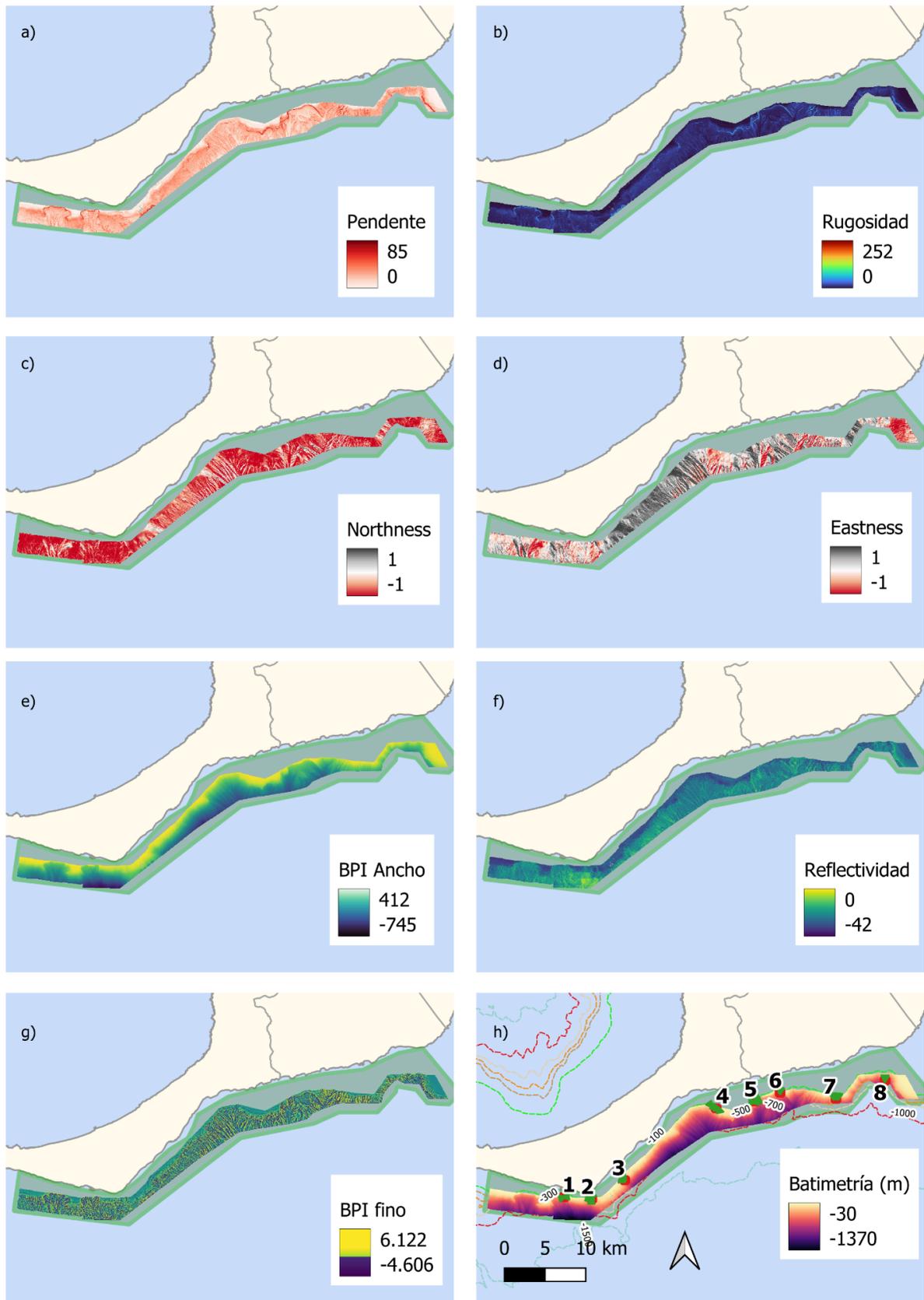


Figura 7: Composición de impresión del área de estudio del entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía con las capas ráster de las variables ambientales del presente estudio*: pendiente (a), rugosidad (b), nortitud (c), estitud (d), Índice de Posición Batimétrica (BPI) ancho (e), reflectividad (f) BPI fino (g) y batimetría (h) .

Profundidad promedio por estación de muestreo

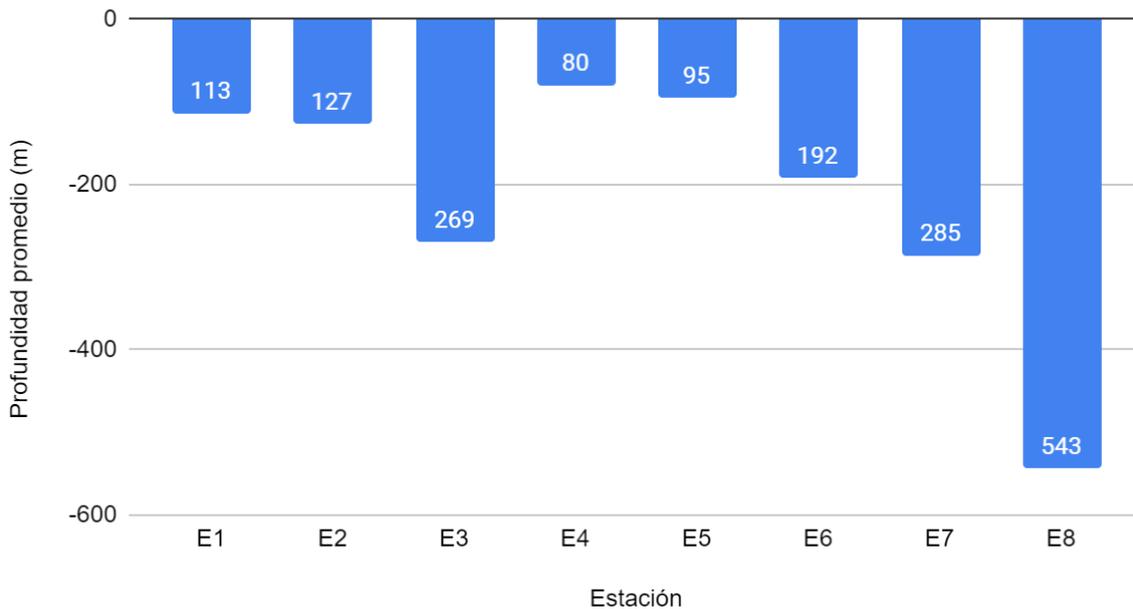


Figura 8: Gráfico de barras de la profundidad promedio (eje Y) por estación de muestreo (eje X) establecidas durante el estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía, las etiquetas de valor se encuentran en valor absoluto y redondeados, ya que los valores de la capa ráster de batimetría se encontraban originalmente en metros negativos.

4.2. Análisis de la comunidad:

4.2.1. Análisis de co-ocurrencia:

El análisis de co-ocurrencia entre los taxa encontrados mostró un 22% de relaciones de co-ocurrencia no aleatorias, siendo 108 positivas y 55 negativas; con un total de 578 aleatorias restantes (**Figura 9**). *Stichopathes* sp. y *S. gracilis* fueron los taxa que presentaron un mayor número de asociaciones de co-ocurrencia no aleatorias, con 21 relaciones; *Stichopathes* sp. tuvo el mayor número de relaciones de co-ocurrencia positiva, con 13 asociaciones; mientras que *Axinella* sp. presentó el mayor número de asociaciones de co-ocurrencia negativas con un total de 10. Junto con *Axinella* sp., *Ceriantharia* indet. y *Decapoda* indet. fueron los únicos taxa con más relaciones de co-ocurrencia negativas que positivas; los taxa restantes tuvieron más asociaciones positivas que negativas, excepto *A. fecunda* y *S. affinis* que tenían números equivalentes de positivas y negativas (**Figura 10**). El único taxa con 0 relaciones no aleatorias fue *Polychaeta* indet.

Viminella flagellum presentó 11 asociaciones de co-ocurrencia no aleatorias, entre ellas, 8 positivas con: *A. fecunda*, *Demospongiae* indet. 1, *Hydrozoa* indet., *L. lynceus*,

Lithistida indet., *Macandrewia* sp., *Stichopathes* sp. y *S. affinis*; y 3 negativas con: *Axinella* sp., *B. viridis*. y *S. gracilis*.

Anomocora fecunda contó con un total de 18 asociaciones no aleatorias: 9 positivas con: *Alcyonacea* indet. 1, *Demospongiae* indet. 1, *D. cornigera*, *L. lynceus*, *Lithistida* indet., *Macandrewia* sp., *Stichopathes* sp., *S. affinis* y *V. flagellum* ; y 9 negativas con: *Alcyonacea* indet. 2, *A. wollastoni*, *A. furcata*, *Axinella* sp., *Axinellidae* indet., *B. viridis*, *N. canariensis* y *Spongosorites* sp.

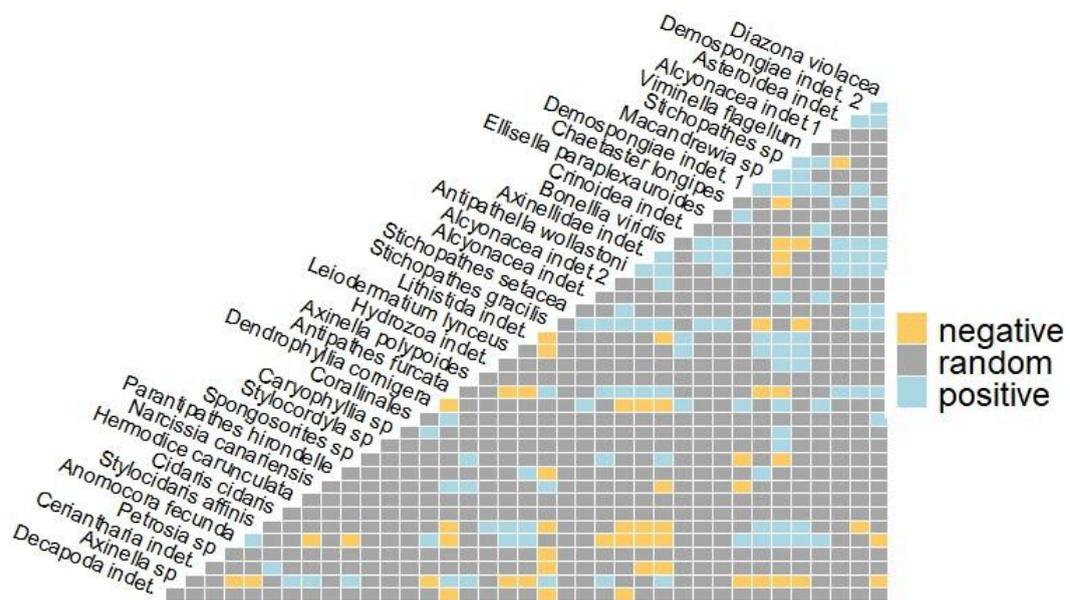


Figura 9: Matriz de co-ocurrencia de los taxa encontrados en este estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía, se representan las relaciones de co-ocurrencia positivas (azul), negativas (naranja) y aleatorias (gris) entre cada taxa.

Gráfico acumulativo análisis de coocurrencia

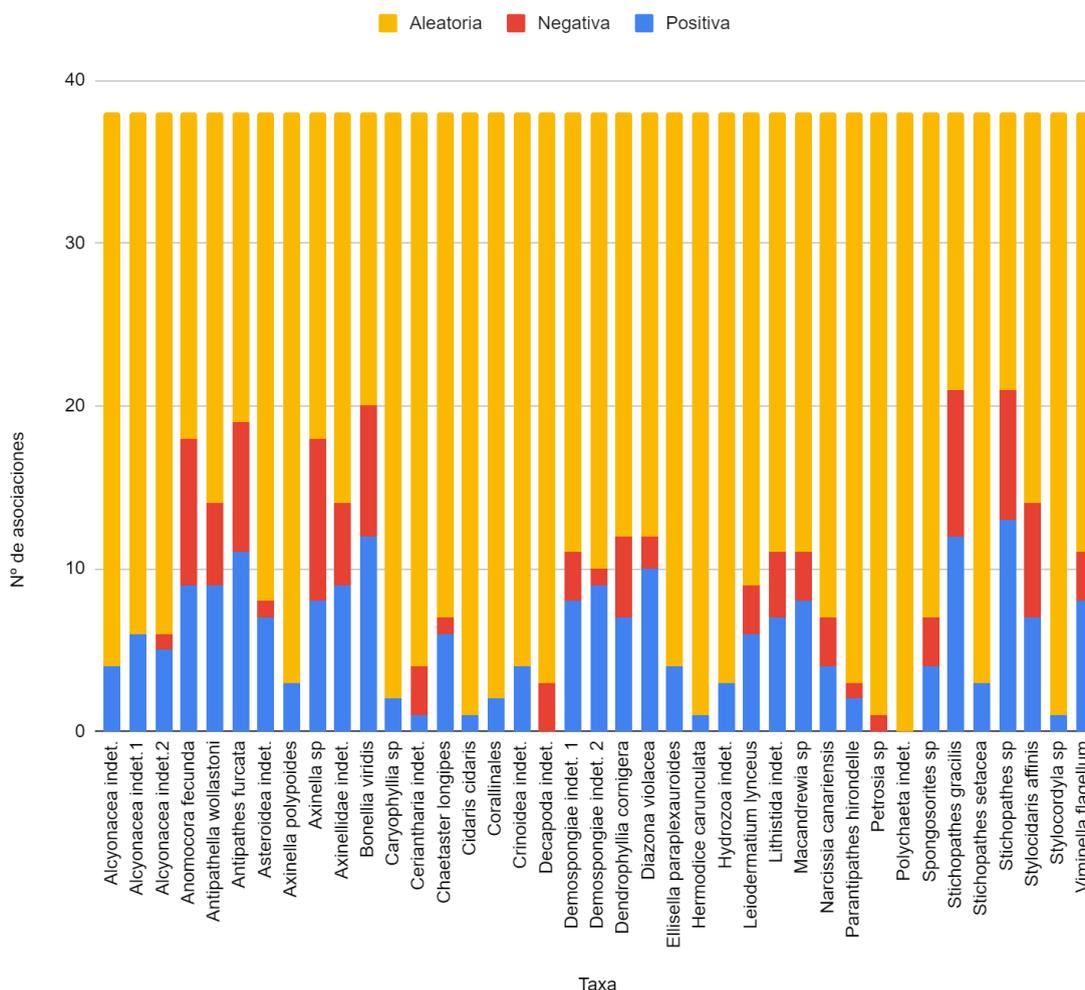


Figura 10: Gráfico de barras acumulativo de las asociaciones de co-ocurrencia (positivas en azul, negativas en rojo y aleatorias en amarillo) obtenidas tras el análisis de los taxa en el área de estudio del entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía. En el eje Y se representa el número de asociaciones acumulado y en el eje X los respectivos taxa.

4.2.2. Análisis de la comunidad:

El análisis cluster dio como resultado 16 grupos de muestreos en fragmentos de vídeotransectos (unidad de muestreo empleada), obtenidos con un nivel de corte del 40% de similaridad en la composición de taxones (**Figura 11**). Siete de estos grupos contenían un único fragmento de transecto. Los grupos que incluyeron un mayor número de muestreos fueron el grupo 'g' (43 fragmentos) y el grupo 'i' (33 muestras), conteniendo entre ambos más de la mitad del total de muestras (**Figura 11**).

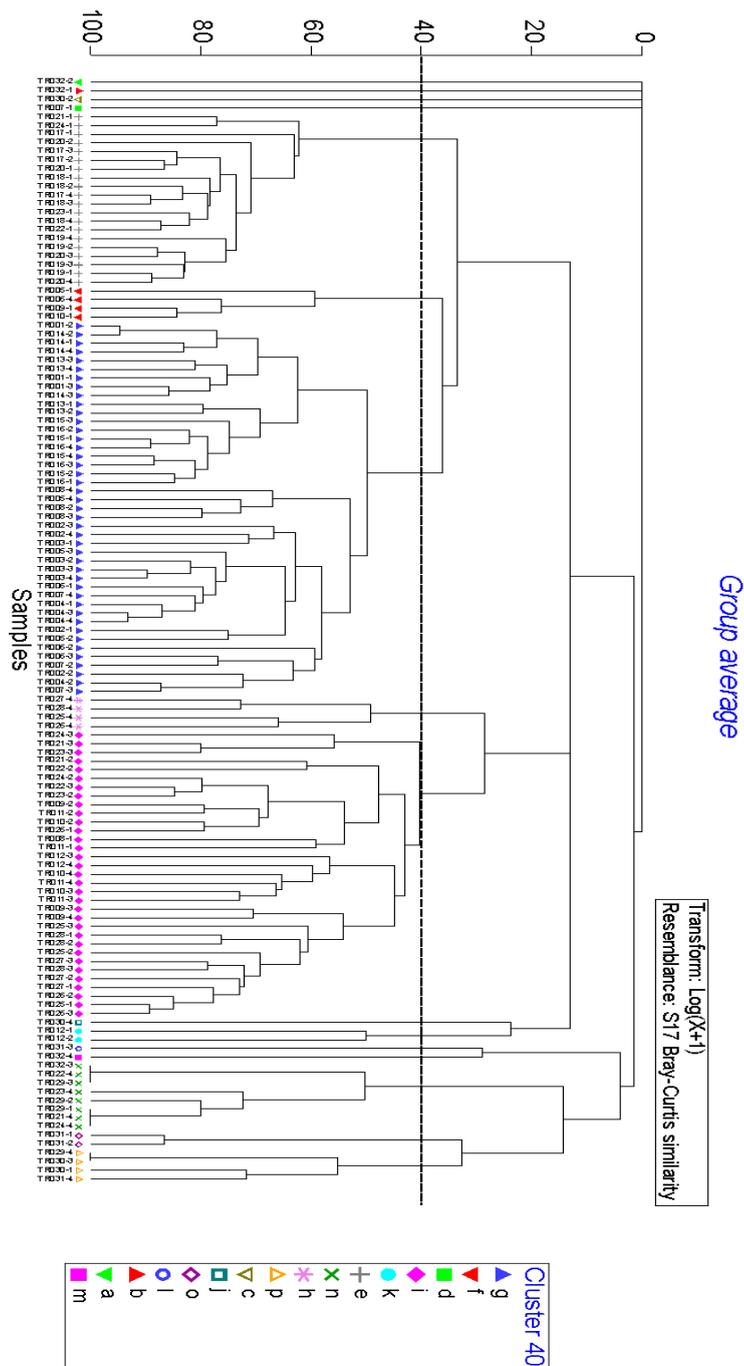


Figura 11: Grupos resultantes del análisis clúster de los datos obtenidos durante el estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía. El corte se realiza en un 40% de similitud, mediante las figuras en la leyenda se representa a qué grupo pertenecen los diferentes fragmentos de transecto (TR001-1, TR001-2...).

Al emplear estos grupos como factor ('cluster40') el análisis de componentes principales (PCA) mostró la influencia de las variables ambientales en la distribución de los muestreos en los grupos y cómo se agrupan en base a ello (**Figura 12**). El componente principal 1 está influenciado por la batimetría, la reflectividad y la pendiente, y explica un 34,5% de la variación; y el componente principal 2, caracterizado por los valores de las medidas de orientación (nortitud y estitud), explica un 26,4% de la variación. Se observa

como la mayoría de observaciones se encuentran orientadas hacia el sur, sin una preferencia tan clara entre este y oeste, con el componente 1 separando los grupos en función de la profundidad, inclinación y tipo de sustrato (reflectividad). En el espacio generado en la gráfica se comprueba también el grado de dispersión de los grupos, que en el caso de algunas observaciones es considerable, como las cuatro observaciones del grupo ‘e’ orientadas al norte (**Figura 12**). Cabe mencionar que esta tendencia hacia orientaciones al sur se debe a las propias condiciones del área de estudio en la costa sur de Fuerteventura.

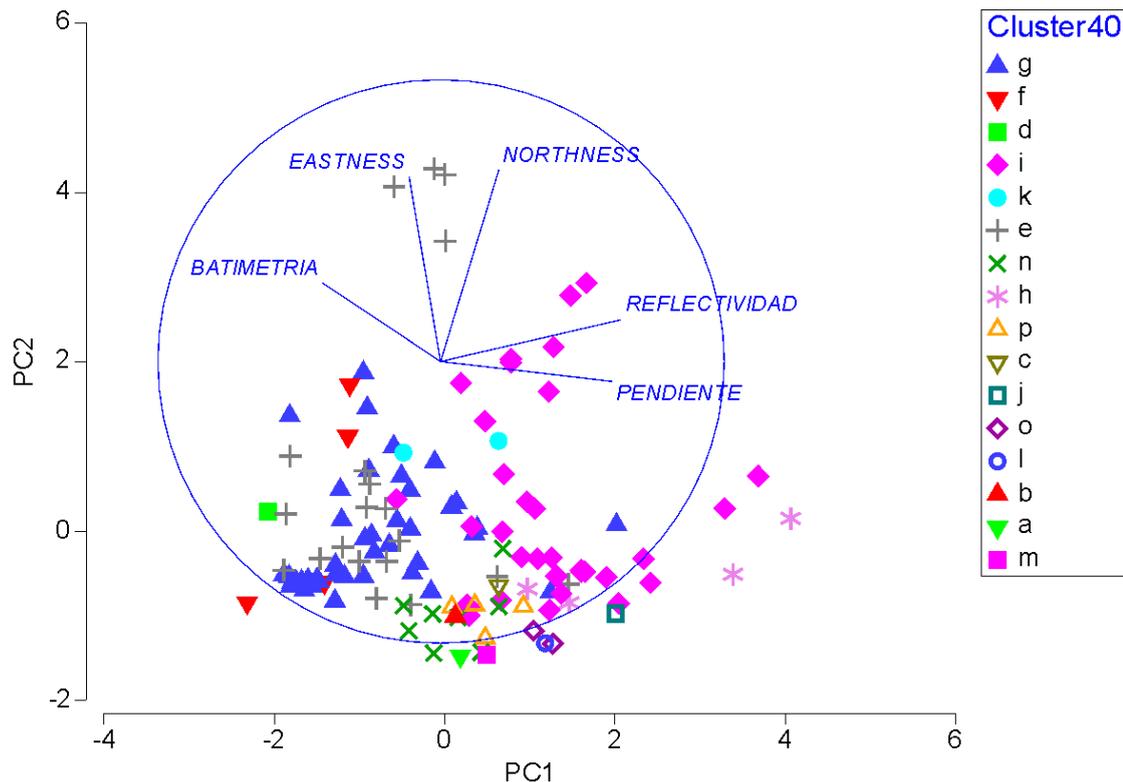


Figura 12: Resultados del análisis de componentes principales (PCA) del estudio realizado en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía con la distribución resultante de los fragmentos de transecto en cada clúster. Se excluyeron variables con alta colinealidad para este análisis (Rugosidad, BPI fino y BPI ancho).

El análisis SIMPER mostró las especies que caracterizaron cada uno de los grupos del factor ‘cluster40’ (**Tabla 4**) y que podrían actuar como especies estructurantes en las comunidades del área de estudio. En 4 de estos grupos *S. gracilis* apareció como una de las especies características, siendo, en el caso del grupo ‘f’, siendo la especie responsable del 100% de la similaridad. Una de las especies más abundantes en el área de estudio, *A. fecunda*, apareció como principal especie en el grupo i (el segundo grupo más numeroso), junto a *Stichopathes* sp., y en el grupo h junto a *Macandrewia* sp (**Tabla 4**). En el caso de *Axinella*

sp., también abundante en la zona de estudio, apareció como especie característica junto a *S. gracilis* en el grupo 'g' (el clúster de mayor tamaño) (**Tabla 4**).

Tabla 4: Resultados del análisis SIMPER de los datos obtenidos en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía utilizando los grupos del análisis clúster como factor, los grupos que no se mencionan en la tabla presentan menos de 2 muestras. (Sim. promedio (c40) = similitud promedio entre muestras del mismo clúster; Abund. promedio = abundancia promedio del taxa por muestra dentro del clúster; Contrib. (%) = % de contribución a la similitud entre muestras dentro de un grupo).

Clúster 40% Sim.	Sim. promedio (c40)	Taxa	Abund. promedio	Contrib. (%)	% Acum.
Grupo g	56.73	<i>Axinella</i> sp.	5.03	47.43	47.43
		<i>Stichopathes gracilis</i>	4.29	40.80	88.23
Grupo f	69.05	<i>Stichopathes gracilis</i>	4.67	100	100
Grupo i	48.17	<i>Anomocora fecunda</i>	5.71	61.88	61.88
		<i>Stichopathes</i> sp.	2.13	13.70	75.58
Grupo k	50	<i>Stichopathes gracilis</i>	1.45	44.21	44.21
		<i>Demospongiae</i> indet. 1	0.90	27.89	72.11
Grupo e	72.03	<i>Stichopathes gracilis</i>	6.81	39.20	39.20
		<i>Axinellidae</i> indet.	5.43	28.32	67.52
		<i>Antipathes furcata</i>	3.22	13.82	81.34
Grupo n	67.24	<i>Decapoda</i> indet.	1.54	100	100
Grupo h	55.83	<i>Macandrewia</i> sp.	5.55	59.32	59.32
		<i>Anomocora fecunda</i>	3.06	20.60	19.92
Grupo p	65.37	<i>Ceriantharia</i>	0.69	90.87	90.87

		indet.			
Grupo o	86.46	<i>Cidaris cidaris</i>	2.01	73.74	73.74

4.3. Modelos de distribución:

4.3.1. Selección de variables predictoras:

Las variables predictoras seleccionadas para el caso de *V. flagellum* fueron batimetría, reflectividad, BPI fino, estitud, nortitud y pendiente, siendo la batimetría la variable con mayor importancia relativa (alrededor de un 60%; **Figura 13**). En el caso de *A. fecunda* se seleccionaron las variables: batimetría, rugosidad, estitud, BPI fino y nortitud, teniendo la batimetría, de nuevo, una importancia relativa del 60% aproximadamente (**Figura 14**).

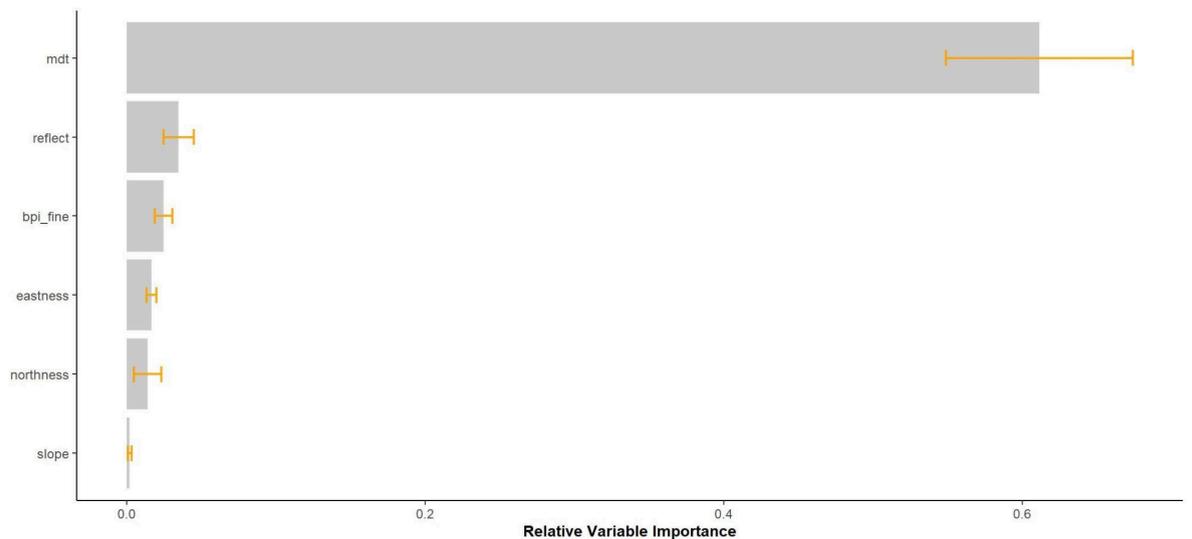


Figura 13: Importancia relativa de las variables seleccionadas como predictores para el modelo de distribución de *Viminella flagellum* en el área de estudio del entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía. (mdt = batimetría; reflect = reflectividad; bpi_fine = BPI fino; eastness = estitud; northness = nortitud; slope = pendiente).

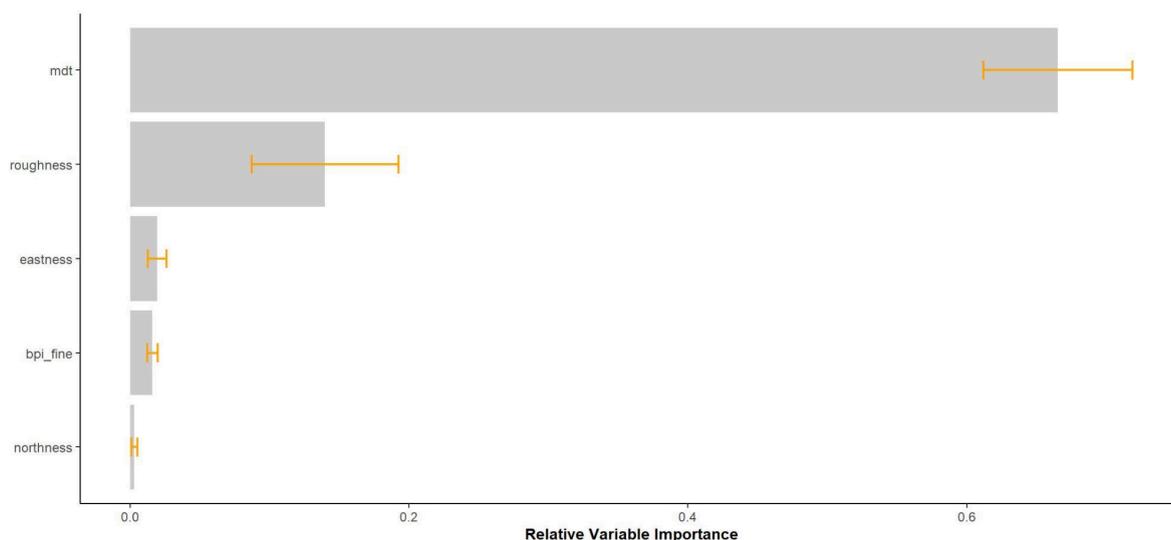


Figura 14: Importancia relativa de las variables seleccionadas como predictores para el modelo de distribución de *Anomocora fecunda* en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía. (mdt = batimetría; roughness = rugosidad; eastness = estitud, bpi_fine = BPI fino; northness = nortitud).

Las curvas de respuesta muestran la influencia de los valores de cada predictor sobre la probabilidad de encontrar a la especie para cada modelo. En el caso de *V. flagellum*, muestra una preferencia por valores de Índice de Posición Batimétrica (BPI) fino elevados, valores negativos de nortitud (orientación hacia el sur) y estitud (orientado al oeste), valores altos de reflectividad y valores bajos de pendiente, el rango de profundidad en la respuesta fue de 0 a 500 m (**Figura 15**). Para *A. fecunda* la respuesta a la variable batimetría fue casi idéntica que para *Viminella*, también en el caso de la estitud y el BPI fino presentó respuestas similares, a la variable de nortitud mostró una respuesta lineal indicando que no presenta ninguna preferencia especial respecto a este predictor y, por último, valores de rugosidad superiores a 50 y decayendo la respuesta del modelo con el aumento de los valores (**Figura 16**).

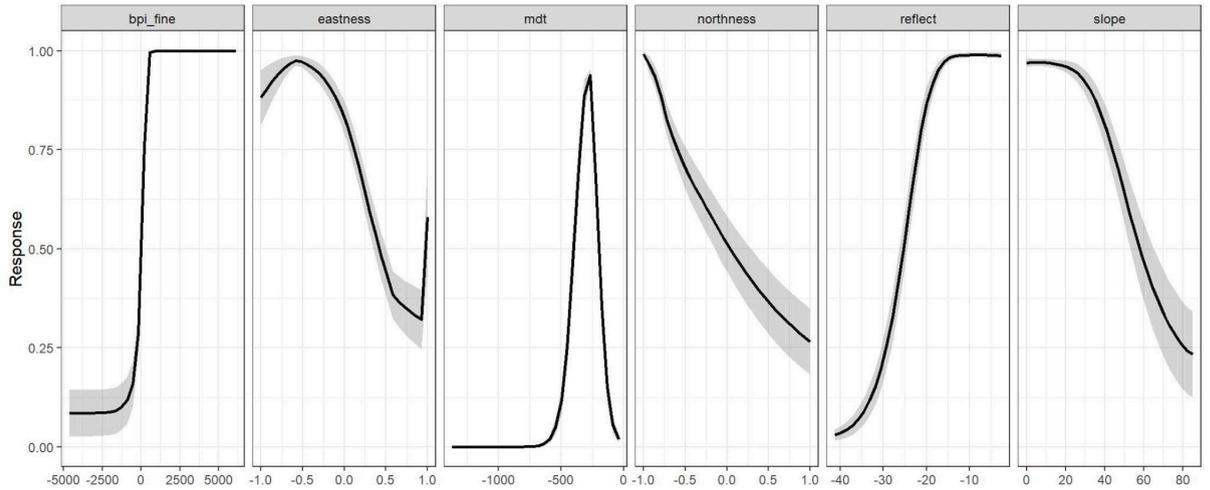


Figura 15: curvas de respuesta de las variables seleccionadas para el modelo de *Viminella flagellum* en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía. (mdt = batimetría; reflect = reflectividad; bpi_fine = BPI fino; eastness = estitud; northness = nortitud; slope = pendiente).

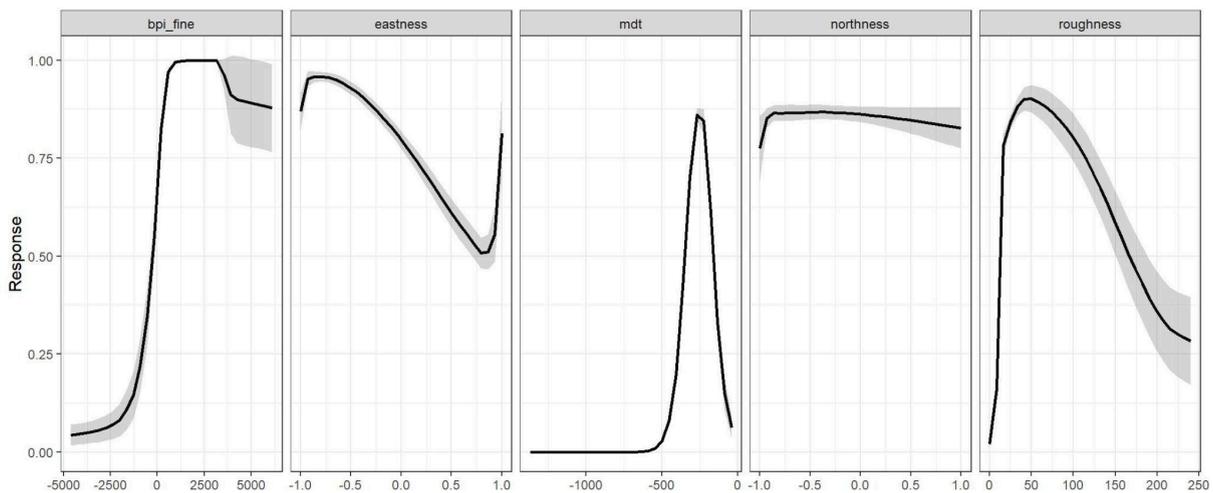


Figura 16: curvas de respuesta de las variables seleccionadas para el modelo de *Anomocora fecunda* en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía. (mdt = batimetría; roughness = rugosidad; eastness = estitud, bpi_fine = BPI fino; northness = nortitud).

4.3.2. Modelado y evaluación:

Con los datos de posición de ambas especies y las variables seleccionadas previamente se elaboraron los modelos de distribución para *V. flagellum* y *A. fecunda*, a continuación se presenta una tabla resumen sobre ambos modelos, con los estadísticos relacionados a la evaluación y el umbral, entre otros datos relacionados con el proceso de modelado. Los valores de área bajo la curva de ROC y el estadístico de idoneidad (TSS) cercanos a 1 indican una buena efectividad y fiabilidad en el modelo, sin embargo, los valores de correlación indican que estos modelos de *V. flagellum* y *A. fecunda* sólo explican

un 26 y 19% respectivamente de la distribución de estas especies (**Tabla 5**); para la conversión de los datos continuos del modelo a una capa ráster binaria se empleó el umbral dado por el algoritmo para obtener los mapas de presencia potencial de cada una de las dos especies (**Figura 17**).

Tabla 5: Modelos MaxEnt calculados para *Anomocora fecunda* y *Viminella flagellum* en el área de estudio del entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía. (Res = resolución; Esp = especie; N = número de presencias empleadas en el modelo; TH = Umbral; AUC = área bajo la curva de ROC; COR = Correlación; TSS = estadístico de idoneidad, 'True Skill Statistic'; Dv = Desviación).

Res	Esp	N	Variables seleccionadas	TH	AUC	COR	TSS	Dv
5	<i>V. flagellum</i>	20	Batimetría, reflectividad, BPI fino, estitud, nortitud, pendiente	0.55	0.99	0.26	0.97	0.09
	<i>A. fecunda</i>	58	BPI fino, rugosidad, batimetría, estitud, nortitud	0.11	0.96	0.19	0.85	0.12



Figura 11: Modelos de distribución resultantes para *V. flagellum* (a) y *Anomocora fecunda* (b) en el entorno de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de las Playas de Sotavento de Jandía.

5. DISCUSIÓN:

Las comunidades bentónicas del circalitoral a las afueras de la ZEC de Playas de Jandía de Sotavento aparecieron dominadas por corales y esponjas, destacando hexacorales como el antipatario *Stichopathes gracilis* y el coral escleractinio *Anomocora fecunda* y demosponjas del género *Axinella*. La caracterización biológica de estos hábitats y su relación con las variables ambientales del ambiente profundo supone un avance en el conocimiento de estos hábitats marinos vulnerables (VMEs), necesario para garantizar su conservación.

Los resultados de los análisis de las comunidades biológicas registradas en la zona de estudio identificaron las especies que juegan un papel importante en la caracterización de dichas comunidades y parecen actuar como especies estructurantes en el área de estudio. El clúster más numeroso fue el grupo biológico ‘g’, caracterizado por la presencia de *S. gracilis* y *Axinella* sp. El hábitat asociado a esta comunidad está caracterizado, en general, por un terreno orientado al sur y suroeste, entre 150 y 250 m de profundidad, con valores bajos de pendiente y de reflectividad, debido a la alta presencia de sustratos blandos. Estas características del hábitat, son compartidas por otras agrupaciones biológicas como las dominadas por *S. gracilis* (grupo ‘i’) y la caracterizada por la presencia de *S. gracilis*, *Antipathes furcata* y *Axinellidae* indet. (grupo ‘e’). Esta información denota el papel de *S. gracilis* y las esponjas *Axinellidae* como especies estructurantes. *S. gracilis* es una especie ya observada en Canarias con anterioridad (Brito y Ocaña, 2004), identificada como especie representativa de comunidades presentes en el Banco de la Concepción (González-Porto et al., 2004; Brito y Ocaña, 2004; Martín-García et al., 2022; Incera et al., 2024), y formando parte de grandes agregaciones de *Axinella* en Portugal (Ramos et al., 2016). El segundo grupo más abundante fue el grupo ‘m’, caracterizado por la presencia de *Stichopathes* sp. y *Anomocora fecunda*, comunidades que aparecieron asociadas a un mayor rango de valores en batimetría, pendiente y reflectividad (debido a una mayor dispersión de las observaciones en este clúster), aunque los valores de estas variables en general tomaron valores mayores a las del grupo ‘i’ (más dominado por *S. gracilis*), lo que sugiere que son hábitats a mayor profundidad, con menos presencia de arena y mayor grado de inclinación, la orientación es al sur y ligeramente al oeste. La preferencia por este tipo de hábitats se puede observar en el grupo ‘h’ caracterizado por *A. fecunda* y *Macandrewia* sp. Parece que *A. fecunda* actúa como especie estructurante en los fondos rocosos con cierta inclinación, a mayor profundidad en estas comunidades. Esta especie también ha sido observada en Canarias (González-Porto et

al., 2004; Martín-García et al., 2022; Incera et al., 2024) y se ha establecido su importancia como especie formadora de hábitats en otras regiones (Urriago et al., 2011) incluso post mórtem creando estructuras formadas por restos de esta especie, que resultan en puntos calientes de biodiversidad en el Mediterráneo (Pardo et al., 2011). A la vista de nuestros resultados, es posible que también desempeñe este papel en el circalitoral del sur de Fuerteventura.

La información sobre las asociaciones que establece *A. fecunda* con otras especies es escasa. En este estudio, más allá de las especies dominantes y características, se llevó a cabo el análisis de co-ocurrencia que amplía la información sobre las relaciones entre especies. Por ejemplo, el hecho de que *A. fecunda* presente relaciones de co-ocurrencia negativas con *Axinella* sp., *Axinellidae* indet. o *Bonellia viridis*, que son especies características de un hábitat diferente con mayor presencia de sedimentos podría explicarse por esa barrera de preferencia de hábitats. Por otro lado, las relaciones positivas de co-ocurrencia muestran especies que se asocian a *A. fecunda* o a los ambientes caracterizados por su presencia. Esto es consistente al observar, por ejemplo, que algunas de las relaciones negativas de *S. gracilis*, específicamente con *Lithistida* indet., *Leiodermatium lynceus*, *Stylocidaris affinis*, *Macandrewia* sp. y *Viminella flagellum*, presentan una relación de co-ocurrencia positiva con *A. fecunda*, apoyando la idea de la existencia de dos tipos de comunidades bien definidas. El primer tipo de comunidad sería típico de ambientes con cierta pendiente, sustrato duro y extendiéndose a una mayor profundidad, con *A. fecunda* como especie dominante y varias especies asociadas (*L. lynceus*, *Macandrewia* sp., *Stylocidaris affinis*, *Viminella flagellum*, etc.); y la otra comunidad estaría asociada a fondos más sedimentarios, de pendiente escasa o nula y con una profundidad más somera caracterizada por la presencia de *S. gracilis* y *Axinella* sp. con otras especies como *B. viridis*, *Narcissia canariensis* o *Antipathes furcata* asociadas, con un papel más secundario y abundancias inferiores. Este patrón podría explicarse como la comunidad de *S. gracilis* y *Axinella* sp. ocupando la zona arenosa llana antes del talud y la comunidad asociada a *A. fecunda* ocupando el comienzo del talud en las zonas rocosas, posiblemente extendiéndose a mayor profundidad en otras localizaciones, ya que los muestreos realizados en el sureste de Fuerteventura no excedieron los 550 m de profundidad promedio, por lo que no se dispone de información a mayores profundidades.

Viminella flagellum es una especie importante y abundante en el circalitoral de Canarias (González-Porto et al., 2004; Martín-García et al., 2022; Incera et al., 2024), que se

sabe, por ejemplo, que actuó como especie colonizadora estructurante en el Volcán Tagoro en El Hierro tras su reciente erupción (Sotomayor-García et al., 2020). No obstante, en las costas del sureste de Fuerteventura, en el área de estudio, parece tener un papel más secundario, con densidades bajas, sin observarse esas formaciones de bosques de coral de esta especie que pueden encontrarse en el Mediterráneo (Chimienti et al., 2021). Se contaron un total de 92 individuos, apareciendo en 5 transectos diferentes, la mayoría pertenecientes a la misma estación 7 (TR025 a TR028), donde apareció en los 4 transectos que la conforman; y un único individuo aislado registrado en otro transecto (en el TR010, Estación 3). Por lo tanto, la distribución de la especie parece ser más parcheada y aparece como especie secundaria asociada a la comunidad de *A. fecunda*.

El modelo de distribución de *A. fecunda* mostró respuestas a las variables predictoras que caracterizan a un hábitat similar al comentado previamente al describir la comunidad asociada, su distribución obtenida en el área de estudio coincide con los hábitats de fondos rocosos y laderas de fondos submarinos que se atribuyen a esta especie (Piepenburg y Müller, 2004). De hecho, la respuesta al Índice de Posición Batimétrica (BPI) fino aumenta junto al valor del mismo hasta cierto punto y comienza a disminuir, indicando que prefiere puntos de elevación a nivel local, pero no valores muy altos, como de una cima. El modelo muestra una distribución uniforme a lo largo del borde del talud, con la profundidad límite del estudio como máximo, si bien la realidad podría ser más una formación en parches, los resultados sirven como orientación a la localización de las poblaciones de la especie, mostrando el área con las condiciones adecuadas para el asentamiento de este coral escleractinio.

La respuesta a las variables ambientales en el modelo de *V. flagellum* describen un hábitat con sustrato duro, baja o nula pendiente, orientación al suroeste y con una respuesta similar a *A. fecunda* con la variable de BPI fino, aunque en este caso no disminuye la respuesta con el aumento del valor del índice, indicando que *Viminella* muestra una preferencia por puntos de elevación, rocosos, y de baja pendiente. Estas condiciones específicas no se dan frecuentemente en el área de estudio, lo cual podría ser una posible explicación de su papel como especie secundaria en esta localidad, contrario a lo documentado en otras regiones (Sotomayor-García et al., 2020; Chimienti et al., 2021). Otras explicaciones podrían ser que es competitivamente inferior a otras especies que se registraron en estos hábitats o que se encuentra a mayor profundidad que la estudiada durante la campaña en 2019. Es importante mencionar el hecho de que la zona de estudio, en general, presenta

una orientación hacia el sur, y ligeramente al este; lo cual puede explicar todas las tendencias por los grupos biológicos, y también en los modelos de distribución, por valores de orientación característicos del sureste o sur.

Para mejorar el conocimiento de estos ambientes, deberían realizarse más estudios, que incorporen espectros de profundidad más amplios progresivamente, añadir más transectos y mejorar las técnicas de fotogrametría para conseguir identificaciones más precisas y así, eventualmente, alcanzar a tener una visión holística de la fauna en estos ecosistemas profundos.

6. CONCLUSIONES

1. El bentos del circalitoral del entorno de la Zona de Especial Conservación de las Playas de Sotavento de Jandía se caracterizó principalmente por taxa de los grupos *Cnidaria* y *Porifera*, destacando el papel de *Anomocora fecunda*, *Stichopathes gracilis* y *Axinella* sp. como especies estructurante y/o dominantes en estas comunidades.
2. Se constató la existencia de dos tipos de comunidades bentónicas bien diferenciadas, que constituyen las formaciones bentónicas más abundantes en el circalitoral (70 - 600 m) del sureste de Fuerteventura, incluyendo la Zona de Especial Conservación.
3. Los fondos rocosos con alta presencia de sedimentos, baja pendiente y profundidad moderada aparecieron dominados por el coral antipatario *Stichopathes gracilis* y demosponjas del género *Axinella* sp., con especies asociadas como *Bonellia viridis*, *Narcissia canariensis* y *Antipathes furcata*.
4. Los fondos rocosos con pendiente de moderada a elevada y mayor profundidad resultaron dominados por el coral escleractinio *Anomocora fecunda*, con especies asociadas como *Leiodermatium lynceus*, *Lithistida* indet., *Macandrewia* sp., *Viminella flagellum* y *Stylocidaris affinis*.
5. El modelo de distribución de *Anomocora fecunda* indicó que el comienzo del talud en la zona estudiada del sureste de Fuerteventura es un potencial hábitat para esta especie. Que prefiere ambientes de sustrato duro, valores moderados de rugosidad, pendiente de moderada a elevada y hasta 500 m de profundidad.
6. *Viminella flagellum* parece ser una especie secundaria en la zona de estudio, formando parte de las comunidades caracterizadas por *Anomocora fecunda*. El modelo de

distribución de *V. flagellum* mostró puntos aislados y poco numerosos, coincidentes con un ambiente de sustrato duro, con pendiente de escasa a nula y que sea un punto de elevación local, condiciones que no se observan en abundancia en el área de estudio.

6. CONCLUSIONS:

1. Circalittoral benthic communities surrounding the Special Conservation Zone of Playas de Sotavento de Jandía were composed mainly of taxa belonging to the phylums *Cnidaria* and *Porifera*. The Antipatharia *Stichopathes gracilis*, the Scleractinia *Anomocora fecunda* and sponges from the *Axinella* genus play the role of dominant and/or habitat-forming species in these communities.
2. Two abundant, well differentiated communities were registered conforming the greater part of benthic aggregations in the circalittoral zone (70 - 600 m) at the South East coast of Fuerteventura.
3. Rocky bottoms with high sediment abundance, low slope and in the shallower half of the study's depth range were dominated by *Stichopathes gracilis* and *Axinella* sp., with some associated secondary species such as *Bonellia viridis*, *Narcissia canariensis* and *Antipathes furcata*.
4. Hard rocky bottoms with moderate to high slope and higher depths were characterised by *Anomocora fecunda* playing the dominant role, with some of its associated species being *Leiodermatium lynceus*, *Lithistida* indet., *Macandrewia* sp., *Viminella flagellum* and *Stylocidaris affinis*.
5. Distribution model for *Anomocora fecunda* showed that the end zone of the island platform along the whole study area, where rocky bottoms with high slope towards deeper zones started, was a potential habitat for this species as the habitat preference analysis suggested.
6. *Viminella flagellum* seemed to play a secondary species role inside the study area, being part of the communities associated to the presence of *Anomocora fecunda*. Distribution model showed few and isolated points, whereas the habitat preference analysis suggested that the conditions that this species seem to prefer are uncommon in the study area.

7. REFERENCIAS:

- Aguilar, R., Pastor, X., Garcia, S., Marin, P. y Ubero, J. 2013. Importance of seamounts-like features for Mediterranean marine habitats and threatened species. *Rapports de la Commission internationale pour la Mer Méditerranée*, 40, p. 716.
- Aguilar, R., Pastor, X. y de Pablo, M.J. 2006. Habitats in Danger. *Fundación Biodiversidad, Oceana*, p. 83.
- Allouche, O., Tsoar, A. y Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43:1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>.
- Angiolillo, M., Bavestrello, G., Bo, M., Cau, A., Giusti, M., Salvati, E., Tunesi, L. y Canese, S. 2014. Distribution of the deep-dwelling gorgonian *Viminella flagellum* in the Italian western Mediterranean Sea by means of multi-year ROV surveys. In *Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the conservation of Dark Habitat*, Portorož, Slovenia, 31, pp. 65–66.
- Ardron, J. A., Clark, M. R., Penney, A. J., Hourigan, T. F., Rowden, A. A., Dunstan, P. K., ... y Parker, S. J. 2014. A systematic approach towards the identification and protection of vulnerable marine ecosystems. *Marine Policy*, 49:146-154.
- Assis, J., Narvaez, K. y Haroun, R. 2007. Underwater towed video: a useful tool to rapidly assess elasmobranch populations in large marine protected areas. *Journal of Coastal Conservation*, 11:153-157.
- Bett, B. J. y Rice, A. L. 1992. The influence of hexactinellid sponge (*Pheronema carpenteri*) spicules on the patchy distribution of macrobenthos in the Porcupine Seabight (bathyal NE Atlantic), *Ophelia*, 36(3):217-226.
- Bo, M., Bavestrello, G., Canese, S., Giusti, M., Salvati, E., Angiolillo y M., Greco, S. 2009. Characteristics of a black coral meadow in the twilight zone of the central Mediterranean Sea, *Marine Ecology Progress Series*, 397:53-61 <https://doi.org/10.3354/meps08185>
- Boavida, J., Assis, J., Reed, J., Serrão, E. A., y Gonçalves, J. M. 2016. Comparison of small remotely operated vehicles and diver-operated video of circalittoral benthos. *Hydrobiologia*, 766:247-260.
- Borg, J. A., Howege, H. M., Lanfranco, E., Micallef, S., Mifsud, C., y Schembri, P. J. 1998. The macrobenthic species of the infralittoral to circalittoral transition zone off the northeastern coast of Malta (Central Mediterranean).
- Brito, A., Ocaña O. 2004. Corales de las Islas Canarias. Antozoos con esqueleto de los fondos litorales y profundos. Francisco Lemus Editor, La Laguna, España.
- Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Dolan, M.F.J., Dannheim, J., Bellec, V. y Holte, B. 2012. Habitat complexity and bottom fauna composition at different scales on the continental shelf and slope of northern Norway, *Hydrobiologia*, 685(1):191-219.
- Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A. J., Levin, L. A., Priede, I. G., Buhl-Mortensen, P., ... y Raes, M. 2010. Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Marine Ecology*, 31(1):21-50. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00359.x>.
- Cattaneo-Vietti, R., Chiantore, M., Gambi, M. C., Albertelli, G., Cormaci, M., y Di Geronimo, I. 2000. Spatial and vertical distribution of benthic littoral communities in Terra Nova Bay. *Ross Sea Ecology: Italian Antarctic Expeditions (1987–1995)*, pp. 503-514.
- Cau, A., Follesa, M. C., Moccia, D., Alvito, A., Bo, M., Angiolillo, M., ... y Cannas, R. 2015. Deepwater corals biodiversity along roche du large ecosystems with different habitat complexity along the south Sardinia continental margin (CW Mediterranean Sea). *Marine biology*, 162:1865-1878.

- Carpine, C. y Grasshoff, M. 1975. Les gorgonaires de la Méditerranée. *Bulletin de l'Institut océanographique de Monaco*, 71:1-140.
- Chimienti, G., Bo, M., Taviani, M. y Mastrototaro, F. 2019. Occurrence and Biogeography of Mediterranean Cold-Water Corals. In *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*; in Orejas, C., Jimenez, C., Eds.; *Springer International Publishing*: Berlin/Heidelberg, Germany, Volume 9, pp.213–243.
- Chimienti, G., Mastrototaro, F. y D'Onghia, G. 2019. Mesophotic and Deep-Sea Vulnerable Coral Habitats of the Mediterranean Sea: Overview and Conservation Perspectives. In *Advances in the Studies of the Benthic Zone*; Soto, L.A., EdIntechOpen: London, UK, pp. 1–20
- Clarke, K.R. y Gorley, R.N. (2006) *PRIMER v6: User Manual/Tutorial (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research)*. PRIMER-E, Plymouth.
- Costantini, F., Carlesi L. y Abbiati M. 2013. Quantifying spatial genetic structuring in mesophotic populations of the precious coral *Corallium rubrum*. *PloS One*, 8(4):e61546. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061546>
- Costello, M. J., McCrear, M., Freiwald, A., Lundälv, T., Jonsson, L., Bett, B. J., van Weering, T. C. E., et al. Freiwald, A., y Roberts, M. J. 2005. Role of cold-water *Lophelia pertusa* coral reefs as fish habitat in the NE Atlantic, *Cold-Water Corals and Ecosystems*, Berlin, HeidelbergSpringer-Verlag, 1243pp.
- Dauvin, J. C., Iglesias, A., y Lorgere, J. C. 1994. Circalittoral suprabenthic coarse sand community from the western English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74(3):543-562. <https://doi.org/10.1017/S0025315400047664>.
- Efron, B. y Tibshirani, R.J. 1993. *An Introduction to the Bootstrap*, An Introduction to the Bootstrap. Springer US, London.
- Etnoyer, P. J. y Cairns, S. D. 2017. Deep-sea coral taxa in the US Gulf of Mexico: depth and geographical distribution.
- Fabricius, K. y Alderslade, P. 2001. *Soft Corals and Sea Fans: A comprehensive guide to the tropical shallow water genera of the central-west Pacific, the Indian Ocean and the Red Sea* Australian Institute of Marine Science, Townsville.
- Falcón, J. M., González-Porto, M., Martín-García, L., Brito, A., Zurita-Pérez, N., Sánchez, F. y Martín-Sosa P. 2021. Biodiversidad de los LIC Banco de La Concepción y Espacio marino del oriente y sur de Lanzarote-Fuerteventura. Especies protegidas y formadoras de hábitats. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 32:93-126.
- Fielding, A.H. y Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence / absence models. *Environmental Conservation* 24:38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>.
- Filander, Z. N., Kitahara, M. V., Cairns, S. D., Sink, K. J. y Lombard, A. T. 2021. Azooxanthellate Scleractinia (Cnidaria, Anthozoa) from South Africa. *ZooKeys* 1066:1–198.
- Food and Agriculture Organization 2009. *International Guidelines for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High Seas*.
- Fosså, J. H., Mortensen, P. B. y Furevik, D. M. 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fisheries impacts, *Hydrobiologia*, 471(1):1-12.
- Foster, S. D., Hosack, G. R., Hill, N. S., Barrett, N. A. y Lucieer, V. L. 2014. Choosing between strategies for designing surveys: autonomous underwater vehicles. *Methods in Ecology and Evolution* 5(1):287-297. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12156>.

- Fourt, M., Giujard, A., Perez, T., Vacelet, J., Sartoretto, S. y Chevaldonne, P. 2014. French mediterranean submarine canyons and deep rocky banks: a regional view for adapted conservation measures. pp. 33–38. In: Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the conservation of Dark Habitat, Portorož, 31 October 2014. Slovenia.
- Genin, A., Dayton, P.K., Lonsdale, P.F. y Spiess, F.N. 1986. Corals on seamount peaks provide evidence of current acceleration over deep-sea topography. *Nature* 322:59–61 <https://doi.org/10.1038/322059a0>.
- Giusti, M., Bo, M., Angiolillo, M., Cannas, R., Cau, A., Follesa, M.C. y Canese, S. 2017. Habitat preference of *Viminella flagellum* (Alcyonacea: Ellisellidae) in relation to bathymetric variables in southeastern Sardinian waters. *Continental Shelf Research*, 138:41–50. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2017.03.004>.
- Giusti, M., Bo, M., Bavestrello, G., Angiolillo, M., Salvati, E. y Canese, S. 2012. Record of *Viminella flagellum* (Alcyonacea: Ellisellidae) in Italian waters (Mediterranean Sea), *Marine Biodiversity Records*, 5, p. e34 <https://doi.org/10.1017/S1755267211000510>.
- González-Porto, M., Almón, B., Falcón, J., Arrese-González, B., González-Irusta, J. M., González-Jiménez, J., ... y Martín-Sosa, P. 2014. Amanay and El Banquete seamounts (Canary Islands): Vunerable Marine Ecosystems (VMEs) spatial distribution. Centro Oceanográfico de Canarias.
- González-Porto, M., Barreiro-Jueguen, S., Sarralde-Vizueté, R., López-Abellán, L. J., Jiménez, S., Pedrianes, J. R. y Agulló-García, J. 2014. VME indicator species collected during exploratory fishing in Macaronesian seamounts. Centro Oceanográfico de Canarias. p. 333.
- González-Porto, M., Falcón, J.M., Martín-García, L. y Martín-Sosa, P. 2020. LIFE IP INTEMARES. Informe sobre el estado actual de conocimiento de la biodiversidad del LIC-ESZZ15001 “Banco de La Concepción” (Demarcación marina canaria). Proyecto Life IP INTEMARES. Instituto Español de Oceanografía. Informe técnico.
- Grasshoff, M. y Bargibant, G. 2001. Coral reef gorgonians of New Caledonia, IRD éditions, Paris.
- Griffith, D. M., Veech, J. A., y Marsh, C. J. 2016. cooccur: Probabilistic Species Co-Occurrence Analysis in R. *Journal of Statistical Software*, Code Snippets, 69(2):1–17.
- Guinan, J., Grehan, A.J., Dolan, M.F.J. y Brown, C. 2009. Quantifying relationships between video observations of cold-water coral cover and seafloor features in rockall trough, west of Ireland, *Marine Ecology Progress Series*, 375:125-138. <https://doi.org/10.3354/meps07739>.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick J., y Elith, J. 2020. dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.3-3.
- Henkel, T. P. y Pawlik, J. R. 2005. Habitat use by sponge-dwelling brittlestars, *Marine Biology*, 146:301-313.
- Hubbard, R. H. y Well, J. W. 1986. Ahermatypic shallow-water scleractinian corals of Trinidad. *Studies on the Fauna of Curaçao and other Caribbean Islands*, 68(1):121-147.
- Incera, M., Valbuena, L., Falcón, J., González, E. L., González-Porto, M., Martín-García, L., ... y Gago, J. 2024. Assessment of seabed litter at Concepción Seamount (Canary island) using a remotely operated towed vehicle. *Environmental Pollution*, 346:123654.
- Jiménez, S., González-Porto, M., Brito, A., Almón, B. y Martín-Sosa, P. 2014. Scleractinia off Canary Islands Seamounts. Centro Oceanográfico de Canarias.
- Krautter, M., Conway, K. W., Barrie, J. V. y Neuweiller, M. 2001. Discovery of a “living dinosaur”: globally unique modern hexactinellid sponge reefs off British Columbia, Canada, *Facies*, 44:265-282.

- Lam, K., Shin, P. K. S., Bradbeer, R., Randall, D., Ku, K. K. K., Hodgson, P. y Cheung, S. G. 2006. A comparison of video and point intercept transect methods for monitoring subtropical coral communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 333:115–128. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.009>.
- Langlois, T., Harvey, E., Fitzpatrick, B., Meeuwig, J., Shedrawi, G. y Watson, D.L. 2010. Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquatic Biology* 9:155–168. <https://doi.org/10.3354/ab00235>.
- Lindfield, S. J., McIlwain, J. L. y Harvey, E. S. 2014. Depth refuge and the impacts of SCUBA spearfishing on coral reef fishes. *PLoS One* 9: 9(3), e92628. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092628>.
- Lo Iacono, C., Savini, A., Huvenne, V.A.I. y Gràcia, E. 2019. 15 habitat mapping of cold-water corals in the mediterranean sea, Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future, pp. 157-171.
- Mallet, D., Wantiez, L., Lemouellic, S., Vigliola, L. y Pelletier, D. 2014. Complementarity of rotating video and underwater visual census for assessing species richness, frequency and density of reef fish on coral reef slopes. *PLoS One* 9: e84344. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0084344>.
- Martín-García, L., González-Porto, M., Falcón, J., de La Torre, A., Serrano, A., González, J.M., Jiménez, S., González, E. y Martín-Sosa, P. 2022. Informe sobre la caracterización, cartografiado y estado de conservación de los hábitats bentónicos del LIC-ESZZ15001 “Banco de La Concepción” (Demarcación marina canaria). Life IP INTEMARES.
- Martínez-Carreño, N., Vázquez, J.T., López-Rodríguez, C., Arrese, B., Sánchez-Guillamón, O., López-González, N., Gómez-Ballesteros, M. y Martín-Sosa, P. 2020. Life IP INTEMARES. Informe de distribución espacial de características geomorfológicas y sedimentarias del LIC Banco de La Concepción. Subacción A2.1: Mejora del conocimiento en zonas ya declaradas.
- Martins, R., Sampaio, L., Quintino, V., y Rodrigues, A. M. 2014. Diversity, distribution and ecology of benthic molluscan communities on the Portuguese continental shelf. *Journal of Sea Research*, 93:75-89.
- Mano, A. L. S. A. T. 2019. Redefinition of the circalittoral zone and its assemblages from Azores insular shelves through video survey (Master's thesis, Instituto Superior de Psicologia Aplicada (Portugal)).
- Morato, T., González-Irusta, J.M., Dominguez-Carrió, C., Wei, C.L., Davies, A., Sweetman, A.K. y Carreiro-Silva, M. 2020. Climate-induced changes in the suitable habitat of cold-water corals and commercially important deep-sea fishes in the North Atlantic, *Global Change Biology*, 26(4):2181-2202. <https://doi.org/10.1111/gcb.14996>.
- Mortensen, P. B., Hovland, M., Brattegard, T. y Farestveit, R. 1995 Deep water bioherms of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* (L.) at 64°N on the Norwegian Shelf: structure and associated megafauna, *Sarsia*, 80(2):145-158. <https://doi.org/10.1080/00364827.1995.10413586>.
- Mourguiart, B., Lalanne, Y., Huguenin, L., Bru, N., y de Casamajor, M. N. 2018. Assessment of circalittoral reef benthic assemblages along a distance gradient to the coast in N2000 Basque coast (southern Bay of Biscay). ISOBAY XVI.
- Moya-Urbano, E., Urra, J., Marina, P., Gallardo-Núñez, M., Raso, J. E. G., Bárcenas, P., ... y Rueda, J. L. 2019. Biodiversity and spatio-temporal changes of benthic and demersal assemblages of circalittoral soft bottoms of the Bay of Málaga (northern Alboran Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(8):1709-1720. <https://doi.org/10.1017/S0025315419000766>.
- Mustapha, K. B., Komatsu, T., Hattour, A., Sammari, C., Zarrouk, S. y Souissi, A. 2002. Tunisian mega benthos from infra (*Posidonia* meadows) and circalittoral (coralligenous) sites. *INSTM Bulletin: Marine and Freshwater Sciences* 29:23-36.

- Naimi, B. y Araújo, M.B. 2016. Sdm: A reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39:368–375. <https://doi.org/10.1111/ecog.01881>.
- Ocaña, O., de Matos, V., Aguilar, R., García, S. y Brito, A. 2017. Illustrated catalogue of cold water corals (Cnidaria: Anthozoa) from Alboran basin and North Eastern Atlantic submarine mountains, collected in Oceana campaigns. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 29:221–256.
- OCEANA, 2011. OSPAR workshop on the improvement of the definitions of habitats on the OSPAR list. Bergen, Norway.
- Pacunski, R. E., Palsson, W. A., Greene, H. G. y Gunderson, D. 2008. Conducting visual surveys with a small ROV in shallow water. In Reynolds, J. R. y H. G. Greene (eds), *Marine Habitat Mapping Technology for Alaska. Alaska Sea Grant College Program*. University of Alaska Fairbanks, Fairbanks, pp. 109-128.
- Pardo, E., Rubio, R. A., García, S., de la Torriente Díez, A. y Ubero, J. 2011. Documentación de arrecifes de corales de agua fría en el Mediterráneo occidental (Mar de Alborán). *Chronica naturae*, (1):20-34.
- Piepenburg, D. y Müller, B. 2004. Distribution of epibenthic communities on the Great Meteor Seamount (North-east Atlantic) mirrors pelagic processes. *Archive of Fishery and Marine Research*, 51(1-3):55-70.
- PRIMER-E (2006). *Primer 6 for Windows*. Plymouth: PRIMER-E Ltd.
- QGIS.org, 2024. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Core Team 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ramirez-Llodra, E. 2020. Deep-sea ecosystems: biodiversity and anthropogenic impacts. The law of the seabed, pp. 36-60. Brill Nijhoff.
- Ramirez Llodra, E., Brandt, A., Danovaro, R., De Mol, B., Escobar, E., German, C.R., Levin, L.A., Martinez-Arbizu, P., Menot, L., Buhl-Mortensen, P., Narayanaswamy, B.E., Smith, C.R., Tittensor, D.P., Tyler, P.A., Vanreusel, A. y Vecchione, M. 2010. Deep, Diverse and Definitely Different: Unique Attributes of the World's Largest Ecosystem, *Biogeosciences* 7:2851–2899.
- Ramiro-Sánchez, B., González-Irusta, J.M., Henry, L.-A., Cleland, J., Yeo, I., Xavier, B. y Murton, J.R. 2019. Characterization and mapping of a deep-sea sponge ground on the tropic seamount (northeast tropical atlantic): implications for spatial management in the high seas, *Frontiers in Marine Science*, 6:278. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00278>.
- Ramos, M., Bertocci, I., Tempera, F., Calado, G., Albuquerque, M. y Duarte, P. 2016. Patterns in megabenthic assemblages on a seamount summit (Ormonde Peak, Goringe Bank, Northeast Atlantic). *Marine Ecology*, 37(5):1057-1072.
- Reed, J. K. 2002. Deep-water *Oculina* coral reefs of Florida: biology, impacts, and management, *Hydrobiologia*, 471:43-55.
- Reyes, J., Santodomingo, N. y Flórez, P. 2010. Corales Escleractinios de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Santa Marta, Colombia. p. 69.
- Reyes, J., Santodomingo, N. y Cairns, S.D. 2009. Caryophylliidae (Scleractinia) from the Colombian Caribbean. *Zootaxa*. 2262:25.
- Ríos, P., Prado, E., Carvalho, F.C., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Xavier, J.R. y Cristobo, J. 2020. Community composition and habitat characterization of a rock sponge aggregation (Porifera, corallistidae) in the Cantabrian Sea, *Frontiers in Marine Science*, 7:578. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00578>.

- Rodríguez-Basalo, A., Prado, E., Sánchez, F., Ríos, P., Gómez-Ballesteros, M. y Cristobo, J. 2021. High resolution spatial distribution for the hexactinellid sponges *Asconema setubalense* and *phoronema carpenteri* in the central Cantabrian Sea, *Frontiers in Marine Science*, 8:612-761. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.612761>.
- Rodríguez-Basalo, A., Ríos, P., Arrese, B., Abad-Uribarren, A., Cristobo, J., Ibarrola, T.P., Gómez-Ballesteros, M., Prado, E. y Sánchez, F. 2022. Mapping the habitats of a complex circalittoral rocky shelf in the Cantabrian Sea (South Bay of Biscay), *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 273:107912, ISSN 0272-7714. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107912>.
- Rojas, A., Gracia, A., Hernández-Ávila, I., Patarroyo, P. y Kowalewski, M. 2020. Occurrence of the brachiopod *Tichosina* in deep-sea coral bottoms of the Caribbean Sea and its paleoenvironmental implications. *bioRxiv*, 2020-06. <https://doi.org/10.1101/2020.06.24.168658>.
- Rossi, S., Coppari, M. y Viladrich, N. 2017. Benthic-pelagic coupling: new perspectives in the animal forests, *Marine Animal Forests: the Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*, pp. 855-885.
- Sánchez, F., Serrano, A., Parra, S., Ballesteros, M. y Cartes, J.E. 2008. Habitat characteristics as determinant of the structure and spatial distribution of epibenthic and demersal communities of Le Danois Bank (Cantabrian Sea, N. Spain), *Journal of Marine Systems*, 72(1-4):64-86. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.04.008>.
- Sotomayor-García, A., Rueda, J. L., Sánchez-Guillamón, O., Vázquez, J. T., Palomino, D., Fernández-Salas, L. M., ... y Fraile-Nuez, E. (2020). Geomorphic features, main habitats and associated biota on and around the newly formed Tagoro submarine volcano, Canary Islands. En *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat* (pp. 835-846). Elsevier.
- Tissot, B. N., Yoklavich, M. M., Love, M. S., York, K. y Amend, M. 2006. Benthic invertebrates that form habitat on deep banks off southern California, with species reference to deep sea coral, *Fisheries Bulletin US*, vol. 1.
- Tyler, P.A., Baker, M.C. y Ramirez-Llodra, E. 2016. Deep-Sea Benthic Habitats. Biological sampling in the deep sea, pp. 1–15.
- Urriago, J. D., Santodomingo, N., y Reyes, J. 2011. Deep-sea corals formations: biologic criteria for the establishment of marine protected areas on a continental margin (100-300 m) in the Colombian Caribbean. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 40(1):89-113.
- Veron, J.E.N. 1986. *Corals of Australia and the Indo-Pacific*. Australian Institute of Marine Science. Angus & Robertson Publishers, London. p. 644.
- Weinberg, S. y Grasshoff, M. 2003. Gorgonias. *El Mar Mediterraneo. Fauna, Flora, Ecología. II/1. Guía Sistemática y de Identificación*, Ediciones Omega, p. 849.
- World Register of Marine Species (WORMS), consultado en mayo de 2024. <https://www.marinespecies.org/index.php>.