

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



ESCUELA DE DOCTORADO DE LA UNIVERSIDAD DE CANTABRIA
DOCTORADO EN INGENIERÍA DE COSTAS, HIDROBIOLOGÍA Y GESTIÓN
DE SISTEMAS ACUÁTICOS (IH2O)

TESIS DOCTORAL

FOTOGRAMETRÍA TRIDIMENSIONAL SUBMARINA Y ANÁLISIS DE IMAGEN BASADO EN
INTELIGENCIA ARTIFICIAL PARA LA MONITORIZACIÓN DE HÁBITATS BENTÓNICOS
VULNERABLES PROFUNDOS EN RED NATURA 2000

PhD THESIS

UNDERWATER THREE DIMENSIONAL PHOTOGRAMMETRY AND IMAGE ANALYSIS BASED ON
ARTIFICIAL INTELLIGENCE FOR THE MONITORING OF DEEP VULNERABLE BENTHIC HABITATS
IN NATURA 2000 NETWORK

Presentada por: MARÍA ELENA PRADO ORTEGA
Dirigida por: Dr. FRANCISCO SÁNCHEZ DELGADO
 Dr. ADOLFO COBO GRACÍA

Santander, mayo de 2022

A mis padres

Agradecimientos

En primer lugar quiero dar las gracias a mis dos codirectores, Francisco Sánchez y Adolfo Cobo, la pasión que ambos desprenden por su trabajo, su forma de entender la investigación y por supuesto su apoyo constante, han sido pilares básicos en el proceso de elaboración de esta tesis.

En especial agradezco a Paco la oportunidad que me ha brindado a la hora de poder realizar este trabajo y la confianza que ha depositado en mí. Es un gran privilegio colaborar con él y ser partícipe de la ilusión, compromiso y buen hacer que desempeña en su trabajo y la generosidad con la que comparte sus profundos conocimientos del medio marino.

Y a Adolfo le quiero dar las gracias por tantísimo tiempo dedicado, por su forma de escucharme primero y aconsejarme después. En estos años, nunca ha dejado un correo, una llamada o un whatsapp sin responder, estando siempre ahí y trabajando a mi lado.

Agradezco la implicación y el esfuerzo de todos los coautores de las publicaciones en las que se sustenta esta tesis. Estos trabajos han supuesto para mí un gran aprendizaje.

Quiero dar las gracias a todos los compañeros del Instituto Español de Oceanografía con los que he tenido la suerte de coincidir a lo largo de estos años, por ser un ejemplo de constancia, por no cesar en su empeño de continuar con la investigación marina, a pesar de las dificultades. Y a todos mis compañeros del Centro Oceanográfico de Santander por su apoyo y ayuda en esta etapa.

A mis compañeros del grupo ECOMARG, con los que comparto mí día a día, buenos y no tan buenos momentos, nervios y mareos en las campañas oceanográficas, cafés y reuniones. Sin ellos este trabajo no hubiera sido posible, gracias de corazón.

Y por último, quiero dar las gracias a mi familia, por proporcionarme siempre ese lugar al que regresar, ese lugar, a veces cercano y a veces en la distancia, en el que sentirme reconfortada y querida.

Después de estos años, me quedo con la certeza de que el conocimiento científico de nuestros fondos oceánicos profundos debe ser siempre la base que sustente una protección eficaz del océano y que permita seguir avanzando en la conservación de nuestros mares.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Agradecimientos	5
Acrónimos	11
Listado de figuras	15
Listado de tablas.....	21
Listado de proyectos	23
Listado de publicaciones	27
Resumen.....	29
Abstract	35
CAPÍTULO I	
Introducción general	39
1. Breve perspectiva de la legislación europea.....	41
2. Áreas Marinas Protegidas y Red Natura 2000	47
3. Monitorización de espacios Red Natura 2000	53
4. Complejidad espacial en los ecosistemas marinos bentónicos profundos.....	56
5. Problemática actual, hipótesis, objetivos y esquema de la tesis.....	60
5.1. Problemática actual.....	60
5.2. Hipótesis.....	61
5.3. Objetivos	61
5.4. Esquema de tesis.....	62
CAPÍTULO II	
Materiales y metodología general	65
1. Área de estudio	67
1.1. ZEC El Cachucho	67
1.2. LIC Sistemas de Cañones Submarinos de Avilés.....	69
2. Vehículo ROTV Politolana y toma de imágenes	72

3. Reconstrucción tridimensional del fondo oceánico mediante fotogrametría submarina	75
4. Técnicas de inteligencia artificial y aprendizaje profundo	82
CAPÍTULO III	
Resultados.....	87
1. Análisis de la estructura de la población de un bosque de gorgonias (<i>Placogorgia</i> sp.) usando una aproximación de modelado tridimensional fotogramétrico.....	89
1.1. Introducción	91
1.2. Materiales y metodología	97
1.2.1. Área de estudio	97
1.2.2. <i>Placogorgia</i> sp.....	98
1.2.3. Descripción de la toma de datos.....	99
1.2.4. Reconstrucciones fotogramétricas.....	100
1.2.5. Evaluación de errores en geolocalización y reconstrucción de modelos tridimensionales.....	102
1.2.6. Estructura de población	103
1.3. Resultados.....	108
1.3.1. Evaluación de errores de geolocalización y reconstrucción de modelos tridimensionales.....	109
1.3.2. Estructura de la población de gorgonias.....	109
1.4. Discusión	114
1.4.1. Reconstrucciones fotogramétricas.....	115
1.4.2. Estructura de la población de gorgonias.....	116
1.4.3. Abundancia de gorgonias.....	118
2. Fotogrametría submarina e inteligencia artificial: un nuevo enfoque para el modelado de microhábitats bentónicos en la plataforma circalitoral rocosa.	121
2.1. Introducción	123
2.2. Materiales y Métodos	129
2.2.1. Área de estudio	129
2.2.2. Descripción del muestreo y adquisición de imágenes	130

2.2.3.	Reconstrucción del modelo tridimensional y generación del modelo digital de superficie	132
2.2.4.	Análisis del terreno.....	135
2.2.5.	Análisis faunístico	136
2.2.6.	Variables del terreno significativas y modelos de idoneidad del hábitat	139
2.2.7.	Etiquetado automático de especies en imágenes usando técnicas de inteligencia artificial	140
2.3.	Resultados.....	142
2.3.1.	Modelo tridimensional, Modelo Digital de Superficie y Variables del Terreno	142
2.3.2.	Características ambientales y presencia faunística.....	144
2.3.3.	Variables del terreno significativas y modelo de idoneidad de hábitat.....	146
2.3.4.	Etiquetado automático de registros de presencia faunística	152
2.4.	Discusión	154
2.4.1.	Fotogrametría 3D como mejora para los modelos de idoneidad de hábitat..	155
2.4.2.	Distribución espacial y comportamiento de especies.....	157
2.4.3.	Implementación de técnicas de inteligencia artificial para etiquetado automático de especies bentónicas en imágenes submarinas.....	160
3.	Estimación <i>in situ</i> de los ratios de crecimiento de la esponja de profundidad <i>Asconema setubalense</i> usando fotogrametría tridimensional	163
3.1.	Introducción	165
3.2.	Materiales y metodología	170
3.2.1.	Área de estudio	170
3.2.2.	Campañas oceanográficas y adquisición de imágenes	171
3.2.3.	Reconstrucciones fotogramétricas tridimensionales.....	174
3.2.4.	Evaluación de errores de modelos tridimensionales	175
3.2.5.	Cálculo de tamaños y edades de <i>A. setubalense</i>	177
3.3.	Resultados	181
3.3.1.	Fotogrametría tridimensional	181

3.3.2. Evaluación de la precisión	182
3.3.3. Ratios de crecimiento y edad de <i>A. setubalense</i>	184
3.4. Discusión	189
3.4.1. Fotogrametría tridimensional	189
3.4.2. Ratios de crecimiento.....	190
3.4.3. Estimación de edades.....	191
3.4.4. Mortalidad.....	192
Capítulo IV	
Conclusiones	195
1. Conclusiones.....	197
1.1. Descripción de tamaño y forma de especies bentónicas sésiles de desarrollo complejo.....	199
1.2. Modelado predictivo de microhábitat basado en fotogrametría tridimensional y técnicas de aprendizaje profundo.....	201
1.3. Estimación de ratios de crecimiento	202
2. Trabajos futuros	204
Referencias.....	207

Acrónimos

AEMA: Agencia Europea de Medio Ambiente

AGE: Administración General del Estado

AGNU: Asamblea General de las Naciones Unidas

AMP: Área Marina Protegida

AUC: Area Under Curve (Área bajo la curva)

BEA: Buen Estado Ambiental

BOE: Boletín Oficial del Estado

BPI: Bathymetric Position Index (Índice de Posición Batimétrica)

CE: Comisión Europea

CNN: Convolutional Neural Network (Red neuronal convolucional)

COP21: Conferencia sobre el Clima de París 2021

CTD: Conductivity, Temperature, and Depth (Profundidad, temperatura, conductividad)

DOM: Dissolved Organic Matter (Materia orgánica disuelta)

DMEM: Directiva Marco sobre la Estrategia Marina

EBM: Ecosystem Based Management (Gestión basada en ecosistema)

EFH: Essential Fish Habitat (Hábitat esencial para peces)

EMC: Error Medio Cuadrático

EMV: Ecosistema Marino Vulnerable

EUNIS: European Nature Information System (Sistema europeo de información sobre la naturaleza)

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

FIV: Factor de Inflación de la Varianza

GAM: Generalized Additive Model (Modelo aditivo generalizado)

GCP: Ground Control Point (Punto de control sobre el terreno)

GSD: Ground Sampling Distance (Distancia muestreada sobre el terreno)

HD: High Definition (Alta definición)

HELCOM: Helsinki Convention o Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area (Convenio sobre la Protección del Medio Marino del Área del Mar Báltico)

IA: Inteligencia Artificial

ICES: International Council for the Exploration of the Sea (Consejo Internacional para la Exploración del Mar)

IEO: Instituto Español de Oceanografía

IOG: International Ocean Governance (Gobernanza Oceánica Internacional)

IUCN: International Union for the Conservation of Nature (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza)

LED: Light Emitting Diode (Diodo Emisor de Luz)

LIC: Lugar de Importancia Comunitaria

MDS: Modelo Digital de Superficies

MDE: Modelo Digital de Elevaciones

MBE: MultiBeam Echosounder (Ecosonda multihaz)

MITECO: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

MOW: Mediterranean Outflow Water (masa de agua saliente del Mediterráneo)

MVS: Multi-View Stereo (visión multiestéreooscópica)

NADW: North Atlantic Deep Water (masa de agua profunda del Atlántico norte)

ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible

OSPAR: Convención para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste

PMDB: Perspectiva Mundial de la Diversidad Biológica

PMI: Política Marítima Integrada

PPC: Política Pesquera Común

PNUMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

R-CNNs: Region-based CNNs

RAMPE: Red de Áreas Marinas Protegidas de España

RN2000: Red Natura 2000

ROTV: Remotely Operated Towed Vehicle (vehículo remolcado operado de forma remota)

ROV: Remotely Operated Vehicle (vehículo operado de forma remota)

SCBD: Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica

SIG: Sistema de Información Geográfica

SfM: Structure from Motion (estructura a partir del movimiento)

SSBL: Super (Ultra) Short Base Line

SSD: Single Shot Multibox Detector

UE: Unión Europea

UTM: Universal Transverse Mercator (sistema de coordenadas universal transversal de Mercator)

WGS84: World Geodetic System 1984 (Sistema Geodésico Mundial 1984)

YOLO: You Only Look Once

ZEC: Zona Especial de Conservación

ZEPA: Zona de Especial Protección para las Aves

Listado de figuras

Figura 1.1. Infografía sobre políticas de la UE entorno al medio marino. Fuente: Tribunal de Cuentas Europeo, 2020.....	42
Figura 1.2. Porcentajes de especies evaluadas en categorías de peligro de extinción incluidas en la Lista Roja de la IUCN. Fuente: Perspectiva Mundial de la Biodiversidad (SCDB, 2010).....	43
Figura 1.3. Infografía con los 11 descriptores del BEA. Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO).	46
Figura 1.4. Infografía del Foro del IOG para avanzar en la gobernanza del océano. Fuente: EU IOG Forum, 2011.....	47
Figura 1.5. Infografía con cifras globales de la red de espacios marinos protegidos RN2000. Fuente: EC, 2019.	49
Figura 1.6. Mapa de los sitios RN2000 declarados a finales de junio 2020. Fuente: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/natura-2000-birds-and-habitat-directives-11	50
Figura 1.7. Número y superficie cubierta por LIC y ZEC por Estado Miembro. Datos del barómetro RN2000 (junio de 2021).....	51
Figura 1.8. Mapa con los espacios protegidos competencia de la AGE actualizado a diciembre de 2020. Fuente: MITECO.	52
Figura 1.9. Mapas de la cobertura de las áreas cartografiadas entre las cuadrículas GEMCO_2020 (a) y GEMCO_2021 (b). Fuente: https://seabed2030.org/	53
Figura 1.10. Esponja hexactinélida <i>Asconema setubalense</i> . Fuente: IEO ROV Liropus, campaña INDEMARES (2012).	57
Figura 1.11. Imagen de detalle del arrecife de coral de aguas frías situado en la cabecera del Cañón de La Gaviera Fuente: IEO ROTV Politolana, campaña ECOMARG (2017).	59
Figura 1.12. Diagrama conceptual de la tesis donde puede observarse la relación entre los resultados incluidos y su ámbito de desarrollo.	62
Figura 2.1. Ubicación del AMP El Cachucho y su actual delimitación. Fuente: IEO Grupo ECOMARG (www.ecomarg.com).	68

Figura 2.2. Localización y principales rasgos geomorfológicos del LIC Sistema de Cañones Submarinos de Avilés. Fuente: IEO Grupo ECOMARG (www.ecomarg.com)	70
Figura 2.3. Vehículo remolcado ROTV Politolana durante una maniobra de despliegue en la campaña oceanográfica del IEO INTEMARES C2 (2022).	72
Figura 2.4. (a) Esquema del sistema de posicionamiento submarino de vehículos Hipap 502. Fuente: © 2005 Kongsberg Maritime AS. (b) Esquema del sistema de posicionamiento submarino del ROTV Politolana.	74
Figura 2.5. Esquema de las diferentes etapas en el desarrollo de la fotogrametría desde su creación. Fuente: Albertz y Wiedemann (1996).	75
Figura 2.6. Número de citas académicas del término Structure from Motion a partir de la Web of Knowledge hasta abril de 2015. Fuente: Carrivick <i>et al.</i> , 2016.	76
Figura 2.7. (a) Esquema de SfM (Sweeney, 2016); (b) esquema de reconstrucción 3D de un ejemplar de <i>P. nobilis</i> ; (c) momento de la toma de datos y (d) modelo 3D del ejemplar.	77
Figura 2.8. Diferentes modelos de vehículos submarinos tripulados de forma remota. (a) ROV Liropus IEO, (b) modelo BlueROV de BlueRobotics, (c) ROTV Politolana IEO y (d) ROV de Boxfish Research.	78
Figura 2.9. (a) Modelo tridimensional del pecio Río Miera hundido en 1951 cerca de Cabo Mayor (Cantabria). Proyecto PhotoMARE, (b) (c) fotografías tomadas <i>in situ</i> del pecio (Francisco Sánchez).	81
Figura 2.10. (a) Flujo de un algoritmo de aprendizaje máquina. Fuente: Osman, 2019; (b) Resultado de análisis automático de contenido de la imagen y etiquetado basado en algoritmo YOLO. Fuente: Redmon <i>et al.</i> , 2016.	84
Figura 3.1. Parte de un gran coral (<i>Paragorgia arbórea</i>) extraído del fondo por el arrastre de un aparejo de pesca. Imagen: Malcolm Pullman – Greenpeace.	91
Figura 3.2. Ejemplar de congrio, <i>Conger conger</i> (Linnaeus, 1758) fotografiado en el bosque de gorgonias a 550 metros de profundidad. Imagen: ROTV Politolana, campaña ESMARES (2014).	92
Figura 3.3. Detalle de dos ejemplares de <i>Placogorgia</i> sp. Fotografía tomada por el ROTV Politolana en el AMP El Cachucho a 550 metros de profundidad en la campaña ECOMARG (2017).	94

Figura 3.4. Ubicación del bosque de gorgonias dentro del AMP El Cachucho.....	97
Figura 3.5. Imagen que muestra algunas de las colonias de gorgonias analizadas y el sustrato rocoso donde se asientan a 528 m de profundidad.	98
Figura 3.6. (a) Fotografía de un ejemplar de <i>Placogorgia</i> sp. extraído de la zona de estudio y (b) foto de pólipos	98
Figura 3.7. Trayectoria de los vídeo-transectos del ROTV sobre la cima del monte submarino sobre batimetría de alta resolución realizada en el marco de la campaña oceanográfica.	100
Figura 3.8. Reconstrucción tridimensional (nube de puntos 3D densa) de un tramo de uno de los transectos de vídeo.	101
Figura 3.9. Ortomosaicos de alta resolución de las 2 secciones de vídeo realizadas sobre el bosque de gorgonias.....	102
Figura 3.10. Representación gráfica del error de reproyección en un modelo de triangulación. Fuente: Pix4D Mapper Pro.....	103
Figura 3.11. (a) Fotograma de vídeo original sin propiedades métricas con una muestra de colonias; (b) Nube de puntos tridimensional (xyz) con las colonias de gorgonias digitalizadas; (c) Vista ampliada del perímetro digitalizado de la colonia nº 4.	105
Figura 3.12. (a) Nube de puntos 3D de una colonia de <i>Placogorgia</i> sp.; (b) Triángulos planos irregulares cuyo sumatorio ofrece el área de la superficie de la gorgonia.	106
Figura 3.13. (a) Colonias de <i>Placogorgia</i> sp. muertas en el área de estudio; (b) Fragmentos de colonias muertas distribuidos en el área de estudio.	107
Figura 3.14. Gráfico que muestra el ángulo de orientación de las colonias medido en este estudio.	108
Figura 3.15. (a) Ortomosaico de la zona; (b) Detalle en el área noroeste del ortomosaico. Amarillo: colonias de <i>Placogorgia</i> sp. / Rojo: colonias muertas.....	111
Figura 3.16. Resultados de la función K de Ripley para las secciones de vídeo TV18 y TV19. Distribución agrupada máxima para una vecindad de 3,75 metros de radio.....	112
Figura 3.17. Histograma de la distribución del área de superficie de los abanicos (m ²) de <i>Placogorgia</i> sp. en el Banco Le Danois.....	113

Figura 3.18. Ángulos de orientación de las colonias de <i>Placogorgia</i> sp. según el esquema que aparece en la figura 3.14.....	114
Figura 3.19. Dirección de la corriente cercana al fondo registrada en el área de estudio a partir del fondeo de un correntómetro.....	114
Figura 3.20. Diagrama que muestra los efectos de la complejidad del hábitat sobre los atributos a nivel de población. Fuente: Kovalenko <i>et al.</i> , 2012.....	125
Figura 3.21. De izquierda a derecha diferentes aproximaciones de detección de objetos y segmentación de instancias en imágenes. Fuente: https://ichi.pro/es/deteccion-de-objetos-y-segmentacion-de-instancias-descripcion-detallada-163595582338290	128
Figura 3.22. Mapa de situación general y área de estudio con fondos rocosos (en azul). Detalle de la ubicación de las estaciones del estudio (Zonas 1, 2 y 3) mostradas sobre un mapa batimétrico (32 m/pixel).....	130
Figura 3.23. ROTV Politolana operando sobre un fondo a 550 metros de profundidad.	131
Figura 3.24. Esquema del posicionamiento tridimensional de un punto a partir del registro de todas sus posiciones en las imágenes solapadas.....	133
Figura 3.25. (a) Detalle de la nube de puntos en 3D de la Zona 3; (b) porción de ortomosaico de alta resolución y (c) MDS de la misma zona; (d) y (e) detalle de ortomosaico y MDS, respectivamente.	134
Figura 3.26. Detalle de los descriptores topográficos generados en este estudio para la Zona 1. (a) Batimetría; (b) orientación (Norte); (c) orientación (Este); (d) rugosidad; (e) curvatura; (f) BPI.....	136
Figura 3.27. Especies seleccionadas para el estudio (a) <i>Dendrophyllia cornigera</i> ; (b) <i>Phakellia ventilabrum</i> ; (c) <i>Artemisina transiens</i> ; (d) <i>Leptometra celtica</i> y (e) <i>Ophiothrix fragilis</i> , <i>Ophiothrix</i> sp. III y <i>Ophiura ophiura</i>	138
Figura 3.28. Ejemplos de imágenes etiquetadas de forma manual. (a) fotografía de 24-Mpx; (b) fotograma extraído del vídeo full HD.	141
Figura 3.29. Detalle de perfiles longitudinales de la capa batimétrica a escala fina. (a) Zona 1; (b) Zona 2 y (c) Zona 3.....	144
Figura 3.30. (a) Zona 1, presencias de <i>Ophiothrix fragilis</i> , <i>Ophiothrix</i> sp. y <i>Ophiura ophiura</i> sobre MDS de alta resolución; (b) Capa de posición geográfica de Ophiuroidea.	145

Figura 3.31. Modelos y curvas predictivas finales para cada una de las zonas. Zona 1 correspondiente a <i>O. fragilis</i> , Zona 2 a <i>L. celtica</i> y Zona 3 a <i>D. cornigera</i>	148
Figura 3.32. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado usando el modelo predictivo sobre la Zona 1 (Clase Ophiuroidea).....	149
Figura 3.33. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado utilizando el modelo predictivo sobre la Zona 2 (<i>L. celtica</i>).	150
Figura 3.34. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado utilizando el modelo predictivo sobre la Zona 3 (<i>A. transiens</i>).	150
Figura 3.35. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado usando el modelo predictivo sobre la Zona 3 (<i>D. cornigera</i>).....	151
Figura 3.36. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado utilizando el modelo predictivo sobre la Zona 3 (<i>P. ventilabrum</i>)......	151
Figura 3.37. Ejemplos de individuos detectados y localizados de forma automática en los fragmentos de imagen.	153
Figura 3.38. Detalles de imágenes donde se pueden observar las posiciones seleccionadas sobre el fondo por ejemplares de Ophiuroidea y <i>L. celtica</i>	159
Figura 3.39. Detalle de imagen donde se observa una agregación de <i>A. transiens</i> ubicada en una cara plana de una roca.....	160
Figura 3.40. Posibles vías de reutilización de sustancias en arrecifes de coral de aguas frías. Fuente: Maier <i>et al.</i> (2020).	165
Figura 3.41. Esponja hexactinellida del género <i>Rossella</i> . Fuente: Hogg <i>et al.</i> , (2010). Southeastern Weddell Sea; depth 155 m. J. Gutt, A. Starmans, W. Dimmler/AWI/Marum, Universidad de Bremen.....	166
Figura 3.42. Dibujo de un ejemplar de <i>A. setubalense</i> . Fuente: Wyville, T.C. (1873). Imagen del Freshwater and Marine Image Bank de la Universidad de Washington.	169
Figura 3.43. (a) Ubicación del AMP El Cachucho y algunos rasgos topográficos que caracterizan la zona. Los puntos rojos muestran la ubicación de las zonas de estudio con especímenes de <i>A. setubalense</i> ; (b) zona 1; (c) zona 2.....	170
Figura 3.44. Ejemplares de típica fauna acompañante presente en las dos zonas de estudio; (a) <i>Phakellia robusta</i> ; (b) <i>Geodia</i> cf. <i>barretti</i> y (c) <i>Callogorgia verticillata</i>	171

Figura 3.45. Zona de estudio 1: características batimétricas, adquisición temporal de imágenes y presencias de ejemplares de <i>A. setubalense</i> en la zona.....	173
Figura 3.46. Zona de estudio 2: características batimétricas, adquisición temporal de imágenes y presencias de ejemplares de <i>A. setubalense</i> en la zona.....	174
Figura 3.47. (a) Vista lateral de la nube de puntos 3D; (b) Detalle de <i>A. setubalense</i> en la nube de puntos tridimensional y (c) Fotograma extraído del vídeo original.....	175
Figura 3.48. Distancia constante utilizada para escalado fino entre bloques 3D (0,88 m). Distancia marcada en nube de puntos 3D: (a) 2014 y (b) 2017. Distancia en un fotograma de vídeo donde se pueden ajustar los vértices de la escala: (c) 2014 y (d) 2017.	176
Figura 3.49. Diagrama de los parámetros medidos para definir el tamaño de los ejemplares de <i>A. setubalense</i> en este estudio.	177
Figura 3.51. Diagrama de forma geométrica de cono truncado utilizado para el cálculo del volumen de <i>A. setubalense</i>	180
Figura 3.52. Tamaño alcanzado por los ejemplares de <i>A. setubalense</i> en 2014 y 2017 según los parámetros de tamaño.....	185
Figura 3.53. Relación entre las tasas de crecimiento anual y los tamaños de los especímenes de <i>A. setubalense</i> definidos por los cuatro parámetros elegidos (diámetro, altura, perímetro externo de la copa y área de la superficie de la copa).	187
Figura 3.54. Ejemplares de <i>A. setubalense</i> de diferentes tamaños con diferentes grados de desarrollo del volante que habitualmente presenta la copa.....	187
Figura 3.55 (a, b) K o parámetro de curvatura, pendiente de la ecuación lineal que ajusta la relación entre el incremento de tamaño (diámetro y altura) y el tiempo; (c) curva del modelo de crecimiento para <i>A. setubalense</i> según la función de Von Bertalanffy.....	188
Figura 3.56. (a) Dos ejemplares de <i>A. setubalense</i> registrados en 2017; (b) Mismos ejemplares muertos en 2019. Sus restos se pueden observar en la imagen de 2019 y (c) Ejemplar de <i>A. setubalense</i> en la zona 2 con manchas marrones.	193
Figura 4.1. Clasificación de la AEMA del estado de los mares de Europa en lo que se refiere a la biodiversidad. Fuente: AEMA (2020)	198

Listado de tablas

Tabla 3.1. Datos básicos sobre el conjunto de datos de imágenes y el proceso de densificación de la nube de puntos 3D.....	108
Tabla 3.2. Datos básicos del set de datos de imágenes y del proceso de reconstrucción tridimensional fotogramétrica.....	143
Tabla 3.3. Resumen de incertidumbre geométrica de escalas en modelos 3D.	143
Tabla 3.4. Resultados del ajuste univariable para las variables del terreno para la Zona 1 y la Zona 2. Sombreados en gris, los predictores utilizados para el modelo final de cada especie.	147
Tabla 3.5. Resultados del ajuste y varianza de los modelos GAM univariantes y final para la Zona 3. Sombreados en gris, los predictores utilizados para el modelo final de cada especie.	147
Tabla 3.6. Matriz de confusión para la ideantificación automática de especies a partir de la red yolov4 entrenada y aplicada sobre el ortomosaico de la Zona 3.	153
Tabla 3.7. Métricas de rendimiento para la ideantificación automática de especies a partir de la red yolov4 entrenada y aplicada sobre el ortomosaico de la Zona 3.	154
Tabla 3.8. Resumen de las características de los modelos 3D e identificación de los ejemplares de <i>A. setubalense</i> localizados en ellos.	181
Tabla 3.9. Mediciones independientes entre modelos 3D para obtener la incertidumbre de los datos.....	183
Tabla 3.10. Mediciones de tamaño realizadas para los ejemplares en la zona 1 y zona 2 (2014, 2017 y 2019) e incrementos de crecimiento calculados para cada uno de los parámetros medidos.....	184

Listado de proyectos

La tesis que se presenta en este documento se ha desarrollado a lo largo de varios años en el ámbito de diferentes proyectos de investigación financiados en su mayoría en convocatorias públicas y por diferentes instituciones, y en los que han participado organizaciones tanto nacionales como internacionales. De igual forma, los datos utilizados se han obtenido de campañas oceanográficas asociadas a dichos proyectos. Por lo tanto, todos estos proyectos han colaborado de una u otra manera en los resultados que se presentan en esta tesis. A continuación, y de forma breve, se describen dichos proyectos en orden cronológico, en función de su fecha de inicio.

LIFE INDEMARES (2009 - 2014): Inventario y Designación de la Red Natura 2000 en Áreas Marinas del Estado Español. El proyecto LIFE+ INDEMARES fue una de las mayores iniciativas europeas para el conocimiento y la conservación del medio marino. Durante los 6 años de duración del proyecto se estudiaron 10 grandes áreas marinas de las regiones atlántica, mediterránea y macaronésica, con el objetivo de evaluar y proponer su designación como LIC de la Red Natura 2000: Sistema de Cañones Submarinos de Avilés, Banco de Galicia, Volcanes de Fango del Golfo Cádiz, Sur de Almería - Seco de los Olivos, Espacio marino de Alborán, Espacio marino de Illes Columbretes, Sistema de Cañones Occidentales del Golfo de León, Canal de Menorca, Banco de la Concepción y Espacio marino del oriente y sur de Lanzarote-Fuerteventura.

PhotoMARE (2016 – 2019): Sistema Integrado de Fotogrametría Submarina para Cartografía de Alta Resolución de Hábitats Bentónicos e Inspección de Instalaciones Sumergidas en Proyectos de Energías Renovables Marinas. PhototMARE es un proyecto financiado por la Sociedad para el Desarrollo Regional de Cantabria (SODERCAN) dentro de la convocatoria I+C+=C 2016 - PROYECTOS DE I+D en cooperación en energías renovables marinas. Durante el proyecto se investigó en diferentes aspectos que permitieron crear un sistema integrado de fotogrametría submarina para cartografía de alta resolución de hábitats bentónicos e inspección de instalaciones sumergidas en proyectos de energías renovables marinas.

SponGES (2016 – 2020): Deep-sea Sponge Grounds Ecosystems of the North Atlantic an integrated approach towards their preservation and sustainable exploitation. SponGES es un proyecto de investigación e innovación financiado en el marco de la

convocatoria H2020 Blue Growth BG1 cuyo objetivo es mejorar la conservación y explotación sostenible de los ecosistemas marinos atlánticos. Persigue el desarrollo de un enfoque integrado basado en ecosistemas para preservar y utilizar de manera sostenible los ecosistemas de esponjas de aguas profundas del Atlántico norte. Su consorcio internacional se ha centrado en uno de los ecosistemas marinos más diversos, ecológica y biológicamente importantes y vulnerables de las profundidades marinas, los fondos de esponjas, que han recibido poca investigación y atención a la conservación hasta la fecha.

ESMARES (2017 - 2021): Anexo 10 – Asistencia Científica y Técnica para la declaración, gestión y protección de los espacios marinos protegidos de competencia estatal y para la evaluación y seguimiento de la Red de Áreas Marinas Protegidas de España. Dentro de este proyecto se ha puesto en marcha el Plan de Seguimiento de la ZEC El Cachucho, incluyendo el desarrollo de nuevas metodologías de muestreo y análisis de datos basadas principalmente en técnicas no invasivas y grabación de imágenes.

LIFE IP INTEMARES (2017 - 2024): Gestión integrada, innovadora y participativa de la Red Natura 2000 en el medio marino español. El proyecto tiene el reto de sentar las bases para gestionar de forma eficaz los espacios marinos de la Red Natura 2000 y completar los trabajos y avances impulsados en el marco del proyecto LIFE+ INDEMARES, que logró dar un gran paso en materia de declaración de nuevos espacios. INTEMARES persigue conseguir una red de espacios marinos Natura 2000 gestionada de forma eficaz, con la participación activa de los sectores implicados y la investigación como herramientas básicas para la toma de decisiones. El proyecto se enmarca dentro de un tipo especial de proyectos del Programa LIFE que se denominan Proyectos Integrados (IP, por sus siglas en inglés).

Deep-RAMP (2019-2021): Deep learning para mejorar la gestión de la red de áreas marinas protegidas en la región del Atlántico Norte. Financiado en el marco del Programa Pleamar de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y cofinanciado por el Fondo Europeo Marítimo y de Pesca (FEMP). En este proyecto forman parte como socios el Instituto Español de Oceanografía (IEO) y la Universidad de Cantabria (UC). El objetivo principal del proyecto es avanzar en el desarrollo tecnológico que posibilite la monitorización de fondos oceánicos mediante técnicas de análisis de imagen basadas en algoritmos de inteligencia artificial. Este proyecto ha contribuido a cubrir las necesidades de automatización en la identificación e

inventario de las especies estructurantes de los hábitats bentónicos vulnerables de la Red Natura 2000 Marina, permitiendo de ese modo el seguimiento del estado de conservación de estas zonas.

VirtualMAR (2019 – 2022): Parques Nacionales Marítimos Virtuales para Monitorización de los Efectos del Cambio Climático. Este proyecto fue seleccionado para su financiación en la Convocatoria de ayudas a la investigación en materias relacionadas con la Red de Parques Nacionales (2017) del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente y su objetivo principal es avanzar en el desarrollo tecnológico que posibilite la monitorización de fondos mediante técnicas fotogramétricas y análisis de imagen basado en algoritmos de inteligencia artificial. Para ello se está trabajando en la integración de sensores ópticos y fuentes de iluminación externa especialmente adaptadas para fondos marinos, integrables en vehículos submarinos de control remoto ligeros, que posibiliten la adquisición de información de forma no-invasiva.

Listado de publicaciones

A continuación, se presenta la lista de las diferentes publicaciones y aportaciones científicas a Congresos que se han realizado durante el proceso de desarrollo de esta tesis Doctoral. Todas ellas, en uno u otro grado, han contribuido al avance y difusión de la presente investigación y mantienen una relación directa con el contenido de la tesis. El listado se presenta en orden cronológico, al considerarse ésta la forma que mejor muestra la evolución del trabajo de investigación realizado.

- Prado, E., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., (2016). First approach to study size and morphology of gorgonian corals and sponges using photogrammetric analysis from vídeo transects in the Marine Protected Area 'El Cachucho' (Cantabrian Sea). Conferencia: XV International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay Ordinal: Programme and abstract, P28, pag. 112.
- Prado, E., Rodríguez-Basalo, A., Sánchez, F., Cristobo, J., Ríos, P., (2017). Mapping population structure of sponges in the Marine Protected Area 'El Cachucho' (Le Danois Bank, Cantabrian Sea) from 3D reconstruction techniques based on images. Conferencia: Sponges, Corals & the World. Poster.
- Prado, E., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Altuna, A., Cobo, A., (2019). Semi-automatic method of fan surface assessment to achieve gorgonian population structure in Le Danois Bank, Cantabrian Sea. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci., XLII-2/W10, 167–173.
- Prado, E., Gómez-Ballesteros, M., Cobo, A., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Arrese, B., Rodríguez-Cobo, L. (2019). 3D Modeling of Rio Miera wreck ship merging optical and multibeam high resolution points cloud. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci., XLII-2/W10, 159–165.
- Prado, E., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Altuna, Á, Cobo, A. (2019). Analysis of the population structure of a gorgonian forest (*Placogorgia* sp.) using a photogrammetric 3D modeling approach at Le Danois Bank, Cantabrian Sea. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 153: 103124.

- Ríos, P.[†], Prado, E.[†], Carvalho, F.C., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Xavier, J. R., Ibarrola, T.P., Cristobo, J., (2020). Community composition and habitat characterization of a rocksponge aggregation (Porifera, Corallistidae) in the Cantabrian Sea. *Front. Mar.Sci.* 7:578. †Los autores han contribuido por igual al trabajo publicado.
- Prado, E., Rodríguez-Basalo, A., Cobo, A., Ríos, P., Sánchez, F., (2020). 3D Fine-scale terrain variables from underwater photogrammetry: a new approach to benthic microhabitat modeling in a circalittoral rocky shelf. *Remote Sens.* 12: 2466.
- Prado, E., Cristobo, J., Rodríguez-Basalo, A, Ríos, P., Rodríguez-Cabello, C., Sánchez, F. (2021). *In situ* growth rate assessment of the hexactinellid sponge *Asconema setubalense* using 3D photogrammetric reconstruction. *Front. Mar.Sci.* 8: 612613.
- Prado, E., Cobo-García, A., Rodríguez-Basalo, A., Sierra-Menéndez, S., Gómez-Ballesteros, M., Ríos, P., Arrese, B., Cristobo, J., Díez, I. P., Abad-Uribarren, A., Sánchez, F. (2021). Deep-learning approach to improve knowledge about a Cold Water Coral Reef in the La Gavierra Canyon (Bay of Biscay). *Arias, A., Ríos, P., Paxton, H., Sánchez, O., Acuña, J. L., Álvarez, A., Manjón-Cabeza, M. E. & Cristobo, J. (Eds). 2021. Proceedings of the XVII International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay (ISOBAY 17). University of Oviedo, 55 pp.*
- Abad-Uribarren, A., Prado, E., Cobo-García, A., Rodríguez-Basalo, A., Sierra-Menéndez, S., GómezBallesteros, M., Ríos, P., Arrese, B., Cristobo, J., Díez, I.P., Sánchez, F., (2021). Deep learning supported high resolution mapping of vulnerable habitats. Its application to the rocky bottoms of the Capbreton Canyon (Bay of Biscay). *Arias, A., Ríos, P., Paxton, H., Sánchez, O., Acuña, J. L., Álvarez, A., Manjón-Cabeza, M. E. & Cristobo, J. (Eds). 2021. Proceedings of the XVII International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay (ISOBAY 17). University of Oviedo, 48 pp.*
- Martín-García, L., Prado, E., Falcón, J.M., González Porto, M., Punzón, A., Martín-Sosa, P., (2022). Population structure of *Asconema setubalense* Kent, 1870 at Concepción Seamount, Canary Islands (Spain). Methodological approach using non-invasive techniques. *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.*, Vol. 185, 103775.

Resumen

Son numerosas las presiones a las que se encuentran sometidos los océanos en la actualidad. Dichas presiones afectan a su estado de conservación y producen entre otros efectos negativos una importante pérdida de biodiversidad. El establecimiento de áreas protegidas se ha erigido como una herramienta fundamental en cualquier política o medida de gestión medioambiental tanto las proyectadas sobre el ámbito terrestre, como en el entorno marino.

La presencia de bosques de gorgonias y agregaciones de esponjas en el ámbito profundo en el Banco Le Danois propició la declaración de El Cachucho como Área Marina Protegida (AMP) y Zona de Especial Conservación (ZEC) por el Ministerio de Medio Ambiente, pasando a formar parte de Red Natura 2000 (RN2000). De igual forma, la constatación, a través de numerosas campañas de investigación oceanográficas, de la presencia de arrecifes de coral de aguas frías y agregaciones de esponjas de profundidad en el entorno del Sistema de Cañones Submarinos de Avilés fueron la motivación principal de la declaración de dicha zona como Lugar de Interés Comunitario (LIC), dentro igualmente de RN2000.

Tanto en la ZEC El Cachucho, como en el LIC Sistema de Cañones Submarinos de Avilés, los principales valores ecológicos registrados se centran en la presencia del hábitat 1170 Arrecifes, definido dentro de la Directiva Hábitats. Actualmente, el AMP El Cachucho está sujeta a un Plan de Gestión debido a su condición de ZEC y el LIC Sistema de Cañones Submarinos de Avilés está siendo objeto de estudio en el proyecto INTEMARES para conformar en breve su proposición como zona ZEC de RN2000. Todos estos procesos de gestión medioambiental llevan asociados en sus diferentes etapas un estatus de protección y el establecimiento de unas medidas de gestión de los valores ambientales registrados en dichas zonas. Por tanto, es fundamental en estas zonas el estudio de arrecifes, bosques de gorgonias y agregaciones de esponjas, hábitats considerados vulnerables de acuerdo a la Directiva europea de Hábitats, en cuyo desarrollo se exige establecer zonas de protección y campañas de seguimiento para monitorizar su estado de conservación.

La definición de las áreas a proteger, y las medidas a establecer en ellas, así como la evaluación de los efectos que dichas medidas tienen sobre los hábitats deben estar basadas en conocimientos científicos rigurosos. Pero, en el medio marino, y más aún en el ámbito profundo, la dificultad añadida que acarrea la toma de datos y el imposible acceso directo a las zonas de estudio siempre ha lastrado esa obtención de evidencias científicas. De esta forma, existen todavía grandes lagunas de conocimiento sobre los hábitats bentónicos. En

este sentido, el uso de metodologías no invasivas, que evitan daños o alteraciones en las comunidades bentónicas es particularmente necesario en estudios sobre este tipo de ecosistemas vulnerables y monitorización de áreas marinas protegidas.

Durante la realización de esta tesis se ha abordado el desarrollo y aplicación de metodologías avanzadas y novedosas de tratamiento de imágenes submarinas que permitan mejorar nuestro conocimiento de estos hábitats que habitan fondos profundos. Para ello se plantea una aproximación en tres fases: 1) Evaluación morfométrica de especies estructurantes de hábitats vulnerables, de desarrollo y forma tridimensionalmente compleja; 2) Modelado de microhábitats bentónicos, haciendo hincapié en los aspectos que pueden influir en la localización precisa de ciertas especies sobre el terreno, y 3) Estimación de ratios de crecimiento de una esponja de profundidad, mediante un estudio pionero multitemporal de reconstrucciones tridimensionales.

1) Evaluación morfométrica de especies estructurantes de hábitats vulnerables

En esta parte del estudio, se analiza la estructura de población de una agregación de gorgonias *Placogorgia* sp., usando para ello una metodología basada en la fotogrametría tridimensional. El estudio se ha llevado a cabo mediante el análisis y el procesado de los transectos de vídeo obtenidos en el Banco Le Danois, usando para su adquisición el ROTV (Remotely Operated Towed Vehicle) Politolana durante la campaña ECOMARG, llevada a cabo en el mes de julio de 2017. Los desarrollos recientes en computación de imagen materializados en softwares específicos de análisis fotogramétricos permiten extraer una valiosa información de estas secciones de vídeo. Usando el software Pix4D Mapper Pro, se han obtenido las nubes de puntos 3D, y se ha podido evaluar el tamaño y la forma de la estructura de población de las gorgonias amarillas que crecen sobre el fondo con una disposición en forma de abanico. Debido a la elevada complejidad estructural de las gorgonias, el uso de la longitud (o altura) como parámetro descriptor de su tamaño no se considera apropiado o suficiente para describir las tallas de estos ejemplares. En lugar de la longitud, se ha seleccionado el área cubierta por la superficie de cada ejemplar, en su desarrollo en forma de abanico, como parámetro adecuado para definir su tamaño. La medida directa de este parámetro es posible mediante la reconstrucción tridimensional completa de las colonias de gorgonias y del fondo sobre el que asientan.

Se han digitalizado un total de 426 colonias de *Placogorgia* sp. obteniendo las medidas de superficie y orientación sobre estos modelos tridimensionales. Los resultados muestran que la población de gorgonias está compuesta por una gran proporción de colonias pequeñas,

con áreas comprendidas entre 0 y 0.10 m². La distribución de la estructura de población basada en tamaños muestra además una alta proporción (~27%) de reclutas (< 0.05 m²) y también numerosas colonias (19%) de gran porte (>0.5m²). Respecto a su disposición sobre el fondo, en el 78% de las colonias, el ángulo de su cara principal está orientado dentro del primer cuadrante (0° - 90°), de acuerdo con la principal dirección de la corriente presente en esta zona. Los datos obtenidos de la estructura de tallas de la población, la distribución espacial de las colonias y la orientación de sus abanicos dentro de la agregación pueden ser usados como fuente de datos para mejorar los programas de gestión y monitorización de estos hábitats únicos en AMPs.

2) Modelado de microhábitats bentónicos.

En esta parte, los esfuerzos se han centrado en mejorar la comprensión de la relación existente entre la complejidad tridimensional del terreno y la localización precisa de ejemplares de especies bentónicas. Para ello se hace necesario trabajar con escalas de gran detalle, cuyo uso, desde luego, no es habitual en los estudios de fondos marinos profundos.

Se presentan modelos de reconstrucción tridimensional generados a muy alta resolución espacial de tres zonas de la plataforma rocosa circalitoral del mar Cantábrico. Utilizando las imágenes adquiridas mediante un vehículo submarino ROTV, se han generado los modelos tridimensionales utilizando para ello algoritmos Structure-from-Motion (SfM) y a partir de estos modelos 3D se han calculado las variables derivadas del terreno con gran detalle. Para explicar la ubicación de los ejemplares de las diferentes especies se seleccionaron las variables derivadas del terreno significativas, aplicando para ello modelos aditivos generalizados (GAM, por sus siglas en inglés) y mediante esta aplicación se predijo la distribución de las especies en el ámbito del microhábitat. En el estudio se muestra como dos modelos que combinan el índice de posición batimétrica (BPI), la curvatura y la rugosidad pueden explicar el 55% y el 77% de la distribución de Ophiuroidea y Crinoidea, respectivamente. El tercer modelo contribuye a explicar las variables del terreno que inducen la localización de *Dendrophyllia cornígera* (Lamarck, 1816). Por último, se usan por igual los modelos GAM para detectar las variables de terreno relevantes para cada especie estructurante en la tercera zona de estudio (*Artemisina transiens* Topsent, 1890; *D. cornígera* y *Phakellia ventilabrum* (Linnaeus, 1767)).

En la parte final del estudio se propone y desarrolla el uso de un algoritmo de aprendizaje profundo (YOLO v4) que es capaz de automatizar la laboriosa tarea del etiquetado manual de las presencias de los ejemplares de las diferentes especies objetivo en imágenes submarinas.

La aproximación propuesta logra una confiabilidad muy alta y una baja incertidumbre en la detección, identificación y ubicación automáticas de objetos.

Estos nuevos avances aplicados a las imágenes submarinas, SfM e inteligencia artificial, pueden resolver y proporcionar la información de muy alta resolución necesaria para el modelado predictivo de microhábitats en una zona ecológicamente compleja.

3) Estimación de ratios de crecimiento de una esponja de profundidad.

Por último, en esta última fase, se ha abordado la capacidad de realizar estudios multitemporales a partir de imágenes submarinas. Este tipo de estudios multitemporales cuentan con una problemática específica, asociada tanto a la propia complejidad en la adquisición de datos, como a la obtención de las medidas que nos marcan ese cambio temporal.

Por primera vez, se describe un enfoque novedoso y no invasivo para estimar la tasa de crecimiento de la esponja *Asconema setubalense* Kent, 1870 (Porifera, Hexactinellida) mediante el empleo de una aproximación basada en fotogrametría tridimensional. En dicho estudio se han utilizado técnicas basadas en Structure-from-Motion (SfM) aplicadas a los fotogramas extraídos de los vídeos adquiridos con el ROTV Politolana en el Área Marina Protegida (AMP) de El Cachucho en tres fechas diferentes, en los años 2014, 2017 y 2019, cubriendo por lo tanto un periodo de monitorización de seis años. Con estos datos, se realizó un estudio multitemporal en el marco del proceso de seguimiento del estado de conservación del AMP. La fuente de datos principal para la estimación de los ratios de crecimiento son las reconstrucciones tridimensionales del fondo, realizadas con el software Pix4D Mapper Pro para cada fecha de muestreo. El hecho de disponer de nubes de puntos tridimensionales del área de estudio permitió una serie de medidas imposibles de obtener en imágenes planas. En dicho espacio tridimensional, se midieron para cada año de observación los tamaños (altura, diámetro, perímetro de la copa y área de la superficie de la copa) de los mismos ejemplares de *A. setubalense*. A partir de estas mediciones, se pudo estimar que las tasas de crecimiento anual registradas variaban desde cero, “sin crecimiento”, para un ejemplar de gran tamaño, hasta un promedio de 2,2 cm al año en diámetro de copa y 2,5 cm al año en altura para ejemplares en desarrollo. De la misma manera se estimaron los parámetros de crecimiento del modelo de Von Bertalanffy. Teniendo en cuenta los indicadores de tamaño utilizados en este estudio y basado en dicho modelo, esta esponja alcanza el 95% de su tamaño máximo a los 98 años de edad. Durante las campañas oceanográficas realizadas en el marco del programa de seguimiento de conservación del

AMP, se pudo además registrar la desaparición de un gran número de especímenes de *A. setubalense*. Esto ha generado sospechas sobre la posible existencia de un fenómeno que pueda afectar a la supervivencia de esta especie en la zona. Este tipo de metodologías basadas en imágenes no causa daños ni alteraciones a las comunidades bentónicas y están especialmente indicadas para su empleo en estudios de ecosistemas vulnerables y monitorización de AMPs.

Para proteger la riqueza de los hábitats y especies que habitan los mares de la Unión Europea, se aplican políticas de regulación cuyo objetivo principal es lograr la protección del medio marino y un uso sostenible de sus recursos. Para conseguirlo es necesario seguir avanzando en estudios científicos basados en metodologías de análisis no invasivas y cuantitativas de gran resolución, que permitan aumentar el conocimiento y dotar de herramientas para lograr una gestión adecuada del cada vez mayor número de áreas protegidas que se están estableciendo por parte de los diferentes países y que serán la garantía de un futuro sostenible para nuestros océanos.

Palabras clave: fotogrametría 3D submarina, aprendizaje profundo, modelado de hábitats bentónicos, Banco Le Danois, Sistema de Cañones Submarinos de Avilés, *Placogorgia*, *Asconema setubalense*, plataforma rocosa circalitoral.

Abstract

The ocean is currently subject to numerous pressures that affect its conservation and produce a significant loss of biodiversity, among other negative effects. The establishment of protected areas, both on land and in the marine environment, has emerged as a fundamental tool in any environmental management policy or measure.

The presence of gorgonian forests and sponge aggregations in the deep area of Le Danois Bank led to the declaration of El Cachucho as a Marine Protected Area (MPA) and a Special Conservation Area (SCA) by the Ministry of Environment, becoming part of the Natura 2000 Network. Similarly, numerous oceanographic research campaigns have led to verifying the presence of cold-water coral reefs and deep-sea sponge aggregations in the surroundings of the Avilés Submarine Canyon System, which was the main motivation for declaring said area as a Site of Community Interest (SCI), also within Nature 2000 Network.

Both in El Cachucho SCA and Avilés Canyons SCI, the main registered ecological values focus on the presence of the habitat 1170 – Reefs, defined in the European Habitats Directive. Currently, El Cachucho MPA is subject to a Management Plan due to its status as a SCA, and the Avilés Submarine Canyon System SCI is being studied in the INTEMARES project to shortly establish its proposal as a SCA zone. All these environmental management processes are associated in their different stages with a protection status and the establishment of management measures for the environmental values registered in said areas. Therefore, it is essential to study reefs, gorgonian forests and sponge aggregations in these areas, because these habitats are considered vulnerable according to the Habitats Directive. The development of this European regulation requires the establishment of protection zones and follow-up campaigns to monitor their conservation status.

The definition of the areas to be protected, the measures to be established in them, and the evaluation of the effects that said measures have on the habitats must be based on rigorous scientific knowledge. But, in the marine environment, and even more so in the deep environment, the added difficulty involved in data collection and the impossible direct access to the study areas have always hindered obtaining scientific evidence. Thus, there are still large gaps in knowledge about benthic habitats that live in these depths. In this sense, the use of non-invasive methodologies, which avoid damaging or altering benthic communities, is particularly necessary in studying these vulnerable ecosystems and monitoring marine protected areas.

During the progress of this thesis, we addressed the development and application of advanced methodologies and novelties for the treatment of underwater images that allow us to improve our knowledge of these habitats. For this, an approach in three phases is proposed: 1) Morphometric evaluation of structuring species of vulnerable habitats, complex development and three-dimensional form; 2) Modeling of benthic microhabitats, emphasizing on aspects that can influence the precise location of certain species on the ground, and 3) Estimation of growth rates of a deep-sea sponge, through a pioneering multi-temporal study of three-dimensional reconstructions.

1) Morphometric evaluation of structuring species of vulnerable habitats

In this part of the study, we analyze the population structure of a *Placogorgia* sp. aggregation, using a three-dimensional (3D) photogrammetric methodology. This was carried out by analyzing and processing video transects obtained at Le Danois Bank by the Politolana ROTV (Remotely Operated Towed Vehicle) during the ECOMARG campaign in July 2017. Valuable information was extracted from these video sections because recent developments in image computing have been translated in specific photogrammetric analyzing software. Using Pix4D Mapper Pro software we obtained 3D point clouds to evaluate the size and shape of the population structure of yellow gorgonians that grow on the bottom with a fan-shaped arrangement. Due to the high structural complexity of gorgonians, length (or height) is not considered an appropriate or sufficient parameter to describe the sizes of these specimens. Instead of length, the area covered by the surface of each specimen in its fan-shaped development, was selected as the appropriate parameter to define its size. It is possible to measure this parameter directly through the complete 3D reconstruction of the gorgonian colonies and the seabed on which they settle.

A total of 426 colonies of *Placogorgia* sp. were digitalized, obtaining measurements of surface and orientation on these 3D models. The results show that the gorgonian population is composed of a large proportion of small colonies, with areas between 0 and 0.10 m². The distribution of the population structure based on size also shows a high proportion (~27%) of recruits (<0.05 m²) but also numerous colonies (19%) of large size (>0.5m²). Regarding its arrangement on the bottom, 78% of the colonies are oriented towards the first quadrant (0° - 90°), according to the main direction of the current present in this area. The data obtained from the size structure of the population, the spatial distribution of the colonies and the orientation of their fans within the aggregation can be used as a data source to improve the management and monitoring programs of these unique habitats in MPAs.

2) Modeling of benthic microhabitats.

In this part, efforts are focused on improving the understanding of the relationship between the 3D complexity of the terrain and the precise location of benthic species in three zones of the circalittoral rocky platform in the Cantabrian Sea. Because the 3D model is generated at a very high spatial resolution, it is necessary to work with scales of great detail, which are uncommon in studies of deep seabeds.

Using images acquired by an ROUV underwater vehicle, 3D models were generated using Structure-from-Motion (SfM) algorithms, which were later used to calculate, in great detail, the variables derived from the terrain. To explain the location of specimens from different species, we selected significant variables derived from the terrain by applying generalized additive models (GAM, for its acronym in English). In this way, we were able to predict species distribution at the microhabitat level. The study shows how two models that combine bathymetric position index (BPI), curvature and roughness can explain 55% and 77% of the distribution of Ophiuroidea and Crinoidea, respectively. The third model helps explain the terrain variables that induce the location of *Dendrophyllia cornigera* (Lamarck, 1816). Finally, GAM models were used equally to detect terrain variables for each structuring species in the third study area (*Artemisina transiens* Topsent, 1890; *D. cornigera* and *Phakellia ventilabrum* (Linnaeus, 1767)).

In the final part of the study, we propose and develop the use of a deep learning algorithm (YOLO v4) capable of automating the laborious task of manually labeling the presences of specimens of different target species in underwater images. The proposed approach achieves very high reliability and low uncertainty in automatic object detection, identification, and location.

These new advances applied to underwater imagery (SfM and artificial intelligence) can resolve and provide very high resolution information needed for predictive modeling of microhabitats in an ecologically complex area.

3) Estimation of growth rates of a deep sponge.

In the final part of the study, we propose and develop the use of a deep learning algorithm (YOLO v4) capable of automating the laborious task of manually labeling the presences of specimens of different target species in underwater images. The proposed approach achieves very high reliability and low uncertainty in automatic object detection, identification, and location.

These new advances applied to underwater imagery (SfM and artificial intelligence) can resolve and provide very high resolution information needed for predictive modeling of microhabitats in an ecologically complex area.

To protect the richness of habitats and species that inhabit European Union seas, regulatory policies aimed to achieve the protection of the marine environment and the sustainable use of its resources should be applied. To accomplish this, it is necessary to continue advancing in scientific studies based on non-invasive and quantitative high-resolution analysis methodologies, which allow increasing knowledge and providing tools to achieve adequate management of the increasing number of protected areas that are being established by different countries and that will guarantee a sustainable future for our oceans.

Keywords: underwater 3D photogrammetry, deep learning, benthic habitat modeling, Le Danois Bank, Avilés Canyon System, *Placogorgia*, *Asconema setubalense*, circalittoral rocky shelf.



Fotografía: Francisco Sánchez

CAPÍTULO I

Introducción general

1. Breve perspectiva de la legislación europea

En la actualidad, numerosos factores y presiones amenazan los océanos, afectando en gran medida a su estado de conservación y produciendo entre otros efectos negativos una importante pérdida de biodiversidad. Las actividades humanas y los efectos del cambio climático producen un enorme impacto en los ecosistemas marinos, lo que puede desembocar en un deterioro de la situación medioambiental y la degradación de los servicios de los ecosistemas.

En los últimos años, y con el fin de fomentar el desarrollo sostenible de las zonas marítimas y el aprovechamiento sostenible de los recursos marinos, la Unión Europea (UE) ha promovido y aprobado una serie de actuaciones legislativas que aglutinan conceptos de sostenibilidad de recursos en el medio marino. En la figura 1.1 se puede consultar una infografía que resume las políticas de la UE más relevantes aplicables al medio marino. Una de las principales determinaciones a destacar es la introducción en la ordenación del espacio marítimo del enfoque ecosistémico, conocido como EBM (Ecosystem Based Management), por sus siglas en inglés. La aproximación EBM se basa en lograr un equilibrio en la compleja relación entre los sistemas humanos y naturales de forma que se facilite de forma segura su adaptación al cambio. La comprensión de cómo la actividad humana afecta a los ecosistemas marinos y cómo reaccionan los ecosistemas ante dicha influencia está aumentando, y se ha demostrado que es clave invertir en la resiliencia de los ecosistemas como estrategia de gestión de cara a lograr y mantener mares saludables (AEMA, 2015). Dentro de la resiliencia de los ecosistemas, aspectos como la biodiversidad y las interacciones entre las especies y sus entornos son fundamentales.

Este enfoque ecosistémico ha quedado reflejado en el planteamiento de políticas de gestión como la Política Marítima Integrada europea (PMI), que es el principal instrumento integrador en las políticas de gestión marina de la UE y también se puede observar en la Política Pesquera Común (PPC). La reforma de la PPC del año 2002 añadió a sus objetivos iniciales el de la explotación sostenible de los recursos acuáticos vivos de modo equilibrado desde los puntos de vista medioambiental, económico y social. Esta reforma de 2002 además detalló que dicha sostenibilidad debe basarse en dictámenes científicos fiables y en el principio de precaución.

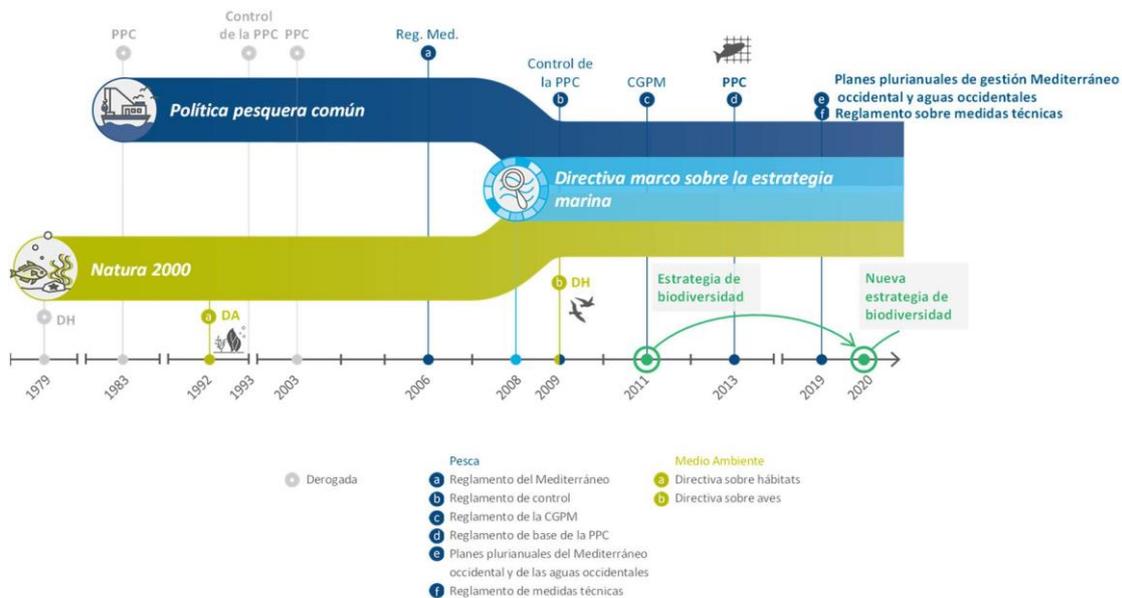


Figura 1.1. Infografía sobre políticas de la UE entorno al medio marino. Fuente: Tribunal de Cuentas Europeo, 2020

Se puede considerar un hito importante desde el punto de vista de la conservación ambiental que la UE incluyera principios de conservación y gestión sostenible en las políticas integradoras de gestión sobre el medio marino y sus recursos. Pero, estas políticas por sí mismas son insuficientes si no existe un marco legislativo específico europeo sobre protección del medio ambiente y biodiversidad en el medio marino, que garantice y favorezca la protección de nuestros océanos. Esta necesidad se ha reflejado en una importante comunicación de la Comisión Europea (CE) al Parlamento Europeo. En dicha comunicación titulada La Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural (CE, 2011); se adoptó una nueva estrategia para detener la pérdida de biodiversidad en la UE, restaurar los ecosistemas cuando sea posible e intensificar los esfuerzos encaminados a evitar la pérdida de biodiversidad en el mundo.

Dicho documento deja en evidencia el alto ritmo de extinción de especies en el mundo. Se considera que más de un tercio (36%) de las especies evaluadas está amenazado, es decir, son especies vulnerables, están en peligro de extinción o en peligro crítico de extinción, según la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, conocida como IUCN, por sus siglas en inglés. En la figura 1.2, aparecen los porcentajes de todas las especies evaluadas en distintas categorías de peligro de extinción incluidas en la Lista Roja de la IUCN, basados en datos de 47.677 especies.

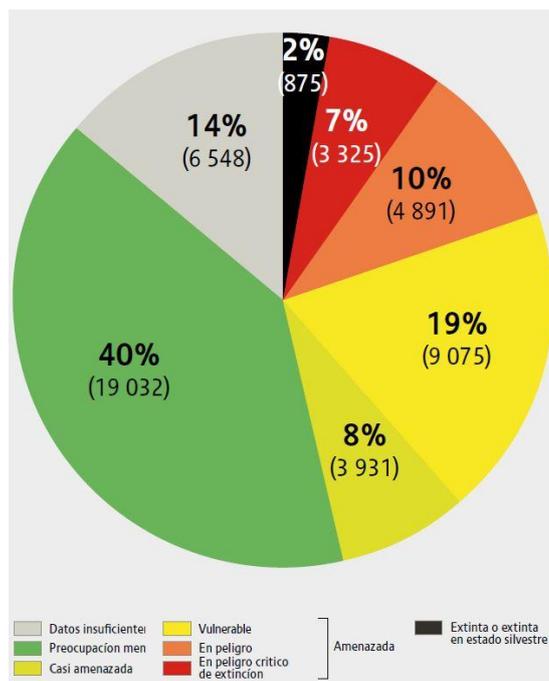


Figura 1.2. Porcentajes de especies evaluadas en categorías de peligro de extinción incluidas en la Lista Roja de la IUCN. Fuente: Perspectiva Mundial de la Biodiversidad (SCDB, 2010).

La pérdida de biodiversidad es causada por múltiples actividades humanas que aportan a los ecosistemas diferentes presiones: daño y pérdida de hábitats, extracción de recursos, introducción de especies no autóctonas, contaminación y efectos del cambio climático. El efecto acumulativo de estas presiones está dañando el estado de los ecosistemas marinos (AEMA, 2015).

En un proceso desencadenado principalmente por la actividad humana, las especies están desapareciendo a gran velocidad; entre 1990 y 2020 se ha producido una pérdida neta de 178 millones de hectáreas de bosques. Sin embargo, es cierto que se ha detectado que la tasa media de pérdida neta de bosques ha descendido aproximadamente un 40% entre 1990-2000 y 2010-2020; de 7,84 millones de hectáreas al año a 4,74 millones de hectáreas al año (FAO y PNUMA 2020). Las poblaciones de especies silvestres de vertebrados decrecieron en promedio casi un tercio (31%) a nivel mundial entre 1970 y 2006; las poblaciones de aves de zonas agrícolas de Europa han disminuido en promedio, un 50% desde 1980 y los corales constructores de arrecifes de aguas cálidas muestran el deterioro de estado más rápido de las especies evaluadas (SCDB, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010). El 20% del arrecife de coral mundial ha desaparecido ya, mientras que el 95 % correrá peligro de desaparición o daño extremo en 2050 si no se consigue frenar el cambio climático (Burke *et al.*, 2011).

En la tercera edición del prestigioso informe, Perspectiva Mundial de la Diversidad Biológica (PMDB-3), se llegó a la conclusión de que no se había alcanzado la meta de reducir significativamente la pérdida de la diversidad biológica. El análisis que se realizó para esa edición de la Perspectiva demostró que los indicadores del estado y las tendencias de la diversidad biológica manifestaban que el riesgo de extinción seguía aumentando en todos los grupos taxonómicos y que las poblaciones de especies seguían disminuyendo e instaba a los organismos mundiales y a los gobiernos a tomar medidas eficaces para frenar o revertir esas tendencias.

El PMDB-3 proporcionó los antecedentes para el enfoque que adoptaron los gobiernos del mundo cuando acordaron el histórico Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, firmado en 2010 en Nagoya (Japón). Este plan proporcionó un marco de acción de diez años, para todos los países y las partes firmantes del Convenio, para detener la pérdida de diversidad biológica y asegurar la provisión de los servicios de los ecosistemas esenciales para las personas. Esta estrategia incluía las denominadas 20 Metas de Aichi para la Diversidad Biológica. En paralelo a este Plan, en septiembre de 2015, la Asamblea General de las Naciones Unidas (AGNU) aprobó un plan de acción amplio en favor de las personas, el planeta y la prosperidad, la conocida Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible que incluye los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Junto con estos dos planes estratégicos se aprobó a su vez el Acuerdo de París sobre el cambio climático, primer acuerdo universal y jurídicamente vinculante sobre el cambio climático, adoptado en la Conferencia sobre el Clima de París (COP21) en diciembre de 2015. Todas estas acciones políticas proporcionan un marco legislativo para que los países puedan adoptar y hacer suyos los objetivos fijados y trasladar y adoptar medidas concretas en sus territorios.

En el último PMDB-5, publicado en 2020, se manifiesta entre otras muchas cuestiones que si bien, la tasa de deforestación reciente es más baja que la del decenio anterior, solo ha disminuido alrededor de un tercio. La pérdida, degradación y fragmentación de hábitats sigue siendo elevada en los bosques, las áreas naturales silvestres y los humedales mundiales siguen disminuyendo y la fragmentación de los ríos sigue siendo una amenaza crítica para la diversidad biológica asociada.

Además, las especies se siguen acercando, en promedio, a la extinción. Sin embargo, es probable que sin las medidas de conservación adoptadas en el último decenio el número de extinciones de aves y mamíferos hubiera sido por lo menos entre dos y cuatro veces mayor (SCDB, 2020).

Todos estos datos evidencian la necesidad de aunar esfuerzos para que mediante políticas específicas de gestión y protección ambiental se creen marcos legislativos e instrumentos que tiendan a frenar esta desaparición de la biodiversidad y que garanticen la salud ecológica de nuestro planeta.

Centrándonos en el medio marino, la UE cuenta con dos instrumentos principales en los que los Estados miembros deben apoyarse para llevar a cabo sus propias políticas de protección de la los océanos, se trata de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM) y las Directivas sobre protección de la biodiversidad.

La DMEM, Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino, establece que los Estados miembros deben adoptar las medidas necesarias para lograr o mantener un Buen Estado Ambiental (BEA) del medio marino a más tardar en el año 2020. Para esto, cada Estado miembro debe elaborar una estrategia marina para cada región o subregión marina. En España, la transposición de la DMEM se ha llevado a cabo a través de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (BOE, 2010). En ella se describen los 11 descriptores que conforman el BEA, y que constituyen la base en que la que se sustenta la descripción y la determinación del buen estado ambiental del medio marino (Fig. 1.3). Esta ley, además de transponer el contenido de la Directiva europea, incluye otros aspectos de protección del medio marino previamente no desarrollados en la legislación española, como la Red de Áreas Marinas Protegidas de España (RAMPE) y la regulación de los vertidos en el mar.

Respecto a la protección de la biodiversidad, las herramientas más importantes para la conservación de la biodiversidad en Europa son la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres, conocida como Directiva Hábitats y la Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres, conocida como Directiva Aves.

La Directiva Hábitats es la responsable de la creación de la Red Natura 2000 (RN2000). Una red ecológica europea coherente, que garantiza el mantenimiento o, en su caso, el restablecimiento, de un estado de conservación favorable de determinados tipos de hábitats naturales y de ciertas especies animales y vegetales. La RN2000 de ámbito marino es parte integrante de la red ecológica europea Natura 2000, y constituye la aplicación de la Directiva Hábitats y la Directiva Aves en el medio marino.

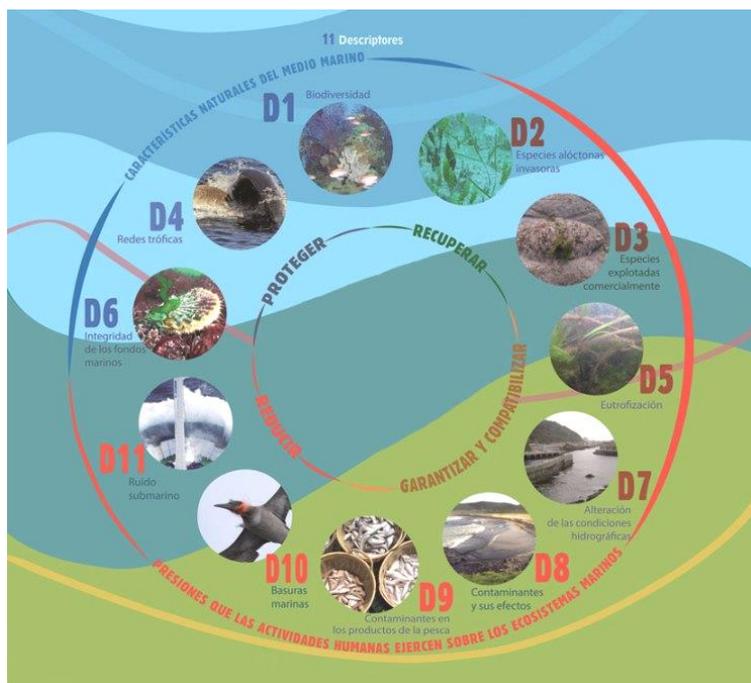


Figura 1.3. Infografía con los 11 descriptores del BEA. Fuente: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO).

Se puede concluir que tanto la Directiva Hábitats, como la Directiva Aves, junto con la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina, son los pilares medioambientales de la PMI, si bien es cierto que estas directivas no son las únicas que afectan a temas de conservación de mares europeos. Se debe mencionar además, la contribución de la UE a los esfuerzos internacionales para la conservación dentro de los cuatro convenios sobre mares regionales (HELCOM, OSPAR, Convenio de Barcelona y Mar Negro) y por último la agenda de gobernanza oceánica (IOG). Esta última es una iniciativa de la UE lanzada mediante un foro y una consulta específica para evaluar las necesidades de desarrollo y las opciones de acción a la luz de los desafíos y oportunidades actuales en la gobernanza internacional de los océanos. En la figura 1.4 se muestran las vías que el Foro del IOG identifica para que la CE y los Estados miembros puedan avanzar en la gobernanza del océano, con la mirada puesta en alcanzar un planeta azul sostenible (EU IOG Forum, 2011).



Figura 1.4. Infografía del Foro del IOG para avanzar en la gobernanza del océano. Fuente: EU IOG Forum, 2011.

2. Áreas Marinas Protegidas y Red Natura 2000

Un Área Marina Protegida (AMP) es una figura esencial para la conservación de la biodiversidad, de hecho, las AMPs son uno de los puntos esenciales en todas las estrategias nacionales e internacionales de conservación, dado que a través de ellas podemos proteger ecosistemas naturales, y en numerosas ocasiones pueden incluso actuar como refugios para las especies (Dudley, 2008).

En general, un AMP es un término que frecuentemente puede cubrir o referirse a diferentes zonas marinas con algún nivel o estado de gestión y protección, que habitualmente se traduce en restricciones de usos, y cuya finalidad es proteger recursos vivos, no vivos, culturales e históricos (Barreira *et al.*, 2009).

Y aunque esta terminología se use habitualmente según el contexto citado, se puede encontrar una definición específica presentada por la Comisión Mundial de Áreas Protegidas de la IUCN en el Congreso Mundial de la Conservación de 2008 para el término área protegida como: “Un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguir la

conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados”.

En Dudley (2008), se puede encontrar, además de esta definición, una revisión sobre la historia y evolución de este concepto a lo largo del tiempo, así como un análisis detallado de cada uno de los términos que aparecen en la definición arriba citada. Esta definición, es aplicable a todo tipo de áreas protegidas, se encuentren en ámbito terrestres o pertenezcan a aguas continentales, marinas o costeras.

Las AMPs son una herramienta administrativa de gestión clave para abordar la protección del medio marino y hacer frente a las amenazas que ponen en peligro el estado de conservación de sus ecosistemas. A través del establecimiento y conservación de las AMPs y las redes de AMPs, se puede salvaguardar la biodiversidad en áreas vitales para la salud de los mares y aumentar la resiliencia de los ecosistemas ante cambios no deseados. Es importante tener conciencia de la importancia de establecer no únicamente áreas protegidas asiladas, sino también AMPs cohesionadas ecológica y geográficamente para potenciar exponencialmente su poder de conservación y protección de especies y ecosistemas. Las redes de AMPs parten de una estrategia para aunar áreas protegidas individuales y optimizar así su distribución geográfica en los mares y favorecer conceptos como la conectividad de los ecosistemas protegidos.

La Red Natura 2000 de ámbito marino es una amplia red europea de espacios protegidos que está compuesta por los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) y las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) con superficie marina, ambas figuras de protección creadas en la Directiva Hábitats; y por las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) con superficie marina, esta última figura creada a través de la Directiva Aves.

La cobertura total de los mares de la UE cubiertos por AMPs ha crecido de forma considerable en los últimos años, principalmente debido a la expansión de la Red Natura 2000. De esta forma RN2000 se ha convertido en la red coordinada de áreas de conservación más grande del mundo materializando sobre el territorio la protección que la Directiva Hábitats enumera para los nueve tipos de hábitats marinos y 16 especies, así como otras 60 especies de aves que se recogen en la Directiva Aves. Para cumplir con ambas Directivas se hace necesaria la designación de zonas marinas protegidas para la conservación de dichos hábitats y especies listados.

Los mares europeos cubren una superficie de 5.7 millones de km², una superficie superior al área cubierta por la parte emergida. A finales de 2012 la superficie cubierta por las AMPs en

los mares europeos era de 338.000 km² que equivalía al 5.9% del total de superficie. De entre esta superficie protegida, los sitios de RN2000 marina cubrían el 4% y las áreas bajo designación nacional el 1.9%. En los últimos años esa superficie protegida no ha parado de crecer (Fig. 1.5), hasta finales de 2018, se habían designado más de 3.150 lugares marinos Natura 2000, que cubren casi el 10% de la superficie marina total de la UE, más de 550.000 km² (Fig. 1.6).

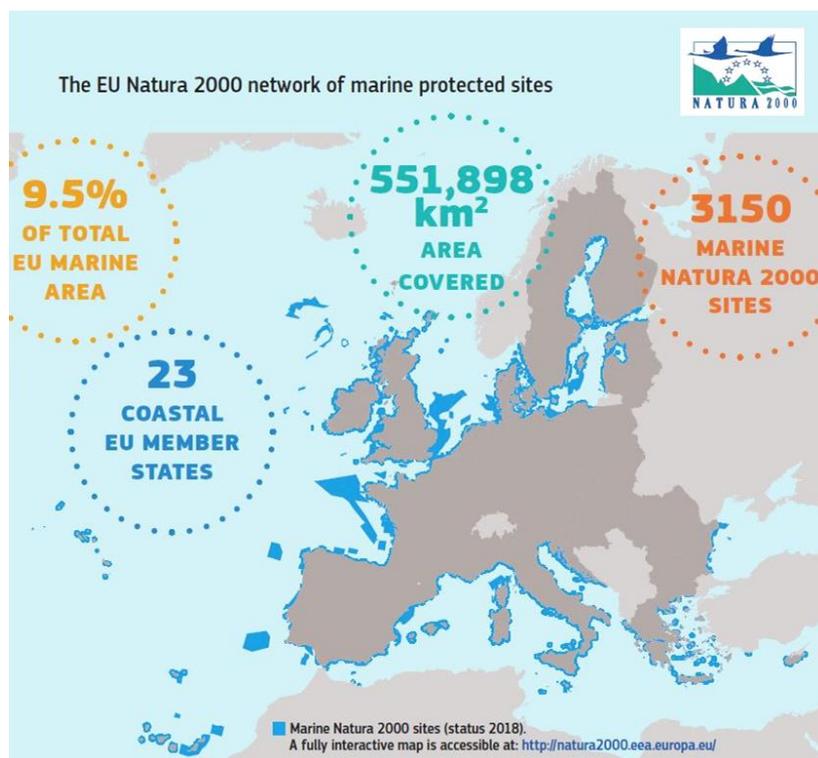


Figura 1.5. Infografía con cifras globales de la red de espacios marinos protegidos RN2000. Fuente: EC, 2019.

Y aunque existen grandes diferencias en superficie protegida entre los estados miembro (Fig. 1.7); en general, puede decirse que todos los países están realizando un gran esfuerzo por aumentar y fortalecer esa red de áreas protegidas. Según datos disponibles en el Barómetro RN2000 de mediados de 2021 sobre la superficie protegida por cada país miembro de la UE, España ocupa el segundo lugar en superficie RN2000 protegida solo por detrás de Francia.

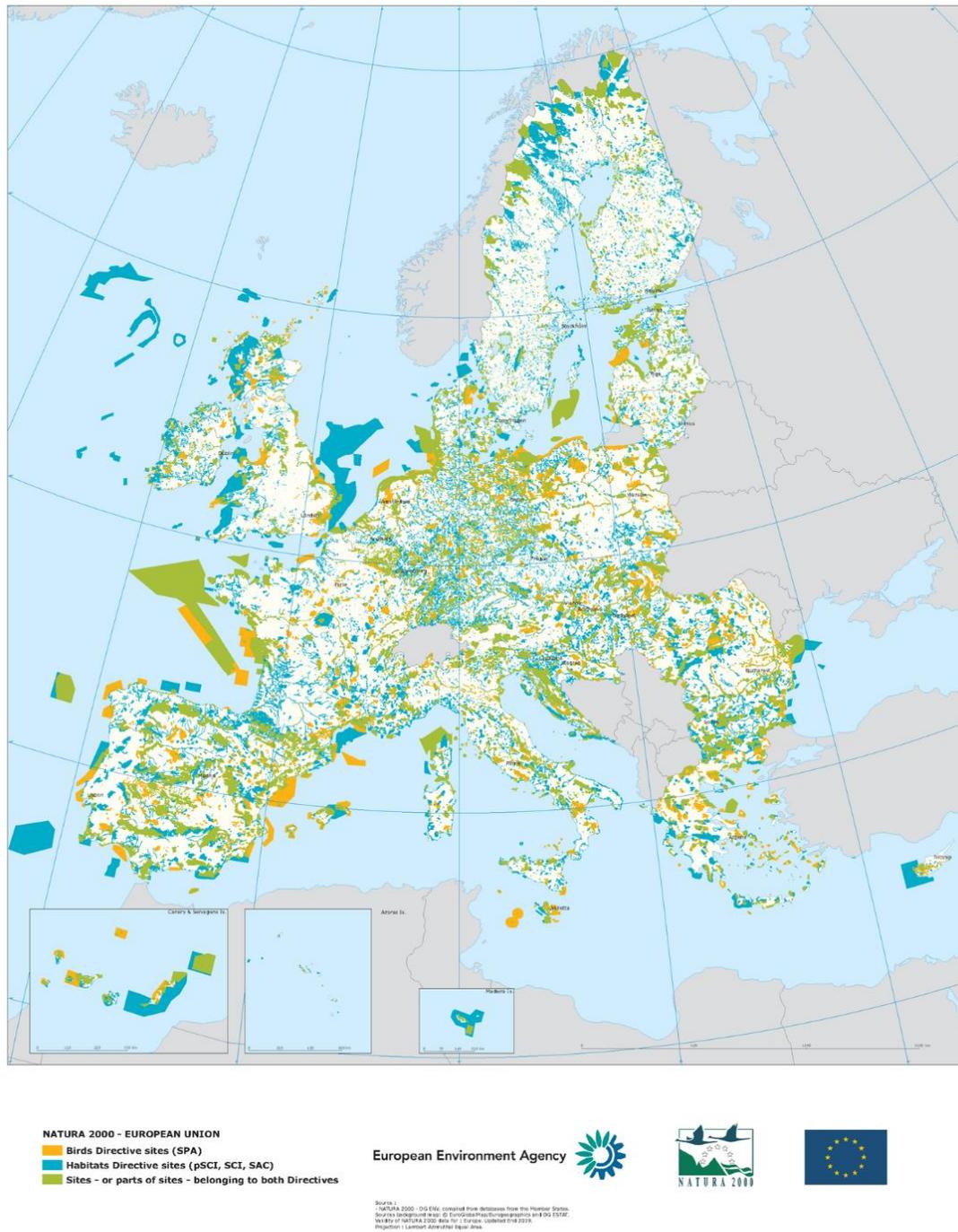


Figura 1.6. Mapa de los sitios RN2000 declarados a finales de junio 2020. Fuente: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/natura-2000-birds-and-habitat-directives-11>

Natura 2000 land and marine area

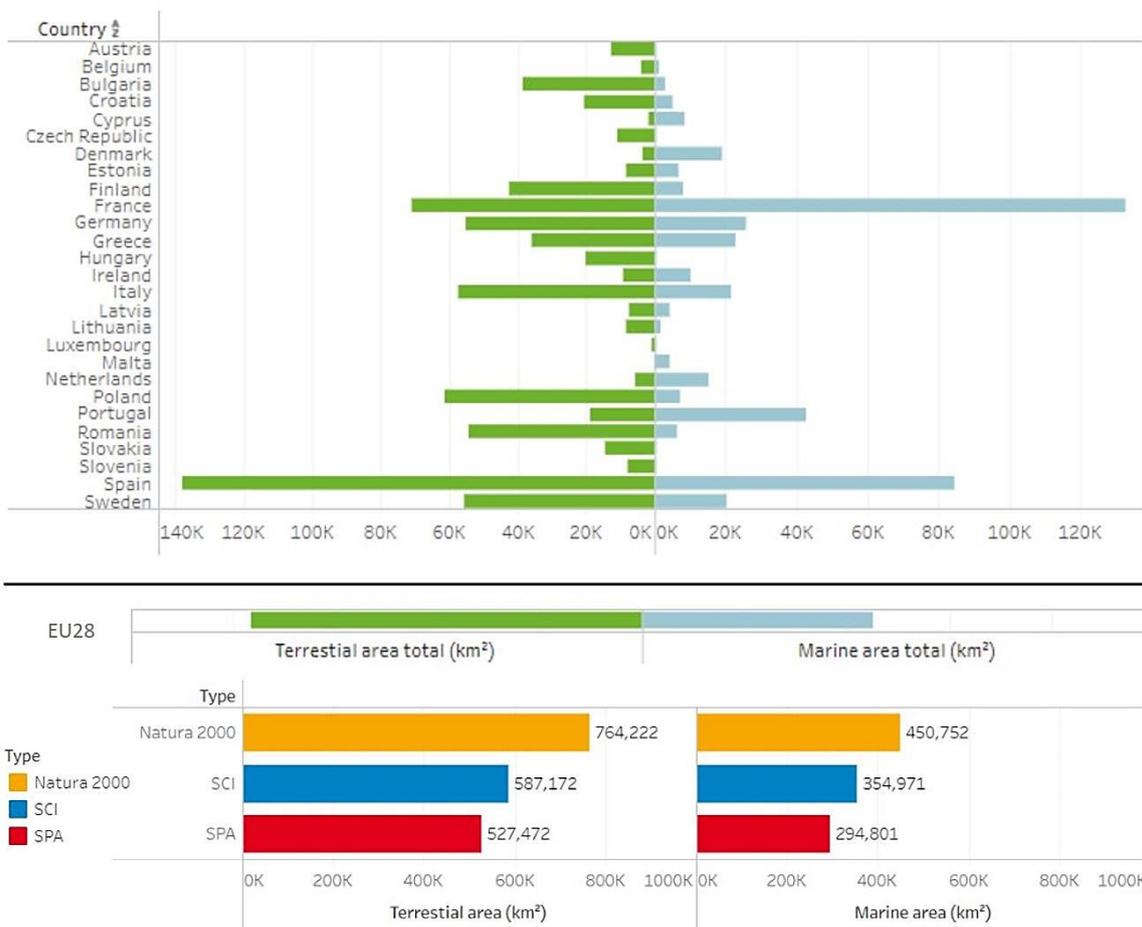


Figura 1.7. Número y superficie cubierta por LIC y ZEC por Estado Miembro. Datos del barómetro RN2000 (junio de 2021).

En nuestro país, la Administración General del Estado (AGE), a través del MITECO, es el órgano competente para elevar una propuesta de declaración de una nueva zona LIC a la Comisión Europea, declaración de zonas ZEC y ZEPA y también, es el órgano responsable de la gestión de dichos espacios una vez declarados.

Para facilitar la aplicación en el medio marino español de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, se promulga la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino. En esta última se establecen regiones y subregiones y demarcaciones marinas que constituyen el ámbito espacial sobre el cual se desarrollarán los correspondientes instrumentos de planificación del medio marino (DMEM).

Actualmente, el MITECO actúa como órgano responsable de la gestión de los siguientes espacios distribuidos en las cinco demarcaciones competencia de la AGE en aguas marinas

bajo soberanía o jurisdicción nacional (Fig. 1.8), en los términos establecidos en el artículo 6 y 36.1 de la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

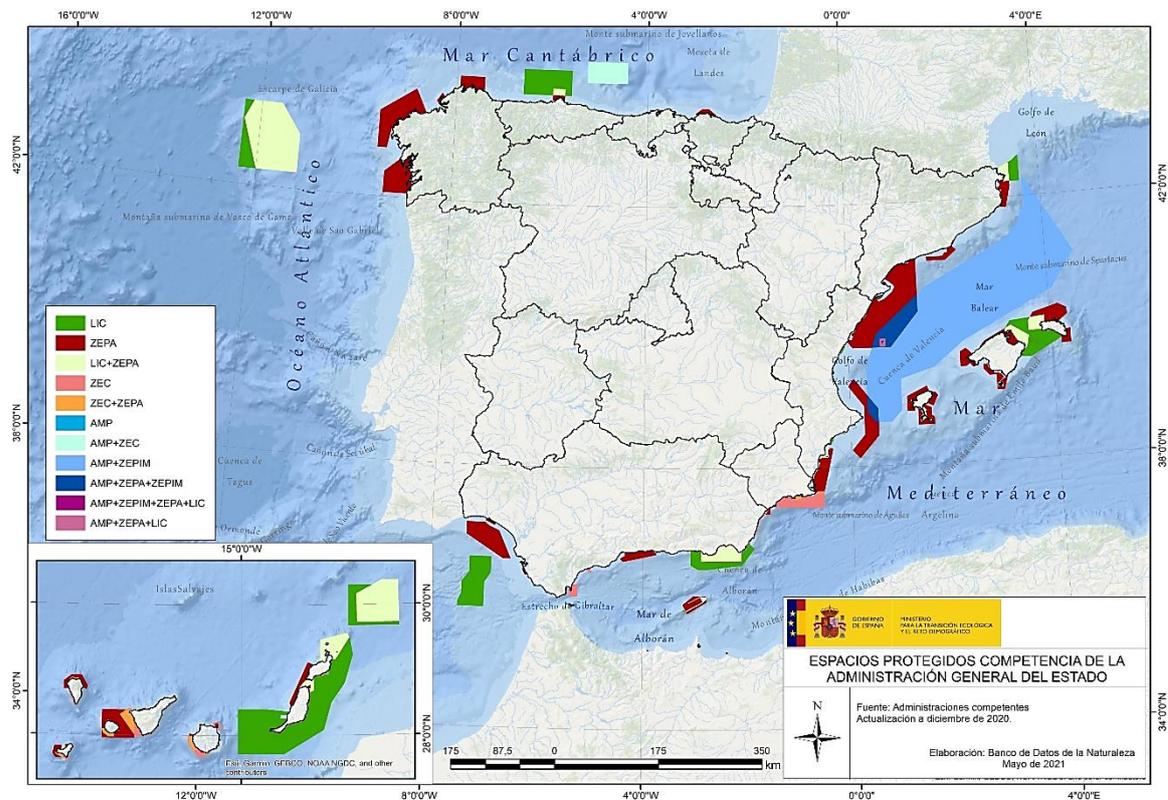


Figura 1.8. Mapa con los espacios protegidos competencia de la AGE actualizado a diciembre de 2020. Fuente: MITECO.

Gracias a los avances realizados en los proyectos consecutivos LIFE INDEMARES y LIFE IP INTEMARES, España ha aumentado su espacio marino protegido del 1% al 12% de sus aguas marinas en solo unos años y se sigue avanzando hacia la meta de designar el 30% de superficie protegida de nuestros mares para 2030.

Por todo ello, puede decirse que las AMPs son actualmente la principal estrategia de conservación adoptada a nivel global, para garantizar el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas y frenar la pérdida de biodiversidad marina. Con este fin, y como se ha descrito en este apartado, la UE ha establecido un marco político sólido y ambicioso para abordar los múltiples desafíos a los que se enfrenta su entorno marino y garantizar un enfoque ecosistémico más sostenible para el uso de sus recursos marinos. Las Directivas sobre hábitats y aves, junto con la Directiva marco sobre estrategia marina, son los pilares europeos medioambientales de una PMI más amplia.

Pero, más allá del marco legislativo, cabe destacar que todas las decisiones de gestión medioambiental, la delimitación de áreas y la descripción del estado de conservación y seguimiento de las zonas protegidas, deben estar basadas y apoyadas de forma fundamental en criterios científicos y en los últimos avances del conocimiento en estas cuestiones.

3. Monitorización de espacios Red Natura 2000

Cartografiar los fondos marinos es fundamental para comprender la circulación oceánica, fenómenos como El Niño y La Niña, la predicción de tsunamis, los recursos pesqueros, el transporte de sedimentos, el estado de los ecosistemas marinos y, en general, cualquier fenómeno relacionado con los océanos. Pero en la actualidad y según la estimación realizada dentro del proyecto internacional Seabed 2030 (<https://seabed2030.org/>), que pretende cartografiar el 100% del océano mundial para el año 2030, esta cifra se estima en poco más del 20% de nuestros fondos oceánicos (Fig. 1.9).

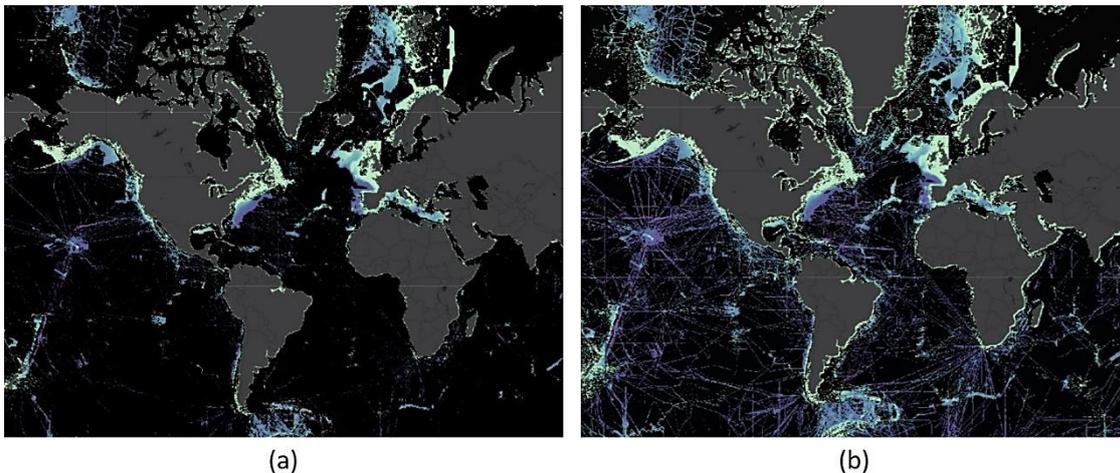


Figura 1.9. Mapas de la cobertura de las áreas cartografiadas entre las cuadrículas (a) GEBCO_2020 y (b) GEBCO_2021. Fuente: <https://seabed2030.org/>

En la figura se muestran los mapas de la cobertura de las áreas cartografiadas entre las cuadrículas GEBCO_2020 y GEBCO_2021. Estos mapas han sido generados utilizando la herramienta de comparación dentro del proyecto Seabed 2030, y puede verse en azul las áreas donde se dispone de datos medidos y en negro, las áreas donde los datos se basan en interpolación. Se debe aclarar que, en este contexto se considera como cartografiada la superficie que ha sido descrita mediante observación directa, generando para ella una

cartografía detallada. Si bien es cierto que la batimetría derivada de satélite es capaz de cartografiar de forma global nuestros fondos marinos, las escalas derivadas de esta metodología no son capaces de describir más allá de características del terreno que pueden abarcar del orden de varios kilómetros o más.

Sin embargo, para ciertas aplicaciones ambientales, se requiere contar con cartografía de detalle del fondo oceánico, con escalas que describan aspectos del terreno del orden de decenas de metros. Este aspecto, se hace todavía más evidente cuando hablamos del cartografiado o registro de hábitats o especies que habitan en fondos profundos. Para avanzar en el conocimiento de estas especies es necesario explorar los fondos a escalas de muy alta resolución, que no solamente describan la morfología del terreno, sino que, a menudo, es necesario contar con información de la presencia y distribución de las especies de interés sobre el lecho marino. Este tipo de registro detallado de los fondos exige importantes complicaciones tecnológicas y esto se hace más evidente a medida que abordamos el estudio de zonas cada vez más profundas.

Según queda reflejado en el informe sobre Cambio climático en el medio marino español: impactos, vulnerabilidad y adaptación de la Oficina Española de Cambio Climático del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (Kersting, 2016), entre las lagunas de conocimiento y propuestas de seguimiento para medio marino se encuentran (i) el fomento del enfoque multidisciplinar en el establecimiento de seguimientos y estudios, por ejemplo a través de programas de monitorización integral de los ecosistemas marinos, (ii) la mejora de la información cartográfica de hábitats y especies, sobre todo en aquellas que son vulnerables, están en peligro o amenazadas, y (iii) la estandarización y simplificación de metodologías de seguimiento. En este sentido, es necesario mejorar y adaptar las tecnologías de monitorización en el medio marino a las necesidades de conocimiento integral, monitorización del estado y seguimiento de impactos y/o medidas correctoras relacionadas con la gestión del medio marino.

Aún siendo conscientes de las muchas limitaciones, puede decirse que el estudio y protección ambiental en el entorno de los hábitats bentónicos marinos que se localizan en fondos profundos ha avanzado notablemente en los últimos años. Así, en la actualidad contamos ya con una serie de especies, comunidades y hábitats de fondos profundos que son objeto de protección debido a que presentan una mayor vulnerabilidad frente a las actividades antrópicas o el cambio climático. Estas especies son objeto de protección debido principalmente a su vulnerabilidad, pero también, debido a factores como la

representatividad de un ecosistema único, su propio valor medioambiental, su riesgo de desaparición y su escasa capacidad de regeneración.

Sin embargo, en la actualidad no es posible plantear una exploración exhaustiva del fondo oceánico con la resolución espacial que requiere el estudio de hábitats y especies. Por lo tanto, con el fin de priorizar los esfuerzos de conservación con recursos limitados, es posible utilizar el concepto de "puntos calientes de biodiversidad o *hotspots*" (Myers, 1988; Myers *et al.*, 2000). Este concepto se centra en identificar áreas con concentraciones excepcionales de especies endémicas que además se encuentran muy amenazadas.

La definición y evaluación de los puntos *hotspots* del planeta realizada de forma inicial no consideró la parte marina para el establecimiento de estas áreas. Y aunque el término pueda tener sus puntos débiles, ha sido un concepto muy importante en los últimos años y tenido en cuenta en muchos programas de conservación (Marchese, 2015). A menudo, la definición del término *hotspot* se ha adaptado y aplicado a áreas con una alta biodiversidad, sin evaluar específicamente el nivel de amenaza a la que se encuentran sometidas dichas áreas, dada la complejidad que dicho análisis acarrea. Concretamente, dentro del entorno marino, se ha utilizado en numerosas ocasiones esta terminología siendo igualmente protagonista de multitud de programas de conservación, sobre todo los centrados en conservación de la biodiversidad (Roberts *et al.*, 2002; Hazen *et al.*, 2013; Hobday y Pecl, 2014).

Entre los ecosistemas que pueden ser considerados puntos calientes de biodiversidad en el océano, se pueden destacar los arrecifes y comunidades de coral, praderas de fanerógamas marinas, bosques de macroalgas, cuevas submarinas y fondos de maërl, entre otros. Estos hábitats se caracterizan por ser el hogar de especies y organismos que habitan el fondo, estructurando mediante su presencia complejos ecosistemas de gran valor ecológico.

Numerosas áreas han sido declaradas en la última década como áreas protegidas en el entorno marino. Este hecho hace necesario avanzar en el diseño de programas de estudio, descripción y monitorización de los hábitats y especies protegidas (Fraschetti *et al.* 2002; Claudet *et al.*, 2006; Addison, 2011; Ferrari *et al.*, 2018).

La investigación y el establecimiento de programas de monitorización o seguimiento, diseñados y basados en indicadores, son esenciales para describir las condiciones y tendencias de las poblaciones, hábitats y ecosistemas marinos a fin de comprender cómo cambian con el tiempo (Addison, 2011; Hayes *et al.*, 2019; Lacharite *et al.*, 2019; Perkins *et al.*, 2020). La investigación y el seguimiento son componentes clave para evaluar el diseño y la eficacia de las AMPs y para tomar decisiones de gestión basadas en evidencias. La

monitorización o seguimiento es una parte muy importante de la gestión de las áreas protegidas, ya que proporciona los datos necesarios para evaluar los cambios en los ecosistemas marinos como resultado de la implementación de las propias AMPs (National Research Council, 2001). Estas evaluaciones son la base para determinar la eficacia, mejorar el diseño y proporcionar informes de progreso. En este contexto, el seguimiento de un AMP se refiere a la evaluación periódica del estado de los ecosistemas dentro de la propia área protegida. Las características a evaluar o indicadores a utilizar dentro de un programa de monitorización o seguimiento dependerán de los objetivos establecidos para la gestión de esa AMP, y pueden incluir aspectos como información sobre las comunidades (abundancia, estructura de población, biodiversidad y distribución espacial) y conservación o recuperación de hábitats.

Para cada aspecto a evaluar es fundamental que los programas de seguimiento dentro del AMP incluyan zonas representativas, metodologías replicables en el tiempo y técnicas de muestreo estandarizadas.

4. Complejidad espacial en los ecosistemas marinos bentónicos profundos

La complejidad de los ecosistemas marinos es una cuestión difícil de evaluar. En primer lugar porque el estudio o representación cartográfica de dicha complejidad espacial depende en gran medida de la escala de observación. Es común clasificar los hábitats en función de la escala según las categorías que se exponen en Greene *et al.* (1999) de la siguiente manera:

- **Megahábitat:** un megahábitat abarca un área grande, que englobe dimensiones que van desde unos pocos kilómetros hasta decenas de kilómetros y más; se pueden incluir aquí conceptos como la plataforma continental, el talud continental o abisal.
- **Mesohábitat:** un mesohábitat varía en tamaño desde decenas de metros hasta kilómetros e incluye regiones como montes submarinos, cañones y afloramientos rocosos.
- **Macrohábitat:** un macrohábitat varía en tamaño de 1 a 10 metros y puede consistir en características tales como grandes rocas, arrecifes, afloramientos y ciertas formas del lecho rocoso, por ejemplo las ondas creadas en fondos sedimentarios.

- **Microhábitat:** un microhábitat varía en tamaño desde varios centímetros hasta 1 metro y puede estar formado por barro, arena, pequeños cantos rodados, grietas y hendiduras en afloramientos rocosos y también puede venir definido por estructuras biogénicas individuales como colonias de coral y esponjas. En la figura 1.10 se puede ver una esponja hexactinélida, *Asconema setubalense* registrada sobre sustrato rocoso a 312 metros de profundidad en la campaña INDEMARES en el LIC Sistema de Cañones Submarinos de Avilés en el año 2012. Este tipo de esponjas de gran porte proporcionan el soporte para generar microhábitats asociados a ellas para otros organismos bentónicos como equinodermos, crustáceos e incluso otras especies de esponjas.



Figura 1.10. Esponja hexactinélida *Asconema setubalense*. Fuente: IEO ROV Liropus, campaña INDEMARES (2012).

Las dos primeras categorías los mega y meso hábitats, pueden ser estudiados utilizando herramientas y datos obtenidos por satélite y/o instrumentación acústica. Estas tecnologías son capaces de captar y describir las características del fondo a las escalas espaciales requeridas sin mucha dificultad. Sin embargo, para abordar el estudio de los ecosistemas del fondo oceánico con una resolución que permita describir los hábitats a escala macro o micro, la complejidad del muestreo va en aumento, especialmente en los estudios sobre zonas situadas a mucha profundidad.

La tecnología y los datos a utilizar en estos estudios necesitan resoluciones mayores, que permitan describir las características finas del terreno y además tener en cuenta la parte biogénica del hábitat, es decir, caracterizar la presencia de especies existentes en el entorno. Para resolver esta cuestión, a menudo se debe combinar métodos de muestreo acústicos de alta resolución y adquisición de imágenes. Además, de ser capaces de describir la complejidad asociada a la distribución espacial de los hábitats, se debe tener en cuenta la tridimensionalidad que aporta el propio hábitat, que a menudo supone una gran diferenciación en cuanto a la biodiversidad asociada al mismo.

En el ámbito marino, los hábitats que poseen una alta componente de tridimensionalidad o que poseen una estructura compleja, son un foco de biodiversidad. Estas características complejas ayudan a la aparición de variaciones de pequeña escala que favorecen procesos de circulación o turbidez que están relacionados con los procesos de alimentación de muchas especies bentónicas. Estos hábitats pueden estar formados por una elevada complejidad morfológica del fondo o habitualmente por especies bioconstructoras que conforman ese hábitat complejo (Jones, 1994). Un claro ejemplo de ello son los arrecifes de coral, donde se observa esa mayor presencia de especies, asociada a la complejidad estructural innata en los propios arrecifes (Ferreira *et al.*, 2001; Guinan *et al.*, 2009; Graham y Nash, 2013; Burns *et al.*, 2019). En algunos casos, como en los arrecifes de coral de aguas frías, existen además especies que incluso una vez han perecido continúan contribuyendo a mantener e incrementar esa complejidad. Estas especies poseen un esqueleto rígido que permanece sobre el sustrato marino durante largos periodos de tiempo aunque el animal haya muerto. En la figura 1.11, se muestra un ejemplo del aspecto que presenta el arrecife de coral de aguas frías situado en la cabecera del Cañón de La Gavierra dentro del LIC Sistema de Cañones Submarinos de Avilés. En esta imagen, tomada por el vehículo submarino Politolana en la campaña ECOMARG llevada a cabo en julio de 2017, se observa como gran parte del arrecife está conformado por colonias de coral muertas, parcialmente cubiertas de sedimento, y, se puede también apreciar la cantidad de organismos que pueden registrarse en una única imagen. En la imagen, mostrada de ejemplo de este arrecife de coral de aguas frías formado por *Madrepora oculata* y *Desmophyllum pertusum*, se puede observar la presencia de numerosos ejemplares de *Cerianthus* sp., *Regadrella Phoenix* y *Cidaris cidaris* entre otras especies.



Figura 1.11. Imagen de detalle del arrecife de coral de aguas frías situado en la cabecera del Cañón de La Gavieta Fuente: IEO ROTV Politolana, campaña ECOMARG (2017).

Este tipo de hábitats complejos son utilizados por numerosos animales como refugio ante los depredadores, zona de cría o de alimentación, convirtiéndose de esta manera en puntos de alta concentración de biodiversidad en el océano. Esto es especialmente relevante en zonas profundas, donde las condiciones de vida son más duras y la búsqueda de refugio es vital para la supervivencia de las especies.

Para la descripción y evaluación de esta dimensión o componente tridimensional se debe tener en cuenta también el concepto de escala ya mencionada, dado que dicha complejidad tridimensional del hábitat en una escala dada puede no ser relevante para otra (Nash *et al.*, 2013; Richardson *et al.*, 2017). Por todo ello, es importante avanzar en la definición de metodologías y empleo de técnicas que puedan resolver la descripción detallada de microhábitats, teniendo en cuenta su tridimensionalidad, siendo este uno de los aspectos menos estudiados en fondos oceánicos profundos.

Además, es importante destacar que la complejidad en la forma que adoptan a lo largo de su desarrollo algunos organismos como los corales y las esponjas de profundidad, hace complicado medir su tamaño o establecer su talla de una forma simple. Es evidente en este sentido que, muchas veces, parámetros como la longitud o superficie plana, no son suficientes para describir el tamaño de muchos de estos animales y se requiere contar con

herramientas que nos permitan extraer datos más complejos que definan mejor la forma y el tamaño de los animales.

La fotogrametría es una de estas técnicas que puede ofrecer descripciones detalladas y posibilitar la realización de medidas complejas sobre organismos del bentos que habitan fondos profundos.

5. Problemática actual, hipótesis, objetivos y esquema de la tesis.

5.1. Problemática actual

Como se ha expuesto en apartados anteriores, en los últimos años se ha avanzado notablemente en el establecimiento de áreas marinas protegidas, contando en la actualidad con numerosos espacios marinos protegidos tanto costeros como zonas fuera de plataforma, que favorecen la conservación de la biodiversidad y contribuyen a mejorar la salud de nuestros océanos. Pero, existen todavía muchos desafíos pendientes. Dichos desafíos pasan por garantizar que las redes de AMP sean ecológicamente coherentes y asegurar que dichos espacios se conozcan en profundidad, facilitando dicho conocimiento la gestión eficiente, de acuerdo a su grado de conservación y evolución.

Se hace por lo tanto necesario abordar el desarrollo de estudios y metodologías que permitan determinar el estado de conservación de las poblaciones de especies vulnerables, describir los hábitats estructurados por dichas especies de forma precisa y conseguir la monitorización a lo largo del tiempo de estos espacios. El estudio y evaluación de la respuesta de los hábitats a las medidas de protección establecidas es también una asignatura pendiente y es un reto el establecimiento de metodologías para evaluar estos aspectos de forma cuantitativa y precisa.

Por todo ello el conocimiento de los sistemas bentónicos que componen los fondos profundos, es clave para la conservación y gestión de áreas marinas protegidas dentro de la RN2000.

5.2. Hipótesis

La hipótesis de esta tesis consiste en que el avance en el desarrollo metodológico que posibilite la monitorización de fondos profundos, mediante análisis de imagen basados en técnicas fotogramétricas y algoritmos de Inteligencia Artificial (IA), aportará nuevos conocimientos sobre las poblaciones y hábitats vulnerables presentes en estos espacios y repercutirá de forma positiva en la mejora de la gestión de las AMPs de zonas profundas dentro de RN2000.

Según lo expuesto en la introducción, la necesidad de profundizar en el conocimiento y abordar la monitorización a lo largo del tiempo de hábitats bentónicos profundos está clara y dicho seguimiento del estado de salud es cada día más importante para cumplir con los requisitos de protección ambiental impuestos por Directivas europeas. Sin embargo, la problemática asociada a la ejecución de estos estudios biológicos de especies bentónicas en zonas profundas, que viene generada por diferentes y variados factores como, la distancia a la costa, la falta de iluminación natural, la tecnología compleja y cara necesaria para la adquisición de información detallada, etc., hacen difícil la puesta en marcha de programas de monitorización de hábitats bentónicos de profundidad en el Cantábrico central y ello abre una amplia línea de trabajo en la que encaja esta propuesta de tesis.

5.3. Objetivos

Según lo expuesto anteriormente y para llevar a cabo este trabajo de investigación de forma ordenada y coherente, se divide la tesis en tres objetivos principales.

Objetivo 1. Evaluación y descripción morfométrica detallada de especies epibentónicas profundas y sus poblaciones, a partir de productos avanzados cartográficos tridimensionales.

Objetivo 2. Descripción de microhábitats bentónicos mediante modelos de predicción de idoneidad de hábitats y técnicas de análisis automático de imágenes submarinas basadas en inteligencia artificial

Objetivo 3. Análisis multitemporal de especies vulnerables y descripción de sus ratios de crecimiento para monitorización del estado de salud de las poblaciones en espacios RN2000.

Mediante el cumplimiento de estos tres objetivos, se pretende cubrir aspectos como la utilización tecnológica enfocada específicamente a las necesidades de gestión ambiental de los fondos profundos oceánicos, garantizando la transferencia de conocimiento y aplicación práctica de los avances obtenidos en la materia. Esta transferencia se materializa en la utilización de los avances, conocimientos y resultados obtenidos en proyectos actuales de investigación y gestión de espacios marinos protegidos como el proyecto LIFE IP INTEMARES, SponGES o el Plan de Seguimiento del Área Marina Protegida de El Cachucho (ver apartado de proyectos asociados pag.18).

5.4. Esquema de tesis

El esquema y materialización de la presente tesis se basa en el desarrollo de protocolos de análisis de imagen, basados en fotogrametría submarina e inteligencia artificial y nuevos descriptores de especies estructurantes de hábitats vulnerables relevantes para zonas RN2000 (Fig. 1.12).

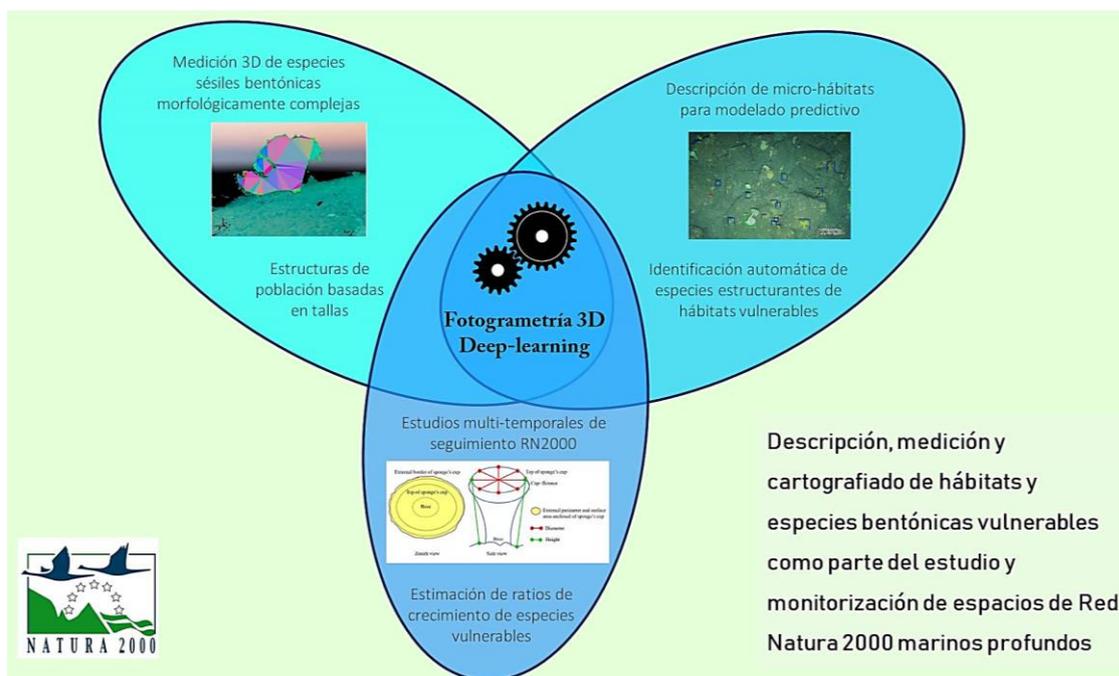


Figura 1.12. Diagrama conceptual de la tesis donde puede observarse la relación entre los resultados incluidos y su ámbito de desarrollo.

En el presente **Capítulo I**, se ha realizado una introducción general a la monitorización de hábitats vulnerables y especies bentónicas de profundidad de acuerdo a la Directiva Hábitats en el marco de Red Natura 2000 marina. Se ha abordado la problemática actual en la descripción y seguimiento de hábitats vulnerables profundos y se ha descrito tanto la hipótesis como los objetivos a cumplir en esta tesis.

El **Capítulo II** se centra en la descripción de los materiales y metodología general utilizada durante el desarrollo de la presente tesis, introduciendo los principales conceptos y herramientas sobre los que se sustenta el desarrollo de la misma.

El **Capítulo III** recoge los principales resultados obtenidos bajo el marco de esta investigación. Este capítulo se subdivide a la vez en tres apartados que se enfocan a tres aplicaciones diferentes, aunque todas dentro del marco de estudio de especies y hábitats profundos dentro de zonas RN2000.

El primer apartado de los resultados se centra en la descripción detallada de especies bentónicas de gran porte con morfología compleja, proponiendo nuestras formas de medición de ejemplares, centrándonos para ello en un bosque de gorgonias de profundidad (*Placogorgia* sp.). Teniendo la descripción detallada en un espacio tridimensional de los ejemplares se puede proporcionar una estimación de la estructura de población de la agregación de colonias, proporcionando así una valiosa información en el estudio de este hábitat.

La redacción de este apartado está basada en la publicación: Prado, E.; Sánchez, F.; Rodríguez-Basalo, A.; Altuna, Á.; Cobo, A. Analysis of the population structure of a gorgonian forest (*Placogorgia* sp.) using a photogrammetric 3D modeling approach at Le Danois Bank, Cantabrian Sea. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 2019, 153.

Pero los avances obtenidos en esta investigación se han aplicado también con éxito en la descripción de las estructuras de población de diferentes agregaciones de esponjas de profundidad (*Asconema setubalense* y *Neoschrammeniella aff. bowerbankii*) cuyos resultados han quedado reflejados en sendas publicaciones (Martín-García *et al.*, 2022 y Ríos *et al.*, 2020). Ver listado de publicaciones de la pag. 21.

El segundo apartado de los resultados propone la extracción de las variables derivadas del terreno a muy alta resolución, a partir de la reconstrucción tridimensional del fondo y el uso de los algoritmos de inteligencia artificial aplicados a las imágenes, para, mediante estas dos aproximaciones, alimentar el modelado predictivo de hábitats a muy fina escala

(microhábitats). En dicho capítulo se demuestra como los nuevos avances en fotogrametría tridimensional y análisis basados en aprendizaje profundo permiten aplicar modelos de idoneidad de hábitat a escalas muy precisas, modelando el comportamiento de ejemplares y describiendo los microhábitats que conforman.

La redacción de este apartado está basada en la publicación: Prado, E., Rodríguez-Basalo, A., Cobo, A., Ríos, P., and Sánchez, F. (2020). 3D Fine-scale terrain variables from underwater photogrammetry: a new approach to benthic microhabitat modeling in a circalittoral rocky shelf. *Remote Sens.* 12: 2466.

Los avances obtenidos en el desarrollo de herramientas de IA para análisis de imagen submarina se han aplicado también con éxito en otros casos de estudio. Se ha realizado un estudio para evaluación de porcentaje de coral vivo vs. muerto en un arrecife de coral de aguas frías y también se ha abordado un estudio de detección de presencia de especies estructurantes del hábitat 1170 Arrecifes en una zona, alimentando así de forma automática, modelos de predicción de hábitat a nivel regional. Estos resultados han quedado reflejados en sendas publicaciones (Prado *et al.*, 2021 y Abad *et al.*, 2021). Ver listado de publicaciones de la pag. 21.

Por último en el tercer apartado del capítulo de resultados se incluye un novedoso estudio sobre la estimación del ratio de crecimiento de la esponja de profundidad *Asconema setubalense* aplicando las medidas morfométricas precisas sobre las reconstrucciones 3D a un enfoque multitemporal. Este apartado ahonda en la posibilidad de realizar estudios multitemporales de seguimiento sobre zonas profundas gracias a las posibilidades de aplicación de estas nuevas metodologías de análisis de imagen y abre la puerta a estudios multitemporales que pueden aplicarse para estudio de evolución de las zonas, descripción de posibles impactos y evolución de las poblaciones sensibles.

La redacción de este apartado está basada en la publicación: Prado, E., Cristobo, J., Rodríguez-Basalo, A, Ríos, P., Rodríguez-Cabello, C. and Sánchez, F. (2021). In situ growth rate assessment of the hexactinellid sponge *Asconema setubalense* using 3D photogrammetric reconstruction. *Front. Mar.Sci.*8:612613.

Para finalizar, el **Capítulo IV** incluye las conclusiones generales sobre la operatividad de las herramientas desarrolladas y los resultados obtenidos, además de una breve discusión sobre las perspectivas futuras.



Fotografía: Elena Prado

CAPÍTULO II

Materiales y metodología general

1. Área de estudio

1.1. ZEC El Cachucho

En 2009, se propuso el espacio denominado El Cachucho para su declaración como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) de acuerdo a la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. El concepto de *hotspot* y la constatación de la existencia en la zona de bosques de gorgonias y esponjas de profundidad fue uno de los principales datos en los que se fundamentó dicha propuesta. Estas especies estructuran la presencia del hábitat de interés comunitario 1170 Arrecifes (Anexo I de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad). También se comprobó la presencia en la zona de especies de interés comunitario como la tortuga boba (*Caretta caretta*) y delfín mular (*Tursiops truncatus*) (Anexo II de la Ley 42/2007). Su aprobación como zona LIC tuvo lugar en febrero de 2011 (Decisión 2011/63/UE de la Comisión, de 10 de enero) y en ese mismo año mediante Real Decreto 1629/2011, de 14 de noviembre, se declara El Cachucho como Área Marina Protegida y Zona Especial de Conservación, y se aprueban las correspondientes medidas de gestión (Heredia *et al.*, 2008; BOE, 2011).

El Cachucho se encuentra situado al norte de la Península Ibérica, en el mar Cantábrico, frente a la localidad asturiana de Ribadesella y su superficie abarca un total de 234.950,16 ha. (Fig. 2.1). En dicha imagen se pueden observar, sobre la descripción batimétrica de la zona, algunos rasgos topográficos característicos del área. La montaña submarina de El Cachucho, es también conocida como el Banco Le Danois, dado que fue este científico francés quien descubriera su existencia y posteriormente en el año 1948 publicara la primera descripción del Banco.

El Cachucho es un extenso banco y montaña submarina en alta mar, rodeada de fuertes pendientes y un complejo sistema de cañones. En el AMP El Cachucho y su entorno se pueden distinguir, a grandes rasgos, cuatro zonas principales: talud, techo del banco o monte submarino, cuenca interna y cañón de Lastres. Las profundidades dentro del área varían desde los 425 metros en el techo del banco a los 4000 metros al pie del talud en la cara norte del banco.

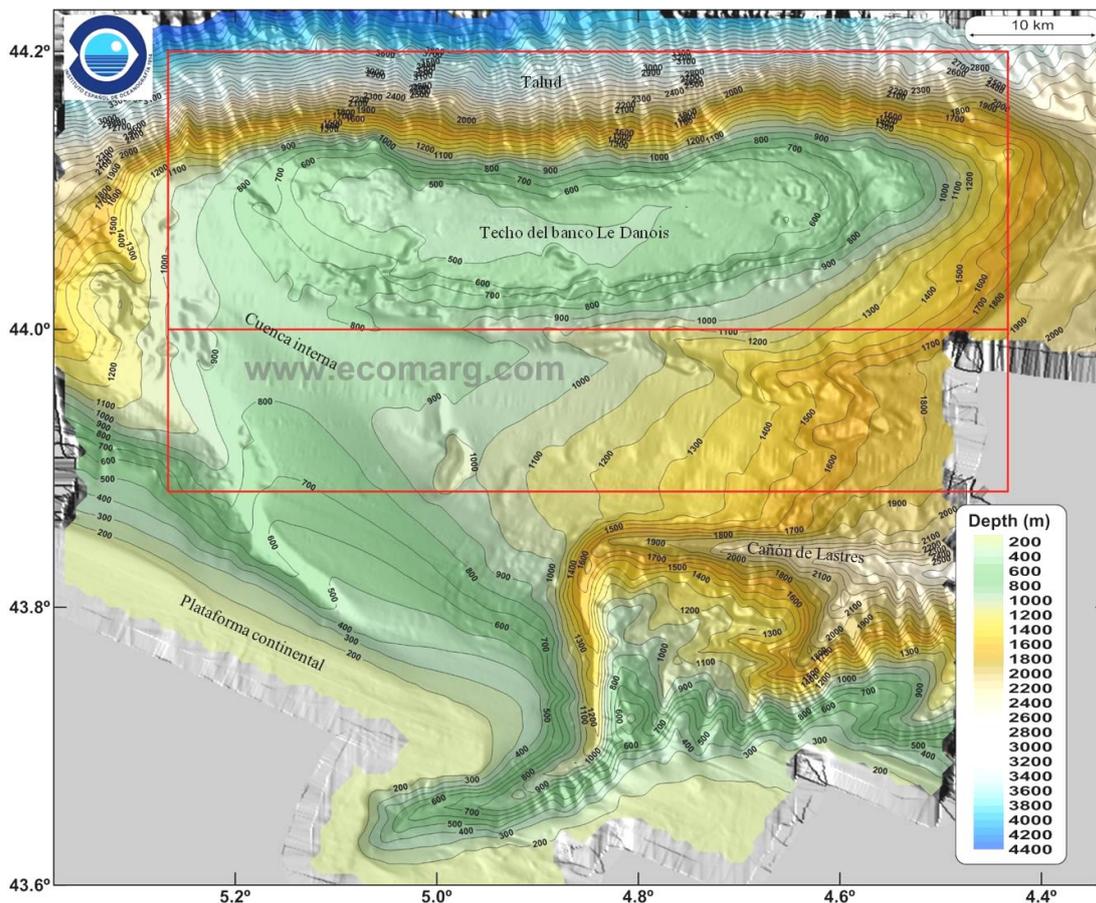


Figura 2.1. Ubicación del AMP El Cachucho y su actual delimitación. Fuente: IEO Grupo ECOMARG (www.ecomarg.com).

La caracterización geomorfológica realizada por el proyecto ECOMARG, muestra que más de la mitad del área corresponde a fondos principalmente surcados por sistemas de complejos cañones y sus tributarios, localizados en las pendientes del banco y cañón de Lastres, con escaso recubrimiento de fango; mientras que la cuenca interna se caracteriza por fondos planos con una importante cobertura sedimentaria y, por último; el techo del banco muestra fondos con afloramientos rocosos y escasa cobertura de sedimentos. Este escaso recubrimiento sedimentario puede deberse a la presencia de importantes cañones que suponen una vía de transferencia de sedimentos desde la plataforma a los fondos profundos.

Desde el punto de vista hidrográfico, el Banco Le Danois se ubica en la profundidad que corresponde al área de transición entre las masas de agua profunda del Atlántico norte (NADW), que llega hasta 500 m donde hay una salinidad relativamente baja; y la masa de agua saliente del Mediterráneo (MOW) más salina, cuyo núcleo principal se encuentra entre los 800 y 1100 m de profundidad. La zona del talud continental del Cantábrico parece ser en general relevante para la mezcla de masas de agua a través de isopícnas, por lo que la

anomalía topográfica formada por el Banco Le Danois favorece la mezcla de estas dos masas de agua (Fiuza *et al.*, 1998; Van Aken, 2000). Los efectos topográficos que influyen sobre la dinámica general de corrientes del Cantábrico, tienen un papel muy importante en los procesos de sedimentación y los sistemas de producción del ecosistema. Por lo tanto, el régimen de circulación que alcanza a esta plataforma marginal es más intenso que si se tratara de un monte submarino en mar abierto.

Tanto las características geomorfológicas, como la dinámica de las masas de agua presentes en la zona, favorecen la presencia de numerosas especies; y varios estudios confirman esta ZEC como un punto de concentración de biodiversidad en el mar Cantábrico (Sánchez *et al.*, 2008, 2017).

La zona presenta cuatro hábitats amenazados de la lista del Convenio OSPAR, agregaciones de esponjas de profundidad, arrecifes de corales de aguas frías, comunidades de montañas submarinas y comunidades de pennátulas y de megafauna excavadora. Tanto en la parte superior del banco, como en la cuenca interna, se han identificado poblaciones de esponjas de gran porte, como ejemplares de *Geodia megastrella* y *Asconema setubalense* y poblaciones de la esponja *Pheronema carpenteri*. Se han registrado además especies de corales de gran interés (*Cariophyllia*, *Desmophyllum*, *Deltocyathus*), importantes poblaciones de gorgonias (*Callogorgia verticillata* y *Placogorgia* sp.) y agregaciones de pennatuláceos (*Pennatula phosphorea*, *Funiculina quadrangularis* y *Virgularia mirabilis*).

El plan de gestión del AMP El Cachucho incluye medidas específicas para la regulación de las actividades pesqueras, exploración petrolífera, minerales y actividad militar (BOE, 2011).

1.2. LIC Sistemas de Cañones Submarinos de Avilés

En marzo de 2014, y a raíz del esfuerzo realizado durante el desarrollo del proyecto INDEMARES, España llevó ante la CE la propuesta de declaración de 10 nuevos LICs, entre los que se encontraba el Sistema de Cañones Submarinos de Avilés. El Sistema de Cañones Submarinos de Avilés fue declarado Lugar de Importancia Comunitaria e incluido en la Red Natura 2000 en 2015 (Decisión de ejecución (UE) 2015/2373; 2016/2335; 2018/40; 2019/19; 2020/495)

Al igual que la cercana AMP El Cachucho, en este LIC los principales valores ecológicos registrados se centran en la presencia del hábitat 1170 Arrecifes de la Directiva Hábitats,

destacando la presencia de importantes asentamientos de arrecifes de coral de aguas frías (Sánchez *et al.*, 2014). Actualmente, la zona está siendo objeto de estudio en el proyecto INTEMARES para su propuesta como Zona Especial de Conservación, lo que supondría un cambio en su estatus de protección actual y el establecimiento de unas medidas de protección y gestión de sus valores ambientales.

El LIC Sistema de Cañones Submarinos de Avilés se localiza en el margen continental del norte de la Península Ibérica, frente a la costa occidental de Asturias (Fig. 2.2). Esta zona es estructuralmente compleja, en ella se han descrito tres grandes cañones submarinos (Avilés, El Corbiro y La Gavieta), una plataforma marginal (Canto Nuevo) y un alto estructural rocoso masivo (Agudo de Fuera). Además del sistema de cañones en esta área se pueden diferenciar otras tres zonas, la plataforma continental, el talud continental y la llanura abisal. Se puede consultar una descripción geomorfológica detallada de la zona en Gómez-Ballesteros *et al.*, 2014.

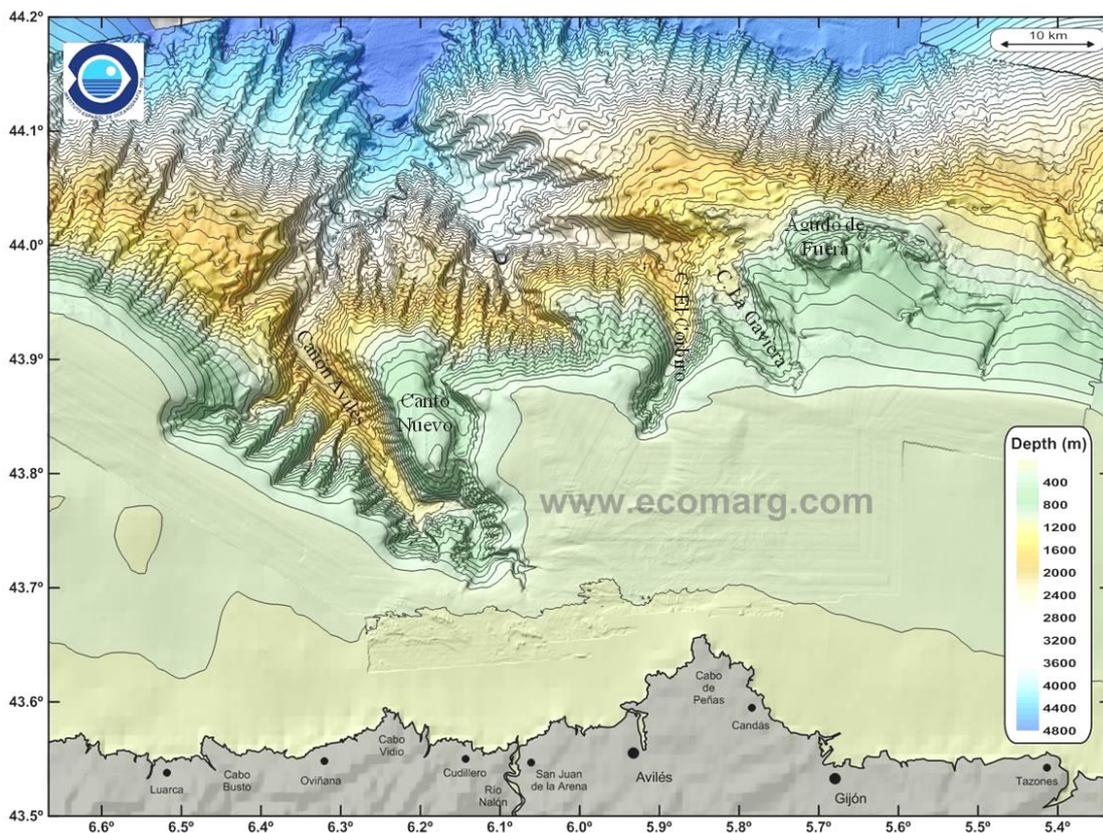


Figura 2.2. Localización y principales rasgos geomorfológicos del LIC Sistema de Cañones Submarinos de Avilés. Fuente: IEO Grupo ECOMARG (www.ecomarg.com)

En todo el golfo de Vizcaya, la plataforma continental es generalmente estrecha, muestra de que nos encontramos con un margen continental compresivo (Ercilla *et al.*, 2008). En esta

zona la plataforma continental apenas presenta pendientes, posee escasa acumulación de sedimentos, debido al transporte de sedimentos asociados a la dinámica oceanográfica del sistema de cañones y en ella se pueden encontrar importantes afloramientos rocosos (Gómez-Ballesteros *et al.*, 2014).

Las masas de agua de la zona presentan la estructura en capas típica del golfo de Vizcaya y que ya se han mencionado en la descripción de la zona de estudio del AMP El Cachucho. En esta zona además, existen procesos de afloramiento que inyectan aguas profundas ricas en nutrientes en la superficie, favoreciendo la producción biológica. Al mismo tiempo, la existencia de una topografía compleja interacciona con las corrientes, incrementando localmente los procesos de producción y, con ello, la respuesta biológica.

Además, los numerosos afloramientos rocosos que aparecen en la zona favorecen el asentamiento de comunidades sésiles vulnerables, típicas de fondos duros, a lo largo de toda la zona. Sin embargo, este asentamiento se manifiesta de forma muy fraccionada, presentando una estructura en mosaico, lo que dificulta enormemente la descripción, cartografiado y estudio detallado de los tipos de hábitats, ya que en presentan superficies de ocupación de pequeña extensión y los métodos tradicionales de muestreo pueden no ser adecuados para dicho estudio.

La biodiversidad en el Sistema de Cañones Submarinos de Avilés es muy elevada, y se llevan inventariadas hasta la fecha más de 1.400 especies sobre el fondo (sin incluir las pelágicas que ocupan la columna de agua), algunas de ellas muy vulnerables, como son los corales, las esponjas y los tiburones de profundidad, y que se encuentran incluidas en diversas normativas de protección (Ríos y Sánchez, 2021). Esta zona alberga por ejemplo los únicos arrecifes de coral de aguas frías que han sido registrados hasta la fecha en la Península Ibérica. Estos arrecifes estructurados principalmente por los corales *Desmophyllum pertusum* y *Madrepora oculata*, albergan otras especies vulnerables como corales negros (*Leiopathes* spp., *Stichopathes* spp.) y esponjas de cristal (*Regradella phoenix* y *Aphrocallistes beatrix*) entre otras. Dentro de los hábitats rocosos de la plataforma encontramos una gran abundancia de invertebrados bentónicos sésiles, como el crinoideo *Leptometra celtica*, el coral amarillo (*Dendrophyllia cornigera*) y la esponja de copa (*Phakellia ventilabrum*), junto con otras muchas especies de gorgonias, esponjas incrustantes y moluscos. Asimismo, son de destacar la presencia del cetáceo *Tursiops truncatus* y la tortuga *Caretta caretta*, especie vulnerable para la que el LIC parece ser zona de tránsito en su viaje migratorio.

El AMP El Cachucho y el LIC Sistemas de Cañones Submarinos de Avilés, han sido objeto durante los últimos años de numerosos estudios y campañas de exploración y distribución de hábitats (Sánchez *et al.*, 2008, 2009, 2014, 2017; García-Alegre *et al.*, 2014) que finalmente llevaron a la protección de las mismas. Se hace necesario no obstante seguir avanzando en el establecimiento de programas y metodologías de seguimiento del estado y evolución de estos ecosistemas.

2. Vehículo ROTV Politolana y toma de imágenes

Todos los transectos de vídeo y fotografías utilizados para la realización de esta tesis se obtuvieron utilizando el vehículo remolcado fotogramétrico ROTV (Remotely Operated Towed Vehicle) Politolana a bordo de los Buques Oceanográficos Ángeles Alvariño y Ramón Margalef del Instituto Español de Oceanografía - IEO (Fig. 2.3). El ROTV Politolana, diseñado en el Centro Oceanográfico de Santander del IEO (Sánchez y Rodríguez, 2013), es un vehículo remolcado submarino diseñado para estudiar el fondo oceánico profundo mediante métodos fotogramétricos. El vehículo se puede operar hasta una profundidad máxima de 2000 m.

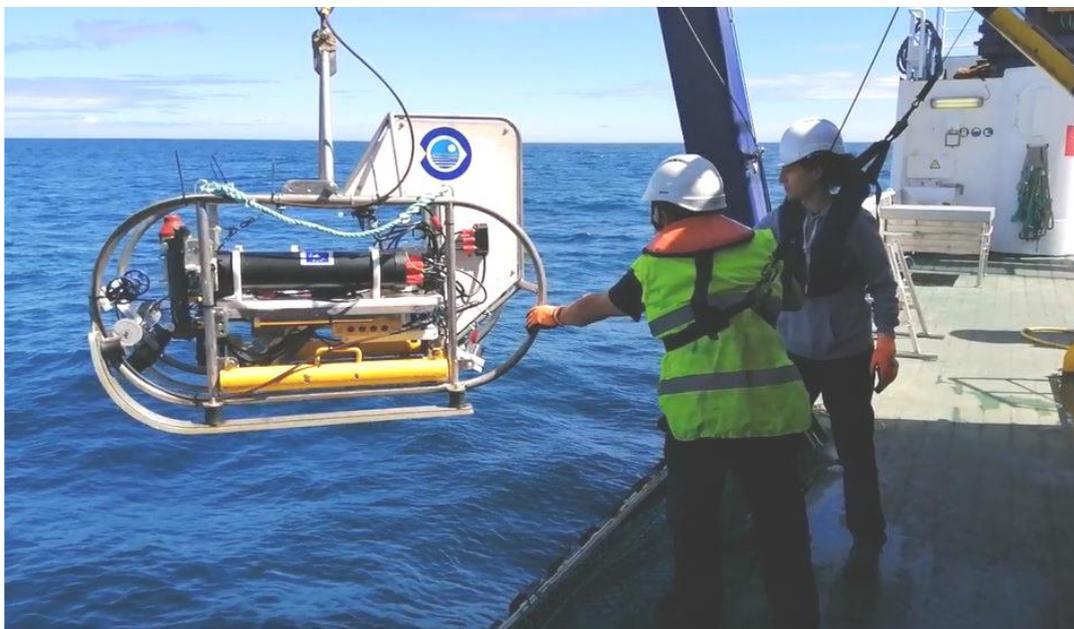


Figura 2.3. Vehículo remolcado ROTV Politolana durante una maniobra de despliegue en la campaña oceanográfica del IEO INTEMARES C2 (2022).

Los transectos con el ROTV se realizan navegando a una velocidad de 0,6 a 1,0 nudos y a una altura de entre 2 a 4 m sobre el fondo. El vehículo posee telemetría bidireccional para

controlar los instrumentos que lleva instalados como carga útil (altímetro, sonda CTD, brújula, focos y sistemas de control de cámaras de vídeo y fotográfica) y envía datos a la superficie en tiempo real. El vehículo también posee la capacidad de operar una red de suprabentos y una botella Niskin para la recogida de muestras *in situ* en zonas próximas al fondo en áreas de interés. Este vehículo adquiere simultáneamente imágenes fotográficas y vídeos de alta definición, sincronizándolos con las medidas de las condiciones ambientales existentes.

El ROTV se ha diseñado en base a un principio de plataforma abierta de desarrollo, de forma que toda la instrumentación embarcada puede ser configurada en función de las características específicas del estudio que se lleve a cabo. De esta forma, los sensores ópticos, cámara de vídeo y fotográfica, así como el sistema de iluminación necesario para adquirir imágenes sobre fondos profundos donde la ausencia de luz es total, se han ido mejorando a lo largo del tiempo según ha mejorado la disponibilidad de cámaras de alta resolución en el mercado y las capacidades de potencia y rendimiento de los sistemas de iluminación.

El sistema se encuentra equipado también con dos juegos de punteros láser paralelos integrados con cada una de las cámaras ópticas que se operan durante la realización de transectos. La cámara de vídeo delantera, situada apuntando hacia la dirección de avance del ROTV, lleva anexos dos punteros láser paralelos, separados por una distancia constante de 20 cm. Esta cámara, además de registrar imágenes de gran calidad del fondo, posee la misión de transmitir la imagen en tiempo real al puesto de pilotaje del vehículo situado en uno de los laboratorios del buque. La cámara fotográfica, situada en la panza del vehículo en posición cenital, permite adquirir fotografías de alta resolución del fondo y a su vez lleva acoplado un sistema compuesto por cuatro punteros láser, separados una distancia constante de 25 cm.

Estas distancias, marcadas por los punteros láser proyectados sobre el fondo y registradas en las imágenes, proporcionan un método para escalar las fotografías y validar geoméricamente los modelos tridimensionales resultantes del proceso fotogramétrico. Además, el sistema adquiere datos sincronizados sobre presión, temperatura y salinidad con un sensor CTD-SeaBird 37.

El posicionamiento absoluto del vehículo es proporcionado por un sistema de posicionamiento de vehículos submarinos Kongsberg HiPAP 502 Super (Ultra) Short Base Line (SSBL). Este sistema omnidireccional puede apuntar en cualquier dirección debajo del buque, ya que el transductor que utiliza posee la forma de una esfera y un área de operación de 200°

(Fig. 2.4). El ROTV se posiciona mediante un transpondedor de funcionamiento acústico. Un software diseñado *ad hoc* realiza la sincronización de datos de los diferentes sensores en tiempo real. A continuación, el software OFOP (Huetten y Greinert, 2008) procesa los archivos de observación y los combina con los datos de sensores adicionales, que se corrigen y finalmente se dividen produciendo un conjunto de datos completo de telemetría para cada transecto de imagen adquirido.

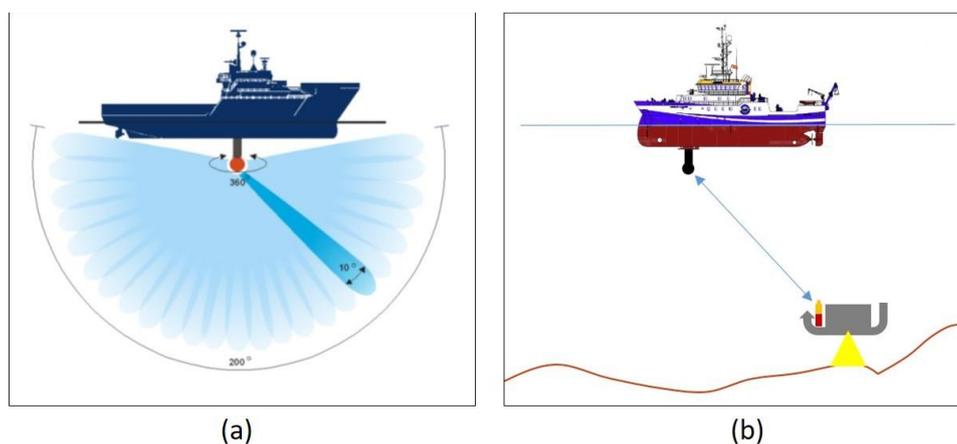


Figura 2.4. (a) Esquema del sistema de posicionamiento submarino de vehículos Hipap 502. Fuente: © 2005 Kongsberg Maritime AS. (b) Esquema del sistema de posicionamiento submarino del ROTV Politolana.

A partir de esta configuración instrumental, el ROTV Politolana puede realizar transectos lineales con trayectorias precisas establecidas previamente, adquiriendo de forma simultánea datos imagen (vídeo y fotografías), datos de las condiciones físicas de la masa de agua presente en la zona e incluso recogida de muestras *in situ* de organismos suprabentónicos o muestras de agua. Todo ello, una vez procesado y sincronizado con precisión, permite contar con un set de datos de gran valor que aporta una valiosa información sobre los ecosistemas, especies y hábitats vulnerables presentes en zonas profundas de difícil acceso.

3. Reconstrucción tridimensional del fondo oceánico mediante fotogrametría submarina

La fotogrametría es la ciencia de obtener datos fiables sobre objetos físicos mediante el registro, medición e interpretación de imágenes fotográficas. La fotogrametría es una técnica nacida en el siglo XVIII, concretamente sus inicios se fechan en 1725. En este año se empleó por primera vez la perspectiva para generar cartografía, si bien es cierto que no lograba la precisión requerida para este fin. Años después, en 1839, el coronel francés Aimé Laussedat consiguió obtener planos exactos de edificios y pequeñas extensiones de terreno a partir de fotografías, validando de esta forma el uso de esta técnica para elaborar mapas topográficos.

El desarrollo de la fotogrametría se puede subdividir en cuatro fases (Fig. 2.5): la fotogrametría gráfica, la analógica, la analítica y por último la fotogrametría digital, que es en la etapa en la que nos encontramos en la actualidad. Cada una de estas fases se caracteriza por innovaciones tecnológicas y metodológicas que hicieron que la fotogrametría fuera más flexible y eficaz (Albertz y Wiedemann, 1996).

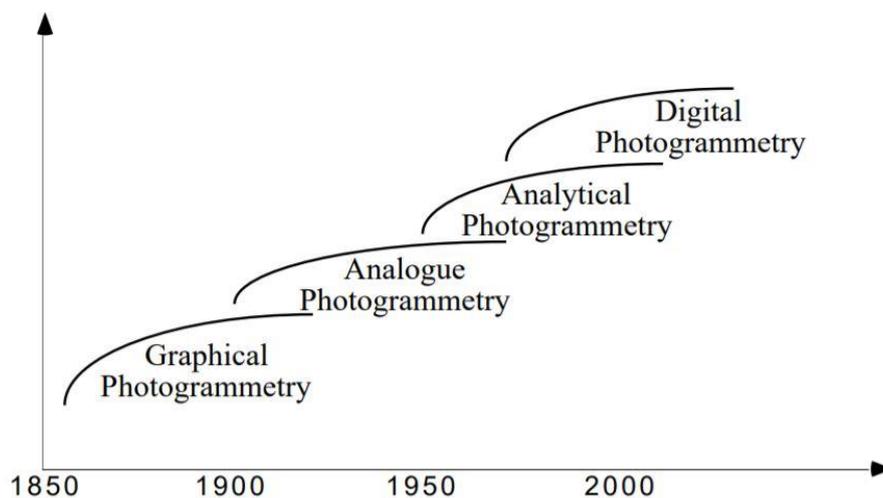


Figura 2.5. Esquema de las diferentes etapas en el desarrollo de la fotogrametría desde su creación. Fuente: Albertz y Wiedemann (1996).

En los últimos años, ya en la etapa de la fotogrametría digital, el rápido desarrollo de la informática y los avances tecnológicos han posibilitado aplicaciones de la fotogrametría a diferentes ámbitos, más allá de la generación de mapas topográficos y planos. En la actualidad, las técnicas fotogramétricas se utilizan en muy variados campos, como la

arqueología y documentación del patrimonio cultural, arquitectura, planeamiento y ordenación del territorio, medio ambiente, investigación policial, medicina, ergonomía, cine y animación, y como no podría ser de otra manera, estas técnicas también se han empezado a utilizar en el ámbito marino.

Una importante y reciente evolución en el campo de la fotogrametría es el desarrollo de lo que se conoce como la técnica de estructura a partir del movimiento, aunque habitualmente se denomina por su término en inglés, Structure from Motion o SfM. Surgida a partir de los años 80, SfM es una técnica topográfica que ha emergido gracias a los avances que se han producido en el campo de la visión por computador y que recientemente, se ha comenzado a aplicar de forma intensiva en el campo de las geociencias (Carrivick *et al.*, 2016; Fig. 2.6).

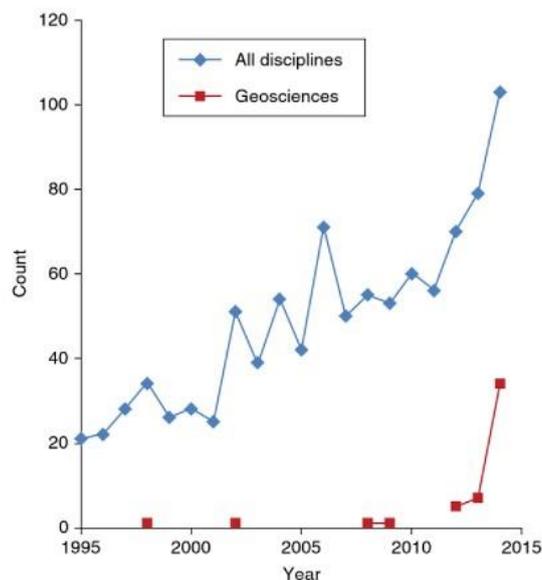


Figura 2.6. Número de citas académicas del término Structure from Motion a partir de la Web of Knowledge hasta abril de 2015. Fuente: Carrivick *et al.*, 2016.

La técnica SfM permite la reconstrucción de objetos tridimensionales (3D) a partir de una serie de imágenes bidimensionales (2D) con un alto grado de solape (Fig. 2.7). A diferencia de la fotogrametría tradicional, en las técnicas de SfM no es indispensable contar con el posicionamiento de las tomas, orientación de la cámara o información precisa (x, y, z) de los puntos de control en la escena antes de reconstruir la geometría de la superficie que ha sido adquirida mediante imágenes. SfM utiliza algoritmos que identifican una serie de puntos homólogos en las zonas de solape entre imágenes y, a partir de ahí, es desde donde se calcula una primera reconstrucción grosera (nube de puntos tridimensional poco densa) de la escena. Posteriormente y a partir de algoritmos de visión multiestéreooscópicas (multi-view

stereo o MVS) se densifica la nube de puntos hasta conseguir una reconstrucción muy detallada de la escena.

En la figura 2.7 se puede observar el esquema geométrico de la técnica SfM (Sweeney, 2016) y un ejemplo de aplicación en una zona somera mediante imágenes adquiridas por buceo con escafandra autónoma. Se trata de un ejemplar de *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758, grabado en 2020 en aguas de Parque Nacional Marítimo Terrestre del Archipiélago de Cabrera durante la ejecución de la campaña oceanográfica asociada al proyecto VirtualMAR.

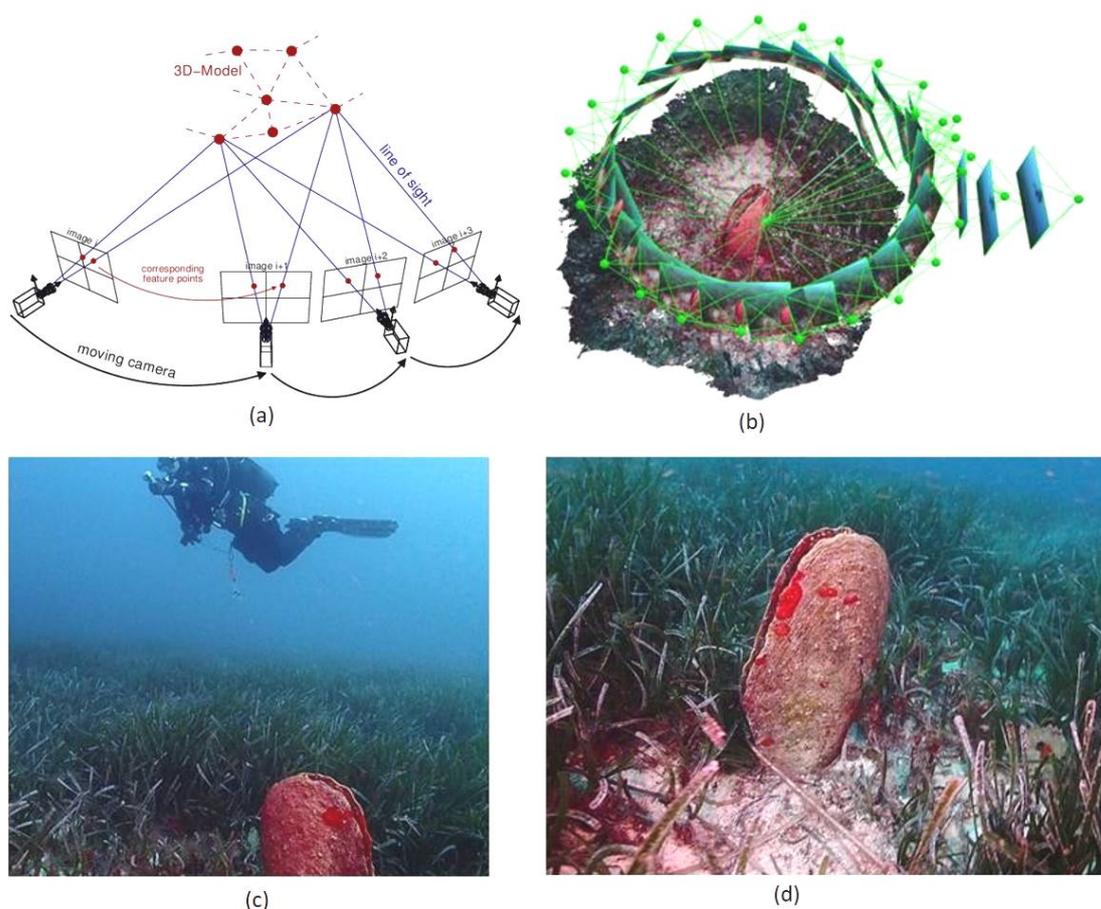


Figura 2.7. (a) Esquema de SfM (Sweeney, 2016); (b) esquema de reconstrucción 3D de un ejemplar de *P. nobilis*; (c) momento de la toma de datos y (d) modelo 3D del ejemplar.

En el campo de las geociencias naturales, la técnica SfM representa un avance importante, mostrando un enfoque económico, eficaz y flexible para modelar y resolver topografías complejas (Westboy *et al.*, 2012).

En el ámbito marino es todavía más reciente su aparición y aplicación. Tradicionalmente, los métodos extractivos o dragas de muestreo han sido los más utilizados para el estudio de

abundancia y descripción de especies existentes en fondos blandos o sedimentarios. Sin embargo, cuando se trabaja en zonas con fondos más complejos, y sobre todo en zonas con fondos vulnerables, adquiere mayor importancia la utilización de muestreos o técnicas de exploración no invasivas. Esta aproximación minimiza al máximo el impacto que los propios métodos de muestreos puedan ejercer sobre los hábitats objeto de estudio. Otro aspecto clave dentro de las tecnologías de muestreo es que sean sostenibles en el tiempo, proporcionando información homogénea y comparable, y por lo tanto, pueda servir como fuente de datos a estudios multitemporales o series históricas. Esto es la base para poder abordar estudios de conservación, dinámica, crecimiento, respuesta a posibles impactos y mortalidad de especies entre otros aspectos interesantes.

En este sentido y gracias a los avances tecnológicos de las últimas décadas, el uso de ROVs (Remotely Operated Vehicles) en sus diferentes variantes en estudios de fondos profundos se ha convertido en una práctica común (Fig. 2.8). Estos vehículos generalmente están equipados con diferentes sistemas de adquisición de datos basados en tecnología acústica, imagen, sistemas de iluminación y sondas CTD.

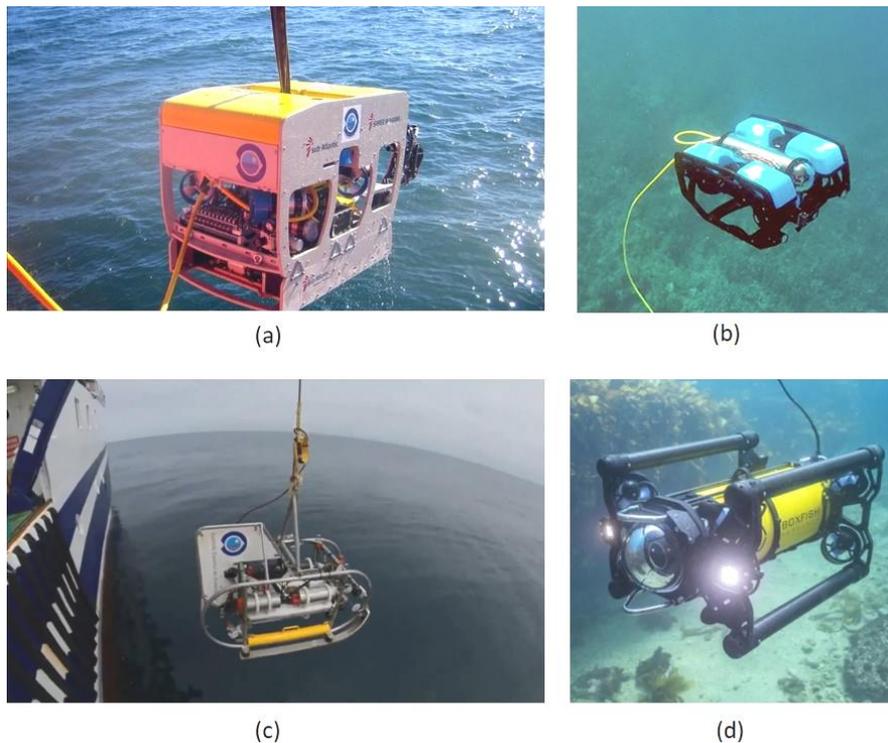


Figura 2.8. Diferentes modelos de vehículos submarinos tripulados de forma remota. (a) ROV Liropus IEO, (b) modelo BlueROV de BlueRobotics, (c) ROTV Politolana IEO y (d) ROV de Boxfish Research.

La utilización de estos vehículos como fuente de datos implica una mayor complicación tecnológica, que se manifiesta tanto en el tipo de instrumentación a utilizar durante las campañas oceanográficas, como en los métodos de análisis a aplicar sobre la información adquirida. Para abordar las campañas en las que se utiliza este tipo de vehículos existen diferentes aproximaciones, desde métodos visuales con cámaras instaladas en vehículos remolcados, vehículos dirigidos por control remoto o incluso vehículos sumergibles tripulados.

El gran avance producido en el diseño específico de los sensores, la integración de otros elementos complementarios en el sistema (iluminación, sistemas de posicionamiento y orientación, etc.) y su completa integración electrónica es una línea que permite introducir posteriormente tecnologías de proceso de imágenes no utilizadas habitualmente en el entorno submarino.

El flujo de trabajo en el ámbito de la fotogrametría para conseguir generar modelos tridimensionales a partir de las imágenes submarinas adquiridas se podría resumir en los siguientes pasos:

- Adquisición de imágenes. Imágenes (fotografías o vídeos) tomadas del objeto o zona de estudio. Este paso es clave para garantizar el éxito del procesado posterior, dado que las técnicas de SfM requieren de imágenes nítidas, bien iluminadas y con gran solape para que puedan producirse modelos 3D de calidad. Es necesario, por lo tanto, realizar una planificación previa del plan de captura o grabación de imágenes que tengan en cuenta factores como la distancia al fondo, la velocidad de avance del vehículo, las características de los sensores, etc.
- Calibración de la cámara y generación de nube de puntos 3D poco densa. En este paso el algoritmo de proceso detecta puntos homólogos que aparecen en sucesivas imágenes. A continuación, se utiliza el ajuste de haces para resolver de forma conjunta el posicionamiento de los puntos homólogos en un espacio tridimensional y simultáneamente calcular los parámetros de visualización (posiciones de la cámara y calibración). Mediante este paso se obtiene una nube de puntos tridimensional poco densa, que reconstruye la escena únicamente en base a esa serie de puntos seleccionados como puntos de paso homólogos, resolviendo también la posición relativa de las imágenes utilizadas para generarla.
- Densificación de la nube de puntos y mMalla texturizada. En este paso la nube tridimensional de puntos generada en el paso anterior se densifica utilizando

información redundante de miles de puntos. El resultado es una nube de puntos tridimensional densa, compuesta por multitud de puntos con coordenadas x, y, z derivadas de la triangulación de las posiciones en sus imágenes originales. La malla texturizada es un modelo tridimensional compuesto por vértices, aristas y caras que definen las formas poliédricas de los objetos, al que se superpone una serie de texturas extraídas de las imágenes originales obteniendo un modelo tridimensional de detalle. La mayoría de las técnicas de mallado se basan en la triangulación de Delaunay.

- Modelo digital de superficies y ortomosaico. A partir de los productos anteriores tridimensionales, se pueden obtener una serie de productos cartográficos ráster avanzados y de gran resolución. El Modelo Digital de Superficies (MDS) o Modelo Digital de Elevaciones (MDE) representa las elevaciones de todos los elementos existentes o presentes en la superficie (rasgos topográficos y elementos presentes sobre la superficie) proyectada sobre un plano utilizando un sistema de referencia geográfico y una malla regular de puntos (producto ráster). El ortomosaico es un mosaico fotográfico con cualidades métricas, donde se ha corregido la distorsión geométrica y se rectifica la perspectiva (ortorrectificación). Este producto cartográfico también se encuentra proyectado sobre un plano.

Los productos cartográficos tridimensionales (nube de puntos y malla) posibilitan la realización de una gran variedad de medidas sobre los elementos del terreno y sobre los organismos que se asientan sobre él en 3 dimensiones (alturas, volúmenes, rugosidad, etc.). Los productos proyectados sobre un plano (MDS, ortomosaico) también brindan la oportunidad de realizar numerosos análisis cartográficos y descripción espacial en el campo de la ecología (localización de ejemplares, distribución geográfica, cartografiado de especies, etc.) y posee la ventaja de poder integrarse de forma directa en cualquier Sistema de Información Geográfica (SIG).

Aunque la primera fotografía submarina que se conserva data de 1893, la complejidad de utilizar esta técnica bajo el agua siempre ha penalizado el uso de esta metodología en el ámbito marino, y este aspecto también ha desfavorecido la aplicación de técnicas fotogramétricas de análisis de imagen en estudios oceánicos.

Uno de los primeros campos en los que se ha utilizado la técnica SfM en el ámbito de estudios marinos es la industria de extracción de recursos mediante plataformas marinas (Leatherdale y Turner, 1983), aunque no es usual que su aplicación quede documentada en el

ámbito científico. Sí existen sin embargo, numerosos registros sobre estudios en el ámbito de la arqueología subacuática. En este campo de aplicación, la necesidad de registrar el estado de los yacimientos y documentar las piezas existentes es una labor fundamental de los arqueólogos y por ello el uso de técnicas como la fotografía son su principal medio de conseguirlo. En Drap (2012) se puede encontrar un detallado repaso por los primeros trabajos de fotogrametría submarina aplicados a arqueología subacuática, empezando por el primero del que se tiene constancia en los años 60 (Bass, 1970). Desde esas fechas, la fotogrametría submarina se ha revelado como un método clave en este campo, proporcionando levantamientos topográficos tridimensionales detallados de un modo operativo, no destructivo y de bajo coste (Fig. 2.9).

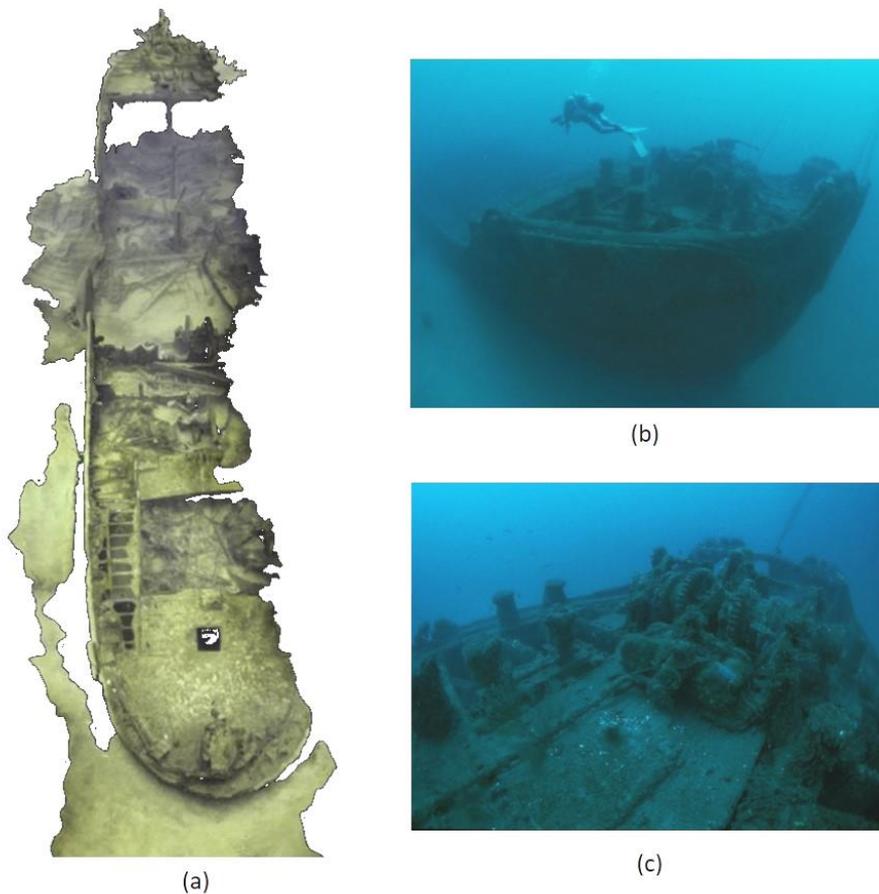


Figura 2.9. (a) Modelo tridimensional del pecio Río Miera hundido en 1951 cerca de Cabo Mayor (Cantabria). Proyecto PhotoMARE, (b) (c) fotografías tomadas *in situ* del pecio (Francisco Sánchez).

Es mucho más reciente su aplicación en el ámbito de los estudios de ecología marina, aunque su uso se está viendo incrementado en los últimos años. Se han utilizado técnicas de SfM

para evaluar y cuantificar la complejidad estructural de los hábitats comúnmente asociada a una mayor biodiversidad (Ferrari *et al.*, 2016; Preece *et al.*, 2019). Esta técnica se ha demostrado también eficiente a la hora de proceder a realizar mediciones morfométricas de los arrecifes de coral (Bythell *et al.*, 2001; Cocito *et al.*, 2003; Courtney *et al.*, 2007; Burns *et al.*, 2015a, 2015b; Lavy *et al.*, 2015; House *et al.*, 2018). Incluso se han utilizado en zonas donde los estudios son especialmente complejos y existe un gran desconocimiento de las especies que pueden allí encontrarse, como las paredes verticales submarinas (Robert *et al.*, 2017); el bentos antártico, utilizando vídeos producidos durante inmersiones bajo el hielo (Piazza *et al.*, 2018) o para evaluar la distribución de la fauna sobre chimeneas hidrotermales (Gerdes *et al.*, 2019). Pero, en general, su aplicación puede considerarse todavía escasa y existen muchos ámbitos dentro de los estudios marinos en los que potencialmente podría resultar interesante su aplicación.

Existe un vacío entre la generación de estos productos cartográficos con propiedades métricas avanzadas y la necesidad de estudiar el contenido de la imagen con el punto de vista puesto en la identificación de especies o la catalogación de tipos de fondo. A este último aspecto se le hace frente habitualmente mediante el trabajo de expertos en taxonomía, a partir de tediosos y largos procesos de visualización y etiquetado del contenido de las imágenes. Es evidente que, en este proceso las técnicas de inteligencia artificial pueden ofrecer alternativas viables.

4. Técnicas de inteligencia artificial y aprendizaje profundo

Con el mismo fin conceptual de explotación exhaustiva y cuantitativa de la información contenida en las imágenes submarinas, pero con un enfoque y aproximación diferente al estudio de las características métricas de las técnicas de fotogrametría tridimensional, se encuentran los algoritmos de análisis o clasificación automática de imágenes. Tradicionalmente, el reconocimiento automático de imágenes ha sido una tarea difícil, basada en algoritmos deterministas y con una gran tasa de errores, pero desde hace unos años, han surgido con fuerza una serie de algoritmos de reconocimiento automático de imágenes basados en Inteligencia Artificial (IA) que han permitido mejorar u optimizar esta labor.

La IA se puede definir como la simulación de procesos de inteligencia humana por parte de máquinas, en la mayoría de los casos sistemas informáticos. Estos procesos incluyen el aprendizaje, el razonamiento y la autocorrección. En la actualidad son muy numerosas las aplicaciones en las que la IA puede ser utilizada, como sistemas expertos, robótica, reconocimiento de voz y visión artificial entre otros. Las técnicas basadas en IA han tomado mucha relevancia en parte debido al gran aumento que se ha producido en la disponibilidad de datos de todo tipo y la necesidad surgida a partir de ahí de analizar ese gran volumen de información. La Inteligencia Artificial es un campo multidisciplinar que se abastece de los conocimientos aportados por la informática, las matemáticas, la ingeniería, la psicología y la lingüística.

Por su parte, el aprendizaje automático o *machine learning* es un subconjunto de la IA, que permite la identificación de patrones en los datos mejorando en el proceso continuamente. Existen tres tipos de algoritmos de aprendizaje automático: el aprendizaje supervisado, en el que los conjuntos de datos están etiquetados para que los patrones puedan ser detectados y utilizados para etiquetar nuevos conjuntos de datos; el aprendizaje no supervisado, en el que los conjuntos de datos no están etiquetados y se clasifican de acuerdo a similitudes o diferencias; y el aprendizaje de refuerzo, en el que los conjuntos de datos no están etiquetados, pero después de realizar una acción o varias acciones, el sistema de IA recibe retroalimentación.

Los progresos en el campo de la IA son constantes, y particularmente en el campo del aprendizaje automático, mostrando extraordinarios avances que ofrecen aplicaciones hasta hace poco tiempo inalcanzables.

Por su parte, el aprendizaje profundo o *deep learning* es una evolución o rama del aprendizaje automático. Así, el aprendizaje automático utiliza algoritmos para analizar datos, aprender de esos datos y tomar decisiones basadas en lo aprendido; mientras, el aprendizaje profundo estructura los algoritmos en capas, para crear una red neuronal artificial, que puede aprender y tomar decisiones por sí misma. Ambas aproximaciones se enmarcan dentro de la IA, buscando imitar la forma de aprendizaje de los humanos.

Por lo general, los algoritmos de aprendizaje automático tienen un flujo típico de trabajo para conseguir aprender a generar predicciones a partir de los datos de entrada (Fig. 2.10). En primer lugar, los algoritmos necesitan una gran cantidad de datos de alta calidad para aprender y poder así predecir resultados de una forma precisa. En el campo del análisis de imagen, el primer paso por tanto es contar con esa serie de imágenes de calidad, etiquetadas

de forma manual para poder entrenar el algoritmo que nos interesa. El algoritmo analiza las características de las imágenes de entrada y las utiliza en el siguiente paso en el que analiza una base de imágenes amplia y desconocida. Existen diferentes algoritmos basados en esta idea, como redes bayesianas, árboles de decisión, algoritmos genéticos, redes neuronales, etc.

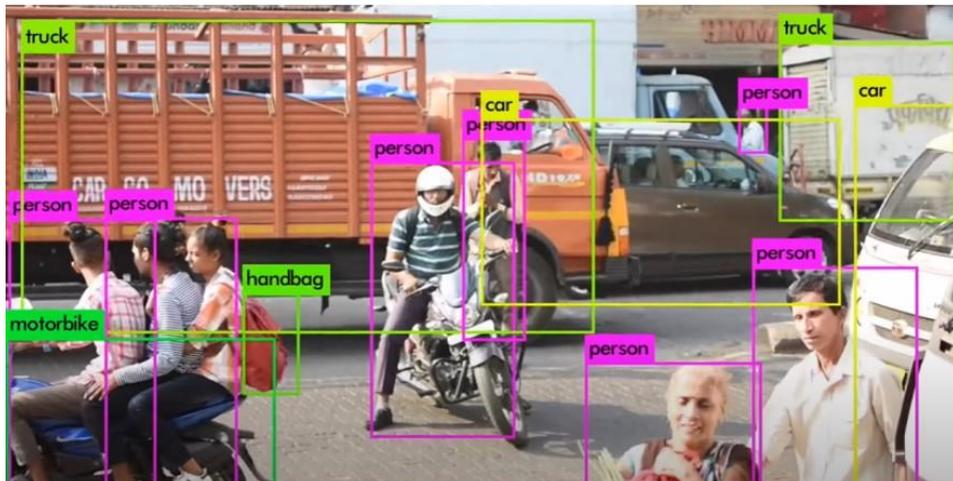
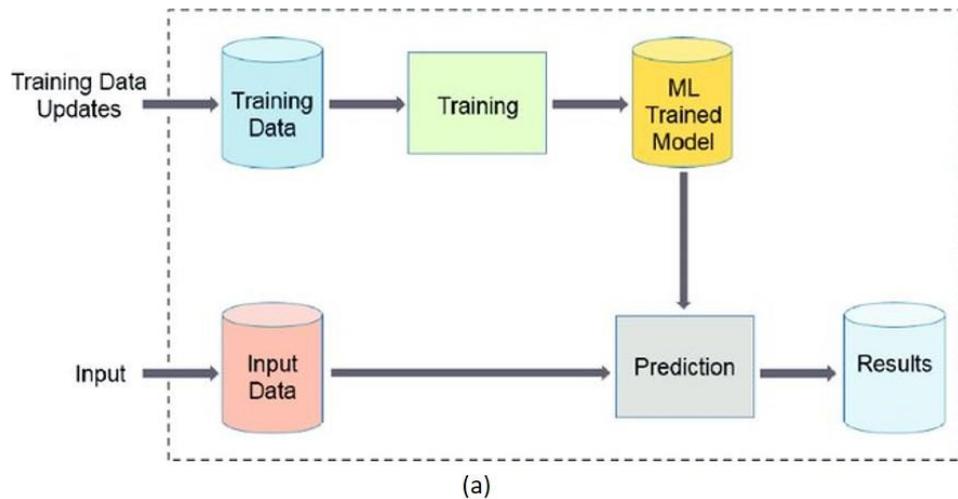


Figura 2.10. (a) Flujo de un algoritmo de aprendizaje máquina. Fuente: Osman, 2019; (b) Resultado de análisis automático de contenido de la imagen y etiquetado basado en algoritmo YOLO. Fuente: Redmon *et al.*, 2016.

Si nos centramos en el análisis de imagen en el ámbito marino, una de las principales tareas a realizar es el etiquetado de imágenes. Mediante este proceso, se identifica el contenido de la imagen en base a unas categorías de interés. Hoy en día, en muchos estudios enfocados al conocimiento del fondo marino, las imágenes son una fuente primordial de información, y

por lo tanto, el etiquetado del contenido de dichas imágenes es una tarea clave. El etiquetado de esas imágenes, sin importar que hayan sido adquiridas mediante técnicas de buceo o mediante el uso de vehículos submarinos, habitualmente se realiza en base al trabajo de expertos de forma manual. De hecho, hoy en día, el análisis visual en manos de un experto en bentos sigue siendo el método de análisis más utilizado para imágenes submarinas, para estudios sobre inventario de especies, distribución geográfica de hábitats o densidades de población (Sánchez *et al.*, 2017). Sin embargo, el gran número de información a analizar, una única campaña de ROV puede generar decenas de horas de vídeo o miles de fotografías, hace que el proceso y análisis automático de las imágenes submarinas sea una de las tareas más demandadas por los investigadores, y uno de los escollos para que la investigación submarina del bentos consiga dar un paso más (Bewley *et al.*, 2012).

Los métodos tradicionales de análisis automatizado de imágenes, basados en algoritmos de análisis de formas y similares, han obtenido siempre unas prestaciones inferiores a la de un experto humano. Por ejemplo, en la clasificación de especies o la detección de especímenes sobre el fondo (Shihavuddin *et al.*, 2013). Más recientemente, las técnicas basadas en redes neuronales y aprendizaje profundo están demostrando su capacidad para igualar o superar la capacidad del ser humano en tareas de reconocimiento o clasificación en entornos específicos, por ejemplo, diagnóstico a partir de imágenes radiológicas o conducción autónoma de vehículos (Lecun *et al.*, 2015). Para muchas de estas tareas ha sido clave la propuesta de las redes neuronales convolucionales (CNN, *Convolutional Neural Networks*), cuya arquitectura, basada en filtros convolucionales, consigue detectar y clasificar objetos en imágenes de forma muy eficiente. Una variedad de esta arquitectura, denominada *Region-based CNNs* (R-CNNs), permite además la extracción sobre el fondo y la clasificación de múltiples objetos en una única imagen o escena. Las propuestas más recientes, como *Faster R-CNN*, *Single Shot Multibox Detector* (SSD) o *You Look Only Once* (YOLO) son especialmente eficientes en términos de precisión y coste computacional.

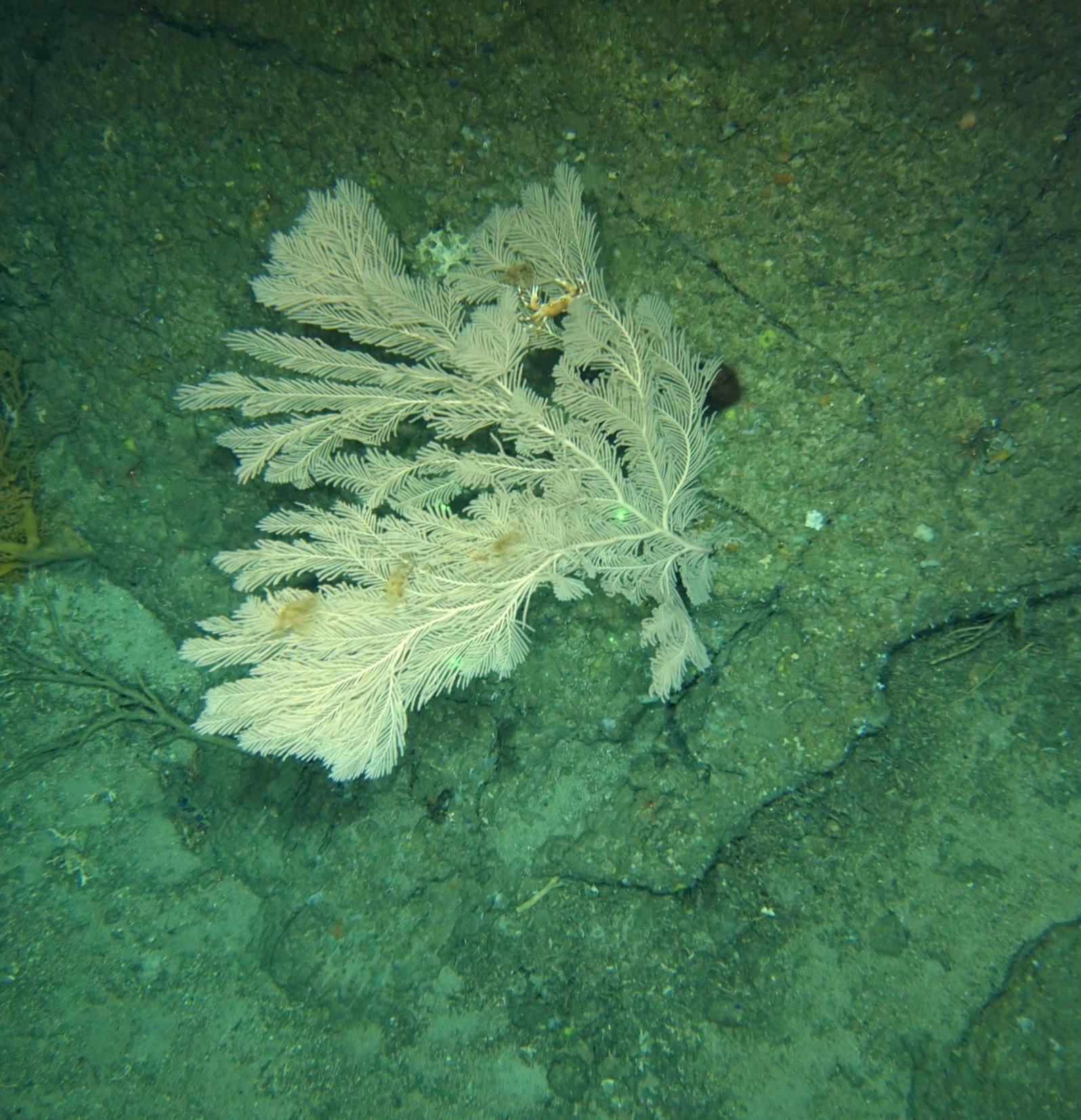
La aplicación particular de análisis automatizado de las imágenes capturadas en fondos marinos profundos está comenzando a ser explorada en la actualidad con estas herramientas. Así, Marburg y Bigham (2016) proponen el uso de redes CNN convencionales con arquitecturas AlexNet y LeCun, respectivamente, para las tareas de detectar la presencia de especies propias de los fondos marinos y clasificarlas entre 10 posibles categorías genéricas (estrella de mar, cangrejo, pez de roca, coral, etc.). Los datos para el entrenamiento y validación consisten en fotomosaicos de una zona amplia del fondo marino obtenidos con vehículos ROV. Los autores han conseguido una precisión en la discriminación

fondo/ejemplar del 97% y en la clasificación del 89%, si bien es necesario elegir manualmente las zonas a analizar (cuadrados de 64x64 píxeles) en el fotomosaico, lo que limita enormemente su aplicación práctica.

Otra aplicación similar es la clasificación de corales sobre el fondo marino, incluida la discriminación entre corales vivos y muertos. Las técnicas de aprendizaje profundo, nuevamente, consiguen mejores resultados que otras más tradicionales de análisis de imágenes (Mahmood *et al.*, 2016). Por ejemplo, la utilización conjunta de técnicas de redes CNN preentrenadas (*transfer-learning*) y de aumentación de datos (*data-augmentation*) para disponer de más datos de entrenamiento, permiten obtener prestaciones superiores al 95% en la clasificación de diferentes especies de coral (Gómez-Ríos *et al.*, 2019). Esta aplicación es especialmente exigente por la variabilidad que introduce la iluminación en las imágenes y el hecho de que diferentes especies de coral coexisten en la misma área geográfica.

Una muestra de las capacidades de arquitectura más recientes es el trabajo de Yang *et al.* (2018), en el que la combinación de redes Faster R-CNN y SSD permite la detección y clasificación de peces en pesquerías a nivel de especie (competición Kaggle *The Nature Conservancy Fisheries Monitoring*), incluso para especies que pueden resultar difíciles de distinguir para un experto humano.

Pero no sólo la clasificación de especies es relevante, sino que puede ser interesante realizar de forma automática la localización absoluta de los ejemplares detectados en el espacio, de acuerdo a un sistema de referencia cartográfico y la descripción de sus aspectos morfológicos (especialmente su tamaño). Algunas de las arquitecturas de redes neuronales presentadas son especialmente adecuadas para esta labor, si bien la obtención de estos parámetros no ha sido todavía abordada en la literatura. Así pues, el campo de trabajo que se abre ante nosotros en esta línea resulta prometedor.



Fotografía: Francisco Sánchez

CAPÍTULO III

Resultados

1. Análisis de la estructura de la población de un bosque de gorgonias (*Placogorgia* sp.) usando una aproximación de modelado tridimensional fotogramétrico.



Imagen tomada por el ROTV Politolana a 550 metros de profundidad en el Área Marina Protegida El Cachucho en el año 2019 durante la campaña ECOMARG19. En la imagen se puede observar ejemplares de *Placogorgia* sp. sobre un relieve abrupto.

Este capítulo recoge la investigación llevada a cabo para ampliar y mejorar las posibilidades de medición de especies bentónicas sésiles de forma compleja que habitan los fondos profundos y que pueden englobarse dentro del hábitat 1170 - Arrecifes de la Directiva Hábitat de la UE. Esta investigación ha culminado en la publicación del artículo: Prado, E.; Sánchez, F.; Rodríguez-Basalo, A.; Altuna, Á.; Cobo, A. *Analysis of the population structure of a gorgonian forest (Placogorgia sp.) using a photogrammetric 3D modeling approach at Le Danois Bank, Cantabrian Sea. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 2019, 153.

Los avances obtenidos en esta investigación se han aplicado también con éxito en la descripción de las estructuras de población de diferentes agregaciones de esponjas de profundidad (*Asconema setubalense* y *Neoschrammeniella* aff. *bowerbankii*) cuyos resultados han quedado reflejados en sendas publicaciones (Ríos *et al.*, 2020 y Martín *et al.*, 2022).

1.1. Introducción

Los bosques de gorgonias conforman hábitats tridimensionales complejos que son colonizados o utilizados de diversas formas por muchas especies, concentrando por lo tanto altos valores de biodiversidad en el océano (Krieger y Wing, 2002; Buhl-Mortensen *et al.*, 2010; Bongiorno *et al.*, 2010; Cerrano *et al.*, 2010; Miller *et al.*, 2012; Ponti *et al.*, 2016). Las gorgonias y otros corales son fácilmente dañados por artes de pesca (Fig. 3.1) que entran en contacto con el fondo y, a menudo, terminan como captura accidental en los barcos pesqueros (Krieger, 2001; Fosså *et al.*, 2002; Hall-Spencer *et al.*, 2002; Althaus *et al.*, 2009; Clark *et al.*, 2010; Bo *et al.*, 2014; Rooper *et al.*, 2017).



Figura 3.1. Parte de un gran coral (*Paragorgia arborea*) extraído del fondo por el arrastre de un aparejo de pesca. Imagen: Malcolm Pullman – Greenpeace.

La escasa capacidad de recuperación de las gorgonias ante los daños se debe principalmente a sus lentas tasas de crecimiento (Andrews *et al.*, 2002; Sherwood y Edinger, 2009; Doughty *et al.*, 2014). Por lo tanto, es crucial establecer una adecuada gestión y regulación de las actividades pesqueras y otras perturbaciones antrópicas para las áreas donde se ubican las agregaciones de gorgonias. Su importancia como puntos de concentración de biodiversidad en los fondos profundos y su alta vulnerabilidad a las perturbaciones han obligado en la última década a establecer políticas nacionales e internacionales para proteger los arrecifes de coral en profundidad. La definición de OSPAR del hábitat *Coral Gardens* lo describe como una agregación relativamente densa de colonias o individuos de una o más especies de coral que puede encontrarse sobre una amplia gama de sustratos marinos tanto blandos como duros. Los jardines de coral de fondo duro suelen estar dominados por gorgonias,

estilasteridos y / o corales negros (ICES, 2007). Las agrupaciones de gorgonias también están incluidos en la Directiva Hábitats de la UE, presentada ya en el capítulo introductorio, como componentes del hábitat 1170 Arrecifes. Además, las gorgonias se encuentran entre las comunidades y especies formadoras de hábitat, debido a su gran tamaño y su aporte de tridimensionalidad al fondo contribuyendo a la formación de Ecosistemas Marinos Vulnerables (EMV) en el Atlántico norte. El concepto de EMV surgió de discusiones en la Asamblea General de las Naciones Unidas (AGNU) y describe grupos de especies, comunidades o hábitats que pueden ser vulnerables a los impactos de las actividades pesqueras. La protección y restauración de los arrecifes de coral de aguas profundas se considera crucial desde la perspectiva ambiental, pero también porque la sostenibilidad de algunas pesquerías comerciales depende de su prevalencia. Muchas áreas protegidas se consideran Hábitats Esenciales para los Peces (EFH por sus siglas en inglés) y juegan un papel fundamental para algunas especies comerciales como áreas de reclutamiento o desove (Fig. 3.2). Tanto la gestión de los EFH, como las iniciativas reguladoras de áreas protegidas pueden ayudar a mantener pesquerías productivas y un buen estado ambiental del océano (Lindeman *et al.*, 2000; Rieser, 2000; Friedlander, 2001).

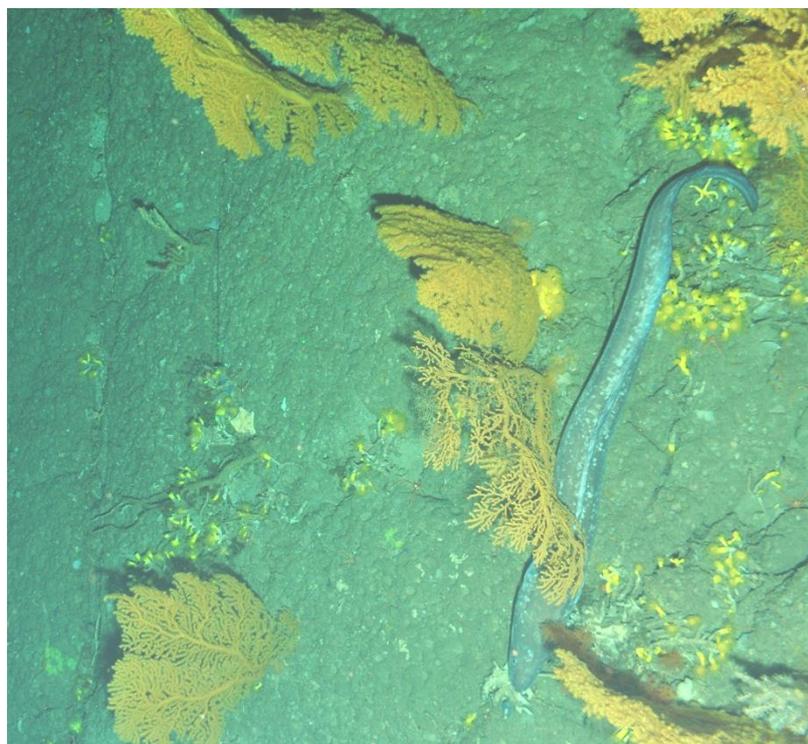


Figura 3.2. Ejemplar de congrio, *Conger conger* (Linnaeus, 1758) fotografiado en el bosque de gorgonias a 550 metros de profundidad. Imagen: ROTV Politolana, campaña ESMARES (2014).

Existen muchos estudios sobre diversidad, distribución y estado de conservación de agregaciones de gorgonias presentes en áreas costeras y zona fótica. Estos trabajos se han realizado dentro de los rangos de profundidad del buceo (~40 m de profundidad), y principalmente en el área mediterránea (Harmelin y Marinopoulos, 1994; Linares *et al.*, 2008; Kipson *et al.*, 2015). No obstante, los estudios sobre las agregaciones de gorgonias en zonas profundas son más escasos y por ello, el conocimiento de estos ecosistemas es mucho menor. En los fondos oceánicos profundos, la evaluación de la estructura de la población de gorgonias, entendida como la distribución de la frecuencia del tamaño de los especímenes, se puede lograr utilizando técnicas de muestreo extractivo y aplicando funciones para modelar la estructura de la población (Bak y Meesters, 1998; Meesters *et al.*, 2001). Más recientemente, las campañas oceanográficas basadas en la utilización de vehículos submarinos dotados de cámaras se han convertido en un modo de operación común para este tipo de estudios en todo el mundo (Buhl-Mortensen y Buhl-Mortensen, 2004, 2005; Gori *et al.*, 2011a; Grinyó *et al.*, 2016; Ambroso *et al.*, 2017).

La presencia de este tipo de agregaciones de gorgonias en profundidad en el Banco Le Danois fue decisiva para su declaración con el nombre de El Cachucho, como la primera Área Marina Protegida (AMP) española fuera de la plataforma continental (BOE, 2011), que automáticamente pasó a formar parte de red Natura 2000 como Zona de Especial Conservación (ZEC). Para diseñar y gestionar eficazmente las áreas protegidas en el océano se deben realizar programas de monitorización o seguimiento de las especies vulnerables (Fraschetti *et al.*, 2002; Claudet *et al.*, 2006; Addison, 2011). El AMP El Cachucho ha sido objeto de numerosos estudios en los últimos años de cara a evaluar la distribución de sus hábitats (García-Alegre *et al.*, 2014; Sánchez *et al.*, 2017), pero existe la necesidad todavía de desarrollar metodologías que permitan determinar el estado de conservación detallado de las especies y la estructura de la población de los hábitats vulnerables. Además, también se debe cuantificar la respuesta de estos hábitats a las medidas de protección y gestión aplicadas en la zona, de cara a evaluar la efectividad de las mismas.

Placogorgia sp., (Fig. 3.3) es una gorgonia de la familia Plexauridae originalmente identificada como *Paramuricea* cf. *placomus* (Linnaeus, 1758) en Sánchez *et al.* (2017), y es una de las especies más vulnerables citadas en el AMP El Cachucho (Sánchez *et al.*, 2008, 2009, 2017).



Figura 3.3. Detalle de dos ejemplares de *Placogorgia* sp. Fotografía tomada por el ROTV Politolana en el AMP El Cachucho a 550 metros de profundidad en la campaña ECOMARG (2017).

Este cnidario conforma colonias en forma de abanico y se asienta sobre fondos de sustrato rocoso en rangos de profundidad de 500 a 1000 m. El tamaño del abanico, en el que se desarrollan las colonias durante su crecimiento, puede exceder el metro de diámetro y generalmente se extiende transversalmente a la dirección de la corriente dominante (Wainwright y Dillon, 1969; Grigg, 1972). Esto último es así, dado que con esta disposición consiguen maximizar el volumen de agua que fluye a través de los pólipos y aumentar su capacidad de acceso a los alimentos. Dadas estas premisas, se hace evidente la necesidad de utilizar para la medición de estos ejemplares parámetros distintos de la altura o medidas obtenidas sobre un plano y resulta a todas luces conveniente incrementar el nivel de detalle de las medidas para definir la forma y tamaño de las gorgonias de acuerdo a su biología. Sin embargo, y aunque la necesidad de esta mejora es evidente, el problema radica en la complejidad de la metodología a utilizar para lograr dicha definición precisa.

La complejidad estructural se puede definir como la estructura física tridimensional de un ecosistema; esta característica tridimensional es la clave para obtener una mejor comprensión de estos hábitats de aguas profundas (Burns *et al.*, 2015b; House *et al.*, 2018). De esta forma, si los estudios se realizan a poca profundidad, lo habitual es que la medición de parámetros que definen los ejemplares de interés se realice mediante mediciones *in situ* con buceadores. Sin embargo, la obtención de parámetros como el área que abarca cada ejemplar, el volumen ocupado o la orientación de su disposición sobre el fondo es difícil de obtener mediante técnicas de buceo, más aún si no se quiere alterar los arrecifes y se quiere evitar el riesgo de destrucción de ejemplares.

En estudios de aguas profundas el uso de ROV y otros vehículos submarinos se ha convertido en una práctica común, en estudios enfocados en geomorfología o procesos geológicos (Obelcz *et al.*, 2014; Embley y Rubin, 2018) o en estudios sobre arrecifes profundos de corales de agua fría (Van den Beld *et al.*, 2017), entre muchas otras aplicaciones. Estos vehículos suelen estar equipados con diferentes sistemas de adquisición de datos basados en tecnología acústica y de imagen, sistemas de iluminación y sondas multiparamétricas como los CTD (acrónimo en inglés de conductividad, temperatura y profundidad).

Hasta hace unos años, la explotación y análisis de la información óptica (vídeos y fotografías) se basaba en análisis visuales por parte de un experto y la capacidad de sincronizar y geolocalizar con precisión las especies identificadas en dichas imágenes con datos físicos del agua y análisis visuales del sustrato (Sánchez *et al.*, 2009; Neves *et al.*, 2014; Bulh-Mortensen *et al.*, 2015a, 2015b). La importancia del uso de metodologías no destructivas para el estudio de especies vulnerables es clara, tanto en hábitats de aguas someras, como de aguas profundas. Los recientes avances en campos como la fotogrametría y la realidad virtual, junto con las mejoras en la capacidad de análisis informático, han permitido aplicar un nuevo enfoque: el modelado tridimensional de alta resolución del área de estudio. En zonas cercanas a la costa, la fotogrametría podría ser una herramienta fundamental para reducir el impacto y el tiempo consumido en las actividades de muestreo basadas en las operaciones de buceo científico con escafandra autónoma. Por otro lado, en áreas más profundas y no alcanzables por buceadores, es necesario contar con herramientas alternativas para medir y muestrear, por lo que nuevamente la fotogrametría podría convertirse en una de las mejores alternativas. Hoy en día y mediante el uso de técnicas avanzadas de reconstrucción fotogramétrica es posible generar modelos tridimensionales de gran detalle, y emplear dichos modelos para la obtención de análisis cuantitativos en estudios de hábitats bentónicos de aguas profundas, mejorando así nuestra capacidad para estudiar estos ecosistemas.

Los algoritmos basados en la técnica denominada *Structure-from-Motion* (SfM), utilizan la identificación masiva de puntos comunes en numerosas imágenes superpuestas tomadas a lo largo de la trayectoria realizada por un vehículo en movimiento (Westoby *et al.*, 2012; James y Robson, 2012). Este enfoque fotogramétrico ofrece la posibilidad de crear productos cartográficos avanzados del fondo oceánico, como modelos tridimensionales de muy alta resolución espacial, de forma rápida y a bajo coste (Kwasnitschka *et al.*, 2013; McCarthy y Benjamin, 2014).

Según aparece recogido en el apartado 3 del capítulo II del presente documento, se han publicado recientemente estudios donde se utiliza la reconstrucción fotogramétrica para una descripción detallada de diferentes aspectos de los hábitats objeto de interés, como la complejidad estructural o la morfometría de arrecifes coralinos. Este mismo enfoque se ha utilizado también en estudios de crecimiento en colonias de coral (Bennecke *et al.*, 2016; Ferrari *et al.*, 2017; Neyer *et al.*, 2018); y ha quedado demostrado que la incertidumbre que se puede asociar a las mediciones morfométricas (Figueira *et al.*, 2015; Guo *et al.*, 2016) y las incertidumbres asociadas a los estudios multitemporales basados en SfM muestran resultados prometedores (Bryson *et al.*, 2017; Raoult *et al.*, 2017). Sin embargo, hoy en día la aplicación de esta metodología a la determinación de la estructura de población de agregaciones de gorgonias de aguas profundas es aún muy escasa.

Se han realizado estudios sobre la estructura, abundancia o distribución de la población de gorgonias de la familia Plexauridae en el mar Mediterráneo (Harmelin y Marinopoulos, 1994; Linares *et al.*, 2008; Gori *et al.*, 2011a; Bo *et al.*, 2012; Grinyó *et al.*, 2016; Palma *et al.*, 2018) y en el Atlántico norte (Buhl-Mortensen y Buhl-Mortensen, 2014). Estos estudios se ocupan principalmente de unas pocas especies abundantes en aguas someras del género *Paramuricea* (estrechamente relacionado con *Placogorgia*), siendo los estudios en aguas profundas, más allá de las profundidades alcanzables para el buceo, poco comunes y nunca aplicados a escalas de detalle, sino enfocados a definir una distribución regional (Buhl-Mortensen *et al.*, 2015a).

Además, hasta la fecha no se ha desarrollado ningún análisis ni descripción de la estructura de las poblaciones de gorgonias en el mar Cantábrico. Y por ello, en este apartado se presenta una descripción precisa de la estructura poblacional de una agregación de *Placogorgia* sp. en el AMP El Cachucho. La obtención de las medidas morfométricas presentadas aquí, se ha realizado exclusivamente mediante una metodología no invasiva de alta resolución espacial y baja incertidumbre geométrica, basada en una reconstrucción tridimensional a partir de imágenes submarinas. En el contexto de la Directiva Marco de la Estrategia Marina (DMEM), el método propuesto puede mejorar la evaluación del Buen Estado Ambiental (BEA) de los hábitats bentónicos, mediante el uso de indicadores de hábitat bentónicos como el descriptor 1 (diversidad biológica) y el descriptor 6 (integridad del fondo marino), con posibles implicaciones para otros descriptores.

1.2. Materiales y metodología

1.2.1. Área de estudio

El bosque de gorgonias objeto de este estudio está asentado en un pequeño monte submarino de fondo duro ubicado en el suroeste de la cuenca del Banco Le Danois (Fig. 3.4). Su rango batimétrico abarca aproximadamente desde los 500 a los 600 metros de profundidad y ocupa una superficie de 2,88 ha.

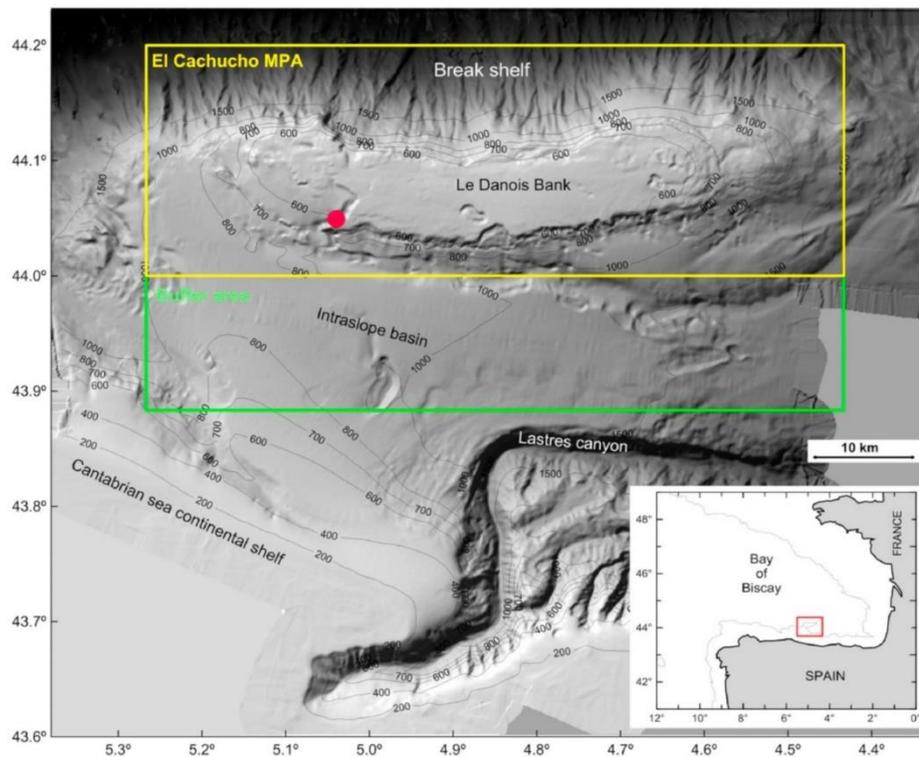


Figura 3.4. Ubicación del bosque de gorgonias dentro del AMP El Cachucho.

En esta zona, las colonias de gorgonias se desarrollan en forma de abanico y se localizan principalmente sobre la cima, en diferentes densidades, curvaturas y con diferente número de ramificaciones (Fig. 3.5).



Figura 3.5. Imagen que muestra algunas de las colonias de gorgonias analizadas y el sustrato rocoso donde se asientan a 528 m de profundidad.

1.2.2. *Placogorgia* sp.

En la actualidad, y según alcanza nuestro estado del conocimiento, la identificación de la especie analizada aquí es difícil de dilucidar. Las muestras extraídas de la zona y estudiadas ofrecen afinidades con dos géneros de la familia Plexauridae, *Paramuricea* y *Placogorgia* (Fig. 3.6). Los ejemplares objeto de estudio se han atribuido a este último género a partir de análisis morfológicos y comparación con varios otros ejemplares obtenido en el mar Cantábrico de ambos géneros.

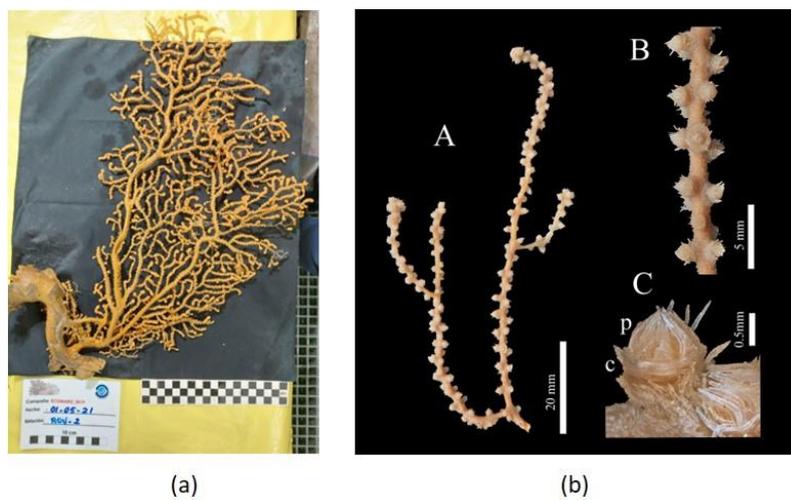


Figura 3.6. (a) Fotografía de un ejemplar de *Placogorgia* sp. extraído de la zona de estudio y (b) foto de pólipos (derecha).

Seis son las especies de *Placogorgia* conocidas en el Atlántico nororiental y el mar Mediterráneo (Grasshoff, 1977). Se conocen cinco de ellas en el golfo de Vizcaya, aunque solo se han encontrado tres en el sector sur: *P. coronata* (Carpine y Grasshoff, 1975), *P. graciosa* (Tixier Durivaut y d'Hondt, 1975) y *P. massiliensis* (Carpine y Grasshoff, 1975). La mayoría de las especies rara vez se recolectan y son animales poco conocidos, por lo que se hace necesario una revisión del género (Poliseno *et al.*, 2017). Tampoco se sabe mucho sobre su variabilidad y nunca se han publicado ilustraciones de largas series de escleritos. Sin embargo, se ha sugerido que posiblemente la variabilidad dentro del género es alta, de hecho tres de las especies registradas probablemente sean variantes de una sola (Brito y Ocaña, 2004). Lamentablemente, los análisis genéticos realizados sobre las muestras para diferenciar entre especies no han sido concluyentes hasta la fecha, ni siquiera para discriminar entre *Placogorgia* y *Paramuricea* con certeza (McFadden *et al.*, 2011; Poliseno *et al.*, 2017). Por estas razones, aún está pendiente una identificación sólida de esta especie objeto del estudio. A pesar de estas incertidumbres, la gorgonia estructurante del hábitat que se pretende describir en el Banco Le Danois muestra afinidades con *P. graciosa*, y particularmente con sus escleritos anthocodiales (Grasshoff, 1977; Taboada *et al.*, 2019).

1.2.3. Descripción de la toma de datos

Los transectos de vídeo analizados en este estudio se obtuvieron en el Banco Le Danois durante la campaña oceanográfica ECOMARG llevada a cabo en julio de 2017, utilizando el vehículo fotogramétrico ROTV Politolana a bordo del Buque Oceanográfico Ángeles Alvariño.

Se grabaron dos transectos de vídeo utilizando una cámara de vídeo Full-HD (Sony HD-700-CX) y dos focos LED (12600 lúmenes / 6000^º Kelvin). El sistema se encuentra equipado también con dos punteros láser paralelos, separados por una distancia constante de 20 cm. Esta distancia proyectada sobre el fondo y registrada en las imágenes proporciona un método para escalar y validar los modelos tridimensionales resultantes. Además, el sistema adquiere datos sincronizados sobre presión, temperatura y salinidad con un sensor CTD-SeaBird 37. El posicionamiento absoluto del vehículo es proporcionado por un sistema de posicionamiento de vehículos submarinos Kongsberg HiPAP 502 Super (Ultra) Short Base Line (SSBL).

Los transectos de vídeo analizados en este estudio fueron dos líneas paralelas denominadas con el código TV18 y TV19 (Fig. 3.7). Estas secciones abarcan unos 200 metros de largo y

discurren cerca de la cima del monte submarino donde se localizan principalmente las gorgonias. El terreno barrido sobre el fondo por las cámaras posee unos 3 metros de ancho; aunque esta franja de cobertura varía según la altura del vuelo del vehículo sobre el fondo marino y la topografía existente.

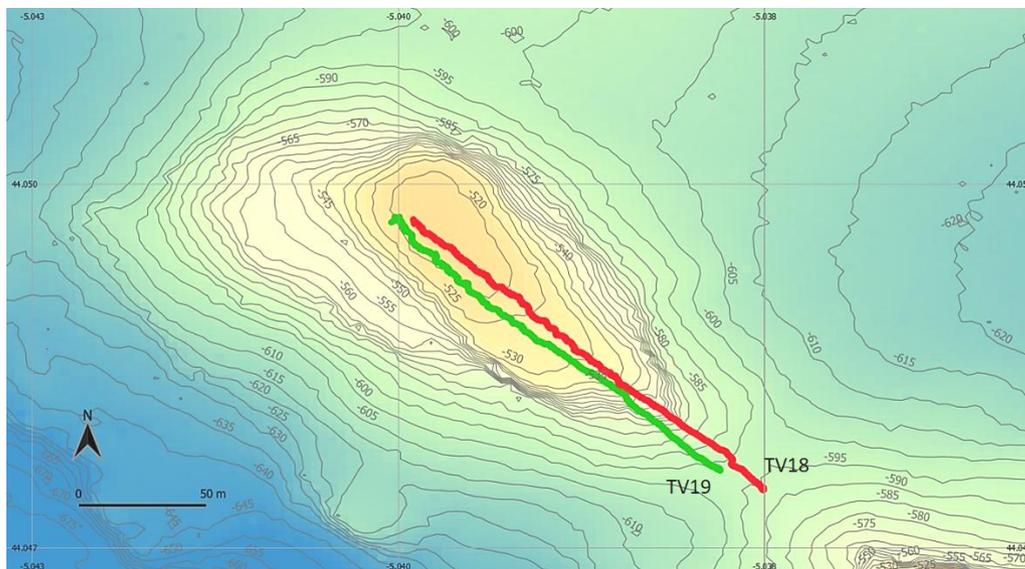


Figura 3.7. Trayectoria de los vídeo-transectos del ROTV sobre la cima del monte submarino sobre batimetría de alta resolución realizada en el marco de la campaña oceanográfica.

1.2.4. Reconstrucciones fotogramétricas

Las secciones de vídeo se descompusieron en miles de imágenes superpuestas con alto grado de solape entre ellas y geoposicionadas utilizando el software fotogramétrico Pix4D Mapper Pro (Pix4D SA, Suiza). Este software realiza una triangulación automática basada exclusivamente en el contenido de las imágenes. El algoritmo de triangulación encuentra puntos de paso homólogos entre las imágenes. Posteriormente, esos puntos coincidentes, así como los valores aproximados de posición y orientación de la toma de cada imagen proporcionados por el sistema de telemetría del ROTV Politolana, se utilizan en un ajuste de haces iterativo para reconstruir la posición y orientación exactas de la cámara para cada imagen adquirida, así como la posición de los puntos imagen en el espacio tridimensional. Para este estudio, la distancia focal, el punto principal y las distorsiones radial y tangencial de la óptica se establecieron con unos valores teóricos iniciales, mientras que los parámetros finales de orientación interna y externa de la cámara se determinaron mediante el ajuste de haces. La distancia entre los punteros láser paralelos proyectados sobre el fondo y

registrados en las imágenes se utilizan como escala para refinar el ajuste geométrico del modelo resultante. Se utilizan un total de 9 escalas para realizar este reajuste.

El software Pix4D utiliza posteriormente un proceso basado en la visión por computador para buscar la correspondencia masiva de puntos en las imágenes y conseguir así la generación de una nube de puntos densa (Tola *et al.*, 2010). Con esta integración del cálculo de posición de los puntos imagen, la calibración de la cámara y los datos de posición proporcionados de las tomas, el software proporciona nubes de alta densidad de puntos tridimensionales (Fig. 3.8), modelos digitales de superficie (MDS) y ortomosaicos (Fig. 3.9). Los productos derivados de la morfología del fondo marino, como mapas de pendiente, orientación, rugosidad, curvatura, etc., pueden extraerse del MDS de forma sencilla. Dado que toda la información está georreferenciada en un sistema cartográfico (UTM-WGS84), todas las capas geográficas obtenidas pueden incluirse en un entorno GIS.

La nube de puntos tridimensional es un producto cartográfico que contiene las coordenadas (xyz) de los puntos imagen en el terreno, al que se le añade la información de color, lo que permite el análisis morfométrico posterior de los ejemplares representados en ellas. En la siguiente imagen se muestra una porción de una de las nubes de puntos generadas en este estudio, en ella, los puntos verdes de la parte superior de la imagen muestran la posición de la cámara en cada una de las tomas.

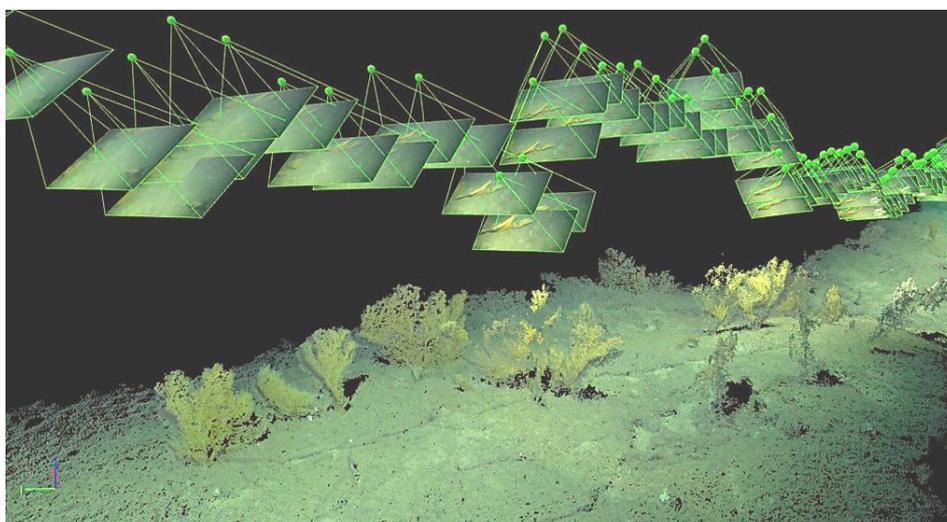


Figura 3.8. Reconstrucción tridimensional (nube de puntos 3D densa) de un tramo de uno de los transectos de vídeo.

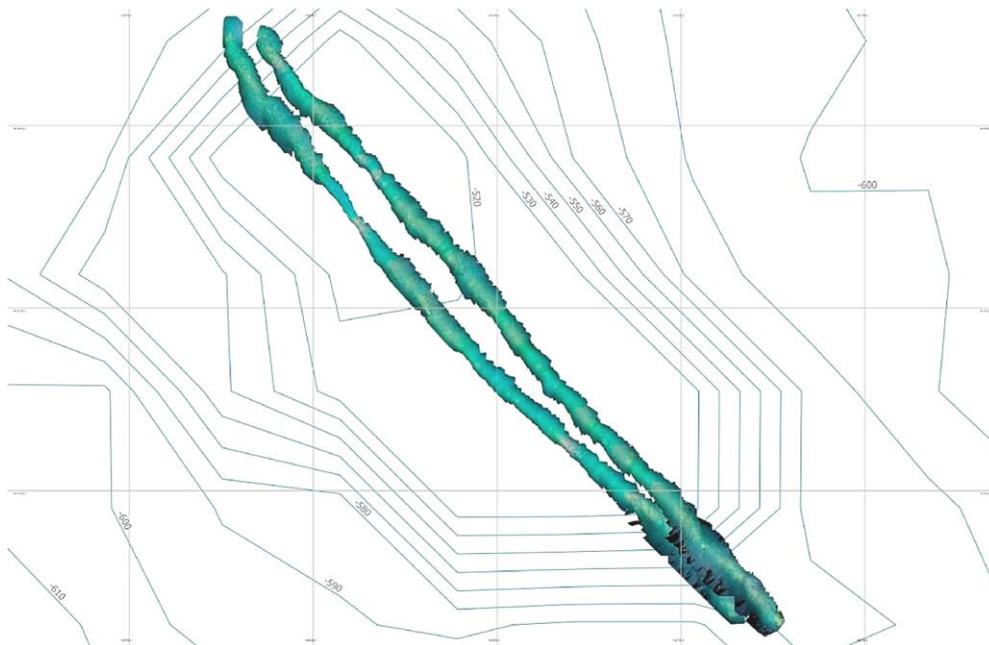


Figura 3.9. Ortomosaicos de alta resolución de las 2 secciones de vídeo realizadas sobre el bosque de gorgonias.

1.2.5. *Evaluación de errores en geolocalización y reconstrucción de modelos tridimensionales*

La precisión absoluta en el posicionamiento geográfico de los puntos que conforman las nubes de puntos tridimensionales depende de dos aspectos. En primer lugar, la precisión se establece a partir de las características técnicas del sistema de posicionamiento acústico SSBL utilizado para determinar las coordenadas absolutas de la trayectoria del vehículo en cada segundo de tiempo. La incertidumbre asociada a la determinación de esta trayectoria está en función del ángulo y la distancia (profundidad) desde el vehículo, equipado con una baliza acústica, hasta el transductor instalado en el casco del barco. Luego, la trayectoria del ROTV se vuelve a calcular de acuerdo con parámetros de incertidumbre específicos durante el procesamiento de ajuste del modelo tridimensional.

El sistema SSBL mide los ángulos horizontal y vertical, así como su distancia desde el buque a la baliza acústica instalada en el ROTV, dando una proyección de la posición 3D del vehículo en relación con el buque. El error en el posicionamiento del vehículo submarino es una función del rango a la baliza, por lo que el sistema SSBL tiene un sesgo de precisión que aumenta con el rango o distancia entre el buque y el vehículo submarino.

En segundo lugar, para evaluar la incertidumbre geométrica relativa de la reconstrucción del modelo tridimensional se ha utilizado la distancia constante entre los punteros láser (no usados en el proceso de escalado) proyectados sobre los fotogramas. De esta forma se estimó la incertidumbre geométrica del modelo y los errores asociados a las mediciones realizadas sobre la nube de puntos 3D. Es necesario tener la precaución de seleccionar distancias que se hayan proyectado sobre un terreno plano.

También se evaluó el error de reproyección calculado para el modelo tridimensional. Una vez calculadas las coordenadas tridimensionales de un punto a partir de sus diferentes posiciones en las imágenes superpuestas, el punto 3D del terreno se vuelve a proyectar desde su posición tridimensional calculada a todas las imágenes donde aparecía registrado. La distancia entre el punto localizado inicialmente en las imágenes y el punto reproyectado en cada imagen es el denominado error de reproyección (Fig. 3.10). Este parámetro puede usarse para validar la consistencia interna del modelo.

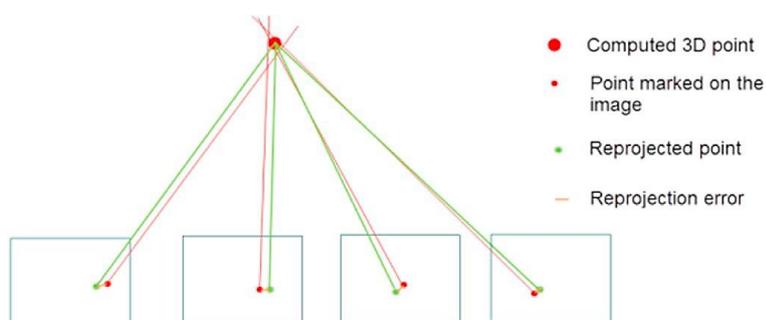


Figura 3.10. Representación gráfica del error de reproyección en un modelo de triangulación. Fuente: Pix4D Mapper Pro.

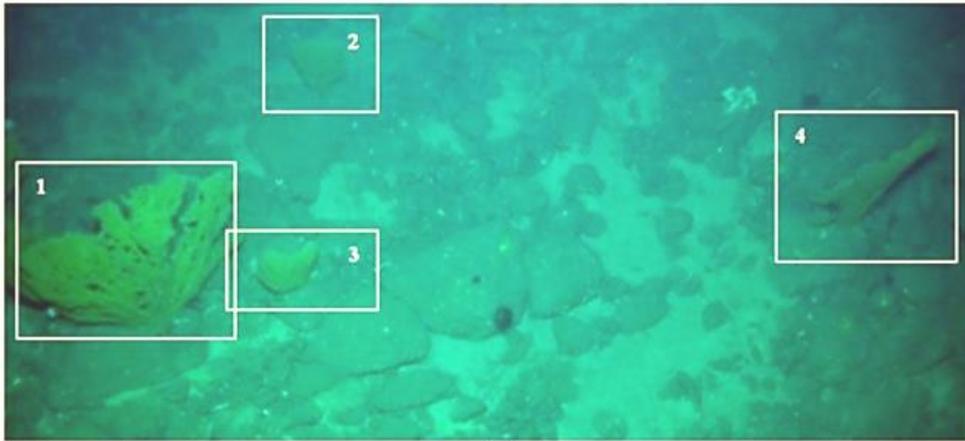
1.2.6. Estructura de población

1.2.6.1. Frecuencia de las tallas de la población

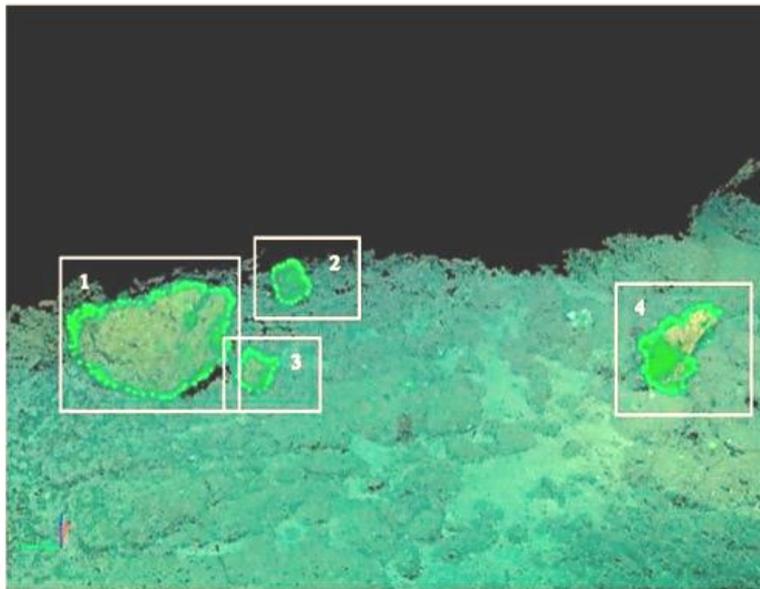
Se midió el tamaño de las colonias que formaban la población de *Placogorgia* sp. existente en esta zona de estudio. En lugar de realizar la medición de la longitud, altura o máxima longitud de las colonias, se ha realizado la medición del área cubierta por la superficie tridimensional del abanico. Y este es el parámetro que se propone como el más adecuado para definir el tamaño de los ejemplares. El área cubierta por esta superficie se considera más representativa y relacionada directamente con diversos parámetros biofísicos de los ejemplares, como biomasa, edad, número de pólipos y capacidad de alimentación. La

medición directa de este parámetro es posible utilizando el modelo tridimensional de alta resolución espacial completo del área de estudio. Usando el software Pix4D, se calculó el área encerrada dentro del perímetro de cada gorgonia. Dado que las colonias tienen diferentes formas, ramas, orientaciones y curvaturas, el perímetro irregular de cada colonia se digitalizó manualmente en la nube de puntos 3D (Fig. 3.11). Así, el área total cubierta por cada superficie es la suma de las áreas de una sucesión de triángulos planos irregulares formados a partir de la nube de puntos durante el proceso de digitalización (Fig. 3.12). La distribución de frecuencias de talla de la población de gorgonias se representó utilizando estas superficies calculadas para cada colonia. Se digitalizaron todas las muestras que pudieron reconstruirse completamente a partir de los fotogramas de vídeo. Los datos de área de las superficies de los abanicos se agrupan en 21 categorías en un histograma, con un rango de 0,05 m² cada categoría.

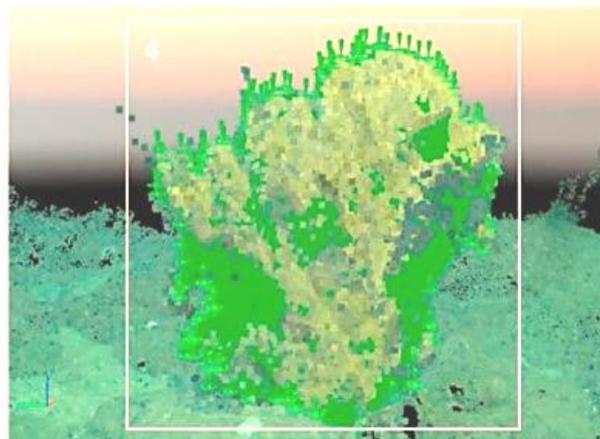
Los ejemplares con una superficie menor a 0,05 m² se consideraron como ejemplares reclutas dentro de esta población. Este umbral se ha establecido en base a la resolución de la metodología utilizada, ya que este rango pertenece al grupo de tamaños de colonias más pequeñas que se pueden digitalizar en el modelo. En Bennecke *et al.* (2016), las colonias de *Paragorgia arborea* (Linnaeus, 1758) y *Primnoa resedaeformis* (Gunnerus, 1763) cuyas alturas, medidas en la nube de puntos 3D, eran inferiores a 23 cm, también se consideraron reclutas, pero no se ha encontrado en la literatura un umbral similar para el área de la superficie cubierta por ejemplares de *Placogorgia* sp.



(a)



(b)



(c)

Figura 3.11. (a) Fotograma de vídeo original sin propiedades métricas con una muestra de colonias; (b) Nube de puntos tridimensional (xyz) con las colonias de gorgonias digitalizadas; (c) Vista ampliada del perímetro digitalizado de la colonia nº 4.

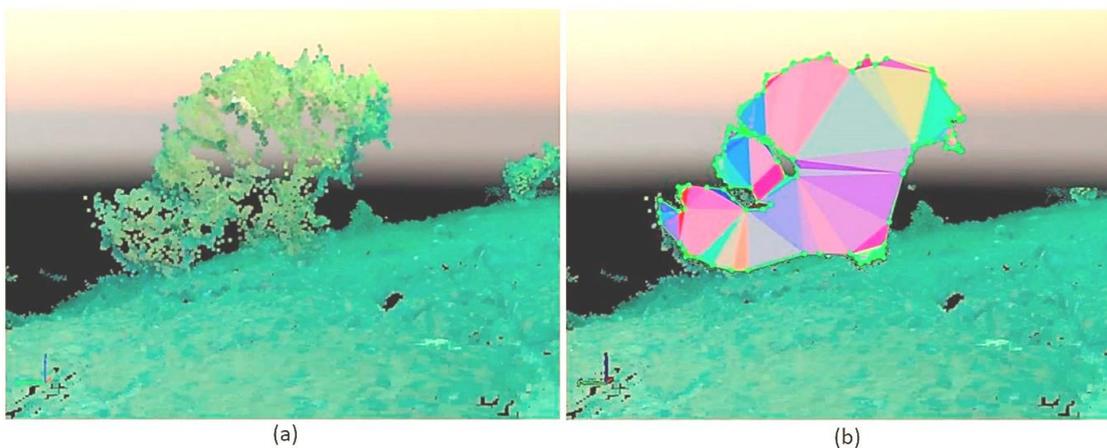


Figura 3.12. (a) Nube de puntos 3D de una colonia de *Placogorgia* sp.; (b) Triángulos planos irregulares cuyo sumatorio ofrece el área de la superficie de la gorgonia.

1.2.6.2. Parámetros demográficos (densidad, impactos y orientación)

Se ha calculado el número total de colonias y la superficie de fondo oceánico registrada por los transectos de vídeo. De esta forma se ha obtenido directamente la densidad de *Placogorgia* sp. (número de colonias por m²) para el área de estudio. Dado que cada ejemplar está geolocalizado, se ha podido obtener tanto la densidad de colonias como la distribución geográfica de estas colonias sobre el fondo en forma de capa cartográfica.

Para analizar el patrón espacial de distribución de ejemplares de gorgonia en esta área, se utiliza el análisis de conglomerados espaciales de distancias múltiples. Este enfoque se basa en la función K de Ripley. Una característica distintiva de este método es que resume la dependencia espacial (agrupación o dispersión de ejemplares) según un rango de distancias. Por tanto, para realizar este cálculo se requiere la selección de una escala de análisis adecuada. Al explorar patrones espaciales a múltiples distancias o escalas espaciales, los patrones cambian, reflejando a menudo la existencia de patrones espaciales que solo se presentan para ciertas escalas particulares. La función K de Ripley muestra cómo cambia dicha agrupación o dispersión espacial de los ejemplares según cambia el tamaño del vecindario incluido en el análisis.

A continuación, y para evaluar la existencia de posibles impactos en las poblaciones de coral, se cuantificaron y geolocalizaron los especímenes que aparecían muertos en el área de estudio. Entre los ejemplares cuantificados había colonias enteras y fragmentos de diferentes tamaños repartidos a lo largo de la agregación (Fig. 3.13). Todos fueron contados y geolocalizados en los ortomosaicos de imágenes generados.

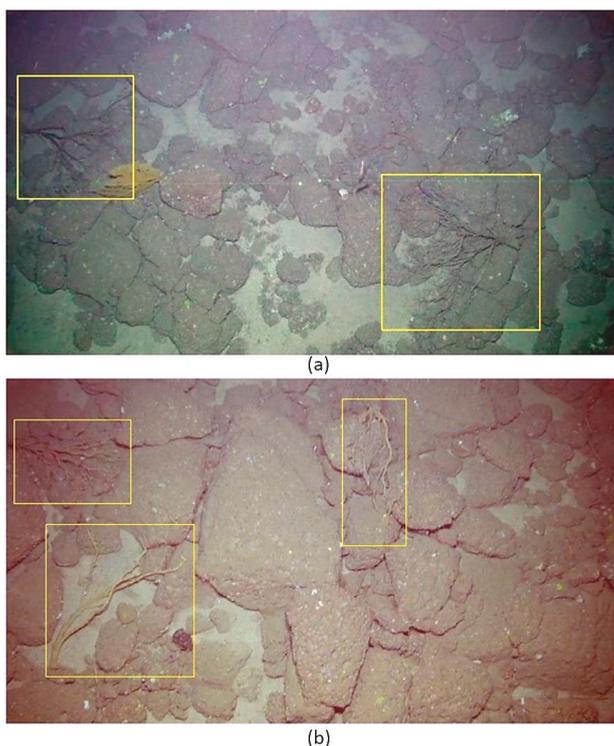


Figura 3.13. (a) Colonias de *Placogorgia sp.* muertas en el área de estudio; (b) Fragmentos de colonias muertas distribuidos en el área de estudio.

La orientación de la disposición de las colonias se midió según el esquema que se muestra en la figura 3.14. La superficie en forma de abanico que conforman las colonias de gorgonias en su crecimiento se extiende generalmente de forma transversal a la dirección de la corriente dominante en la zona. De esta manera, los ejemplares pueden maximizar el volumen de agua que fluye a través de ellos. Las colonias más pequeñas no han sido consideradas en este análisis, dado que no es posible distinguir en ellas todavía una definición clara en su forma y orientación. Tanto la forma del ejemplar, como la orientación parecen desarrollarse según avanza el crecimiento, es decir, con el aumento del tamaño de la colonia (Buhl-Mortensen y Buhl-Mortensen, 2005). Para conocer la dirección y la fuerza de la corriente de la masa de agua en la zona, se ha utilizado la información de un lander fondeado en junio de 2014 a una profundidad de 600 m y ubicado a 550 m al este del bosque de gorgonias. Se han utilizado los datos registrados por un correntómetro de un solo punto Aquadopp instalado en dicho lander que registró la corriente horizontal cercana al fondo, aproximadamente a 2 m por encima del fondo (Sánchez *et al.*, 2014). Este correntómetro se encontraba programado a intervalos de 1 minuto.

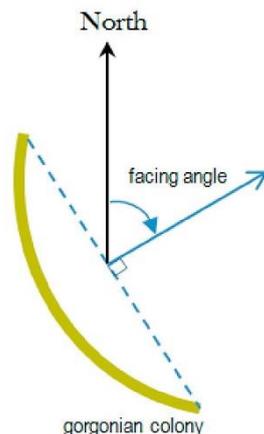


Figura 3.14. Gráfico que muestra el ángulo de orientación de las colonias medido en este estudio.

1.3. Resultados

Se han reconstruido los dos modelos tridimensionales de forma individual para cada uno de los transectos de vídeo. Se ha obtenido la reconstrucción de las trayectorias y se ha realizado una reoptimización de los modelos en base a escalas obtenidas a partir de la distancia constante entre los punteros láser. A partir de estas primeras reconstrucciones (nube de puntos poco densa), se pueden procesar posteriormente las nubes de puntos en modo de alta densidad. En la Tabla 3.1 se muestra una descripción de las características básicas de las nubes de puntos tridimensionales obtenidas y utilizadas posteriormente para la medición de los ejemplares de *Placogorgia* sp. Se han procesado un total de 2234 fotogramas de vídeo que cubren una media de 1500 m² por transecto.

Tabla 3.1. Datos básicos sobre el conjunto de datos de imágenes y el proceso de densificación de la nube de puntos 3D.

	TV18	TV19
Número de imágenes calibradas	1085	1149
Valor medio de GSD (Ground Sampling Distance) en cm	0,27	0,26
Superficie cubierta (ha)	0,1397	0,1489
Media de puntos clave por imagen / nº de correspondencias por imagen calibrada	9533 / 2743.43	9306 / 2528.38
Número de puntos clave 2D en el ajuste de haces	2927544	2928525

Número de puntos 3D en el ajuste de haces	1020754		1044876
Número de puntos 3D densificados / densidad media de puntos (por m ³)	15390469	/	15129025 /
	171667		147168
Error medio de reproyección (pixel)	0,114		0,114

1.3.1. *Evaluación de errores de geolocalización y reconstrucción de modelos tridimensionales*

El error absoluto en la geolocalización de los bloques tridimensionales se ha obtenido teniendo en cuenta las especificaciones técnicas del sistema SSBL, como un 0,2% del rango (distancia entre el transpondedor del buque y el vehículo submarino). Aunque este rango varía en cada transecto del vídeo, usar la profundidad máxima permite aproximar el error en el posicionamiento absoluto como 0,20% de 650 m, lo que da un valor de 1,3 m.

Pero en este estudio, más importante que la incertidumbre asociada con el posicionamiento absoluto (coordenadas geográficas), es la incertidumbre o el error relativo en la reconstrucción del modelo tridimensional. Este error es el que realmente afecta con posterioridad a las mediciones realizadas en el bloque tridimensional. Para calcularlo, se han medido 18 distancias entre punteros láser (no utilizados en el escalado) y se ha calculado el Error Medio Cuadrático (EMC), obteniendo un valor de 1,2 cm.

Por último, el error de reproyección depende en este caso de la calidad de calibración de la cámara, así como de la calidad de los puntos de control de tierra (GCP) marcados en las imágenes, y se puede utilizar como un indicador sólido de la consistencia interna del modelo. El error de reproyección medio en píxeles de ambos transectos TV18 y TV19 fue de 0,114 pixel.

1.3.2. *Estructura de la población de gorgonias*

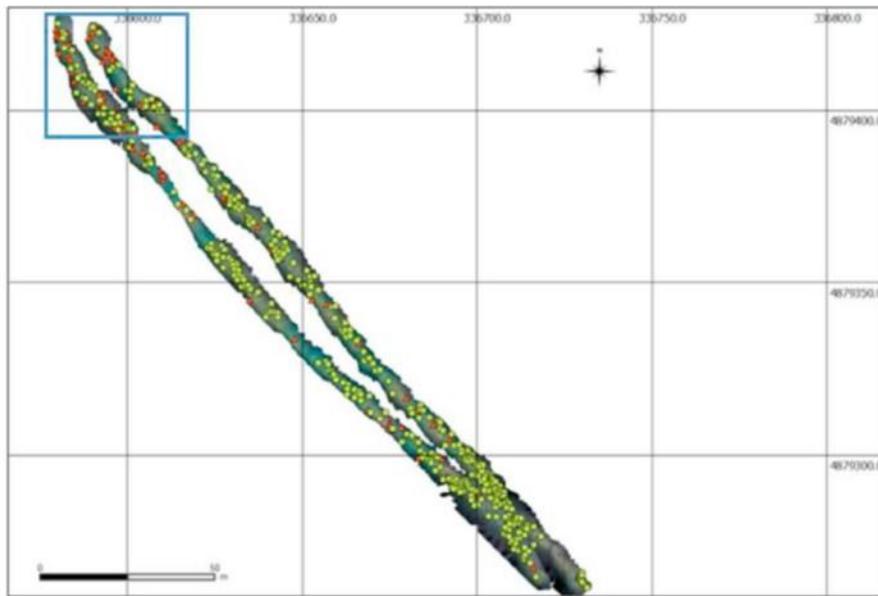
1.3.2.1. Tallas y estado de la población

Analizando los dos transectos y teniendo en cuenta los ejemplares de *Placogorgia* sp. medidos, se calculó una densidad de población de 0,15 colonias por m². La aproximación fotogramétrica utilizada en este estudio permite no solo obtener una densidad promedio de

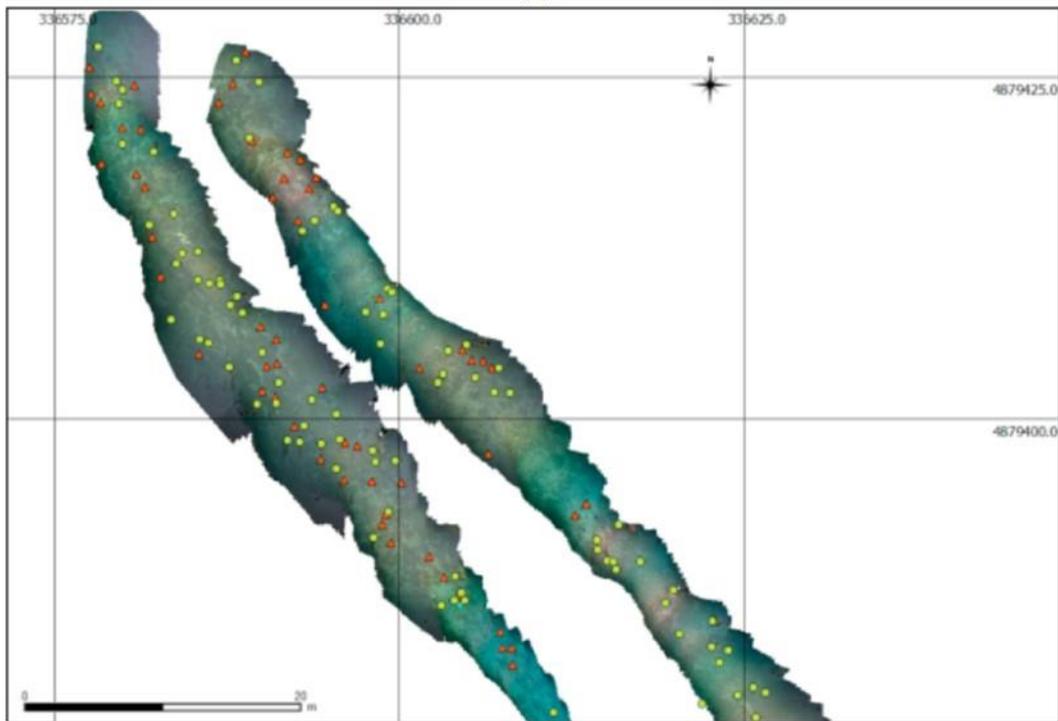
especímenes por transecto de vídeo, sino también posicionarlos sobre un ortomosaico de la zona. De esta forma se puede representar cartográficamente la distribución geográfica de los ejemplares, observándose una mayor densidad de colonias en la parte sureste del transecto (Fig. 3.15), alcanzando una densidad en esta última parte de los transectos de 0,21 colonias por m². La parte sureste del área de estudio está cubierta exclusivamente por sustrato rocoso y posee las pendientes más pronunciadas dentro de la zona de estudio. Al final de los transectos hay un abrupto descenso topográfico y es precisamente en esta zona, abrupta y más expuesta a las corrientes, donde se da la mayor densidad de colonias de esta agregación.

Para analizar el patrón espacial de la posición de las gorgonias en esta área, se ha utilizado el análisis de conglomerados espaciales de distancias múltiples basado en la función K de Ripley. El número de distancias a evaluar se fija en 20, la distancia inicial es de 0,25 metros y el incremento de distancia es de 0,5 metros. Con esta información, las estadísticas calculan el número promedio de ejemplares vecinos asociados con cada colonia de *Placogorgia sp.*, considerando colonias vecinas aquellas que se encuentran a una distancia menor de la distancia que se evalúa. Lo habitual es que a medida que aumenta la distancia de evaluación, cada ejemplar pueda tener más vecinos. Si el número promedio de vecinos para una distancia de evaluación particular es mayor que la concentración promedio de ejemplares en el área de estudio, la distribución se considera agrupada a esa distancia.

Ambos transectos presentan valores de K observados superiores a lo esperado por debajo de los 10 metros de distancia. Esto implica que, a esta escala de análisis, la distribución de las muestras se considera agrupada. Más allá de los 10 metros, el valor de K observado es menor de lo esperado, por lo que la distribución se considera dispersa, sin formar agrupaciones (Fig. 3.16).



(a)



(b)

Figura 3.15. (a) Ortomosaico de la zona; (b) Detalle en el área noroeste del ortomosaico. Amarillo: colonias de *Placogorgia* sp. / Rojo: colonias muertas.

También se han cuantificado las colonias muertas y los fragmentos rotos presentes sobre el fondo. Se contaron un total de 103 colonias muertas o fragmentos, esparcidos por la zona de estudio. Como en el caso de los ejemplares vivos, estas colonias muertas se ubicaron geográficamente y se han representado por superposición en un ortomosaico de imágenes (Fig. 3.15). El mayor número de ejemplares muertos se localizó en la zona noroeste. Las

colonias muertas incluían tanto colonias completas de un tamaño considerable como fragmentos de diferentes proporciones.

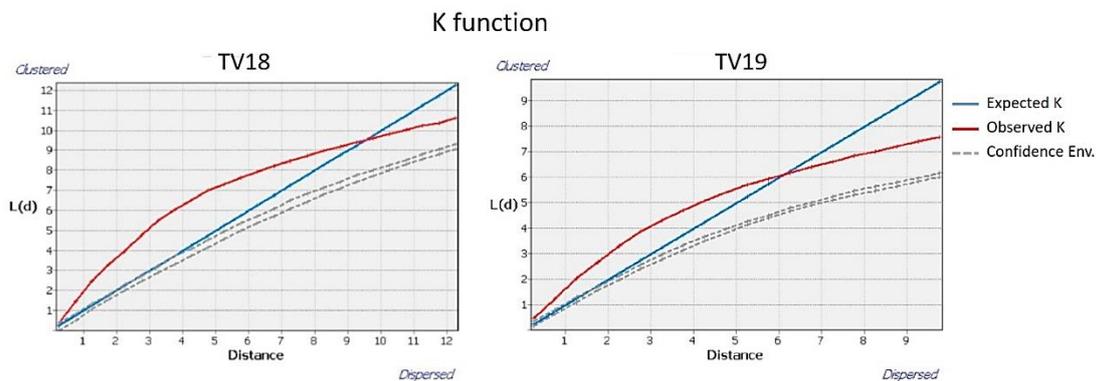


Figura 3.16. Resultados de la función K de Ripley para las secciones de vídeo TV18 y TV19. Distribución agrupada máxima para una vecindad de 3,75 metros de radio.

1.3.2.2. Morfometría y características demográficas

Se han digitalizado un total de 426 colonias en los modelos 3D para la estimación del área de la superficie de los abanicos que conforman los ejemplares. Para la medición del área y definición del perímetro que cubre cada ejemplar se utilizó una herramienta de dibujo que ofrece el propio software Pix4D y que permite digitalizar sobre la nube de puntos 3D. Las colonias que no se reconstruyeron en el modelo tridimensional con suficiente detalle se descartaron de este análisis. La distribución obtenida en la frecuencia de tallas de las gorgonias muestra una forma unimodal. La estructura de población de *Placogorgia* sp. ofrece un sesgo positivo, lo que indica un predominio de colonias con superficie de menos de 0,15 m².

Los resultados obtenidos para las superficies se agruparon en 21 categorías en un histograma, con un rango de 0,05 m² por grupo y su distribución de frecuencias calculada (forma) puede ser utilizada como un indicador de la estructura de la población (Fig. 3.17). Se ha ajustado una función logarítmica a la distribución de las superficies de las gorgonias obteniendo un R² de 0,84.

La estructura de la población también mostró una proporción alta (~ 27%) de reclutas (<0,05 m²) y una proporción considerable (19%) de colonias de gran porte (> 0,5 m²).

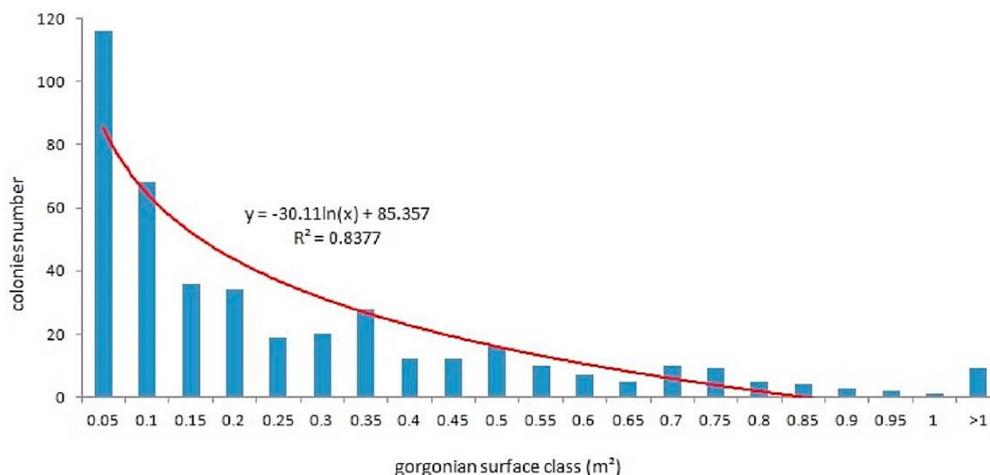


Figura 3.17. Histograma de la distribución del área de superficie de los abanicos (m^2) de *Placogorgia* sp. en el Banco Le Danois.

1.3.2.3. Orientación y crecimiento

Un alto porcentaje de las colonias de *Placogorgia* sp. identificadas en la zona muestran una forma ligeramente cóncava y presentan una orientación específica. Los pólipos de los cnidarios se extienden principalmente desde el lado cóncavo y se aprovechan para su alimentación del agua que fluye de forma más lenta en este lado cuando existe un flujo unidireccional (McKinney y Jackson, 1989). Se ha medido la orientación de 393 colonias. La distribución por cuadrantes indicó que el 100% de las colonias se orientan en un rango de entre 0° y 180° . De éstas, el 78% de las colonias cuentan con una orientación dentro del primer cuadrante (0° - 90°), y entre ellas, el 38% de las colonias estaban orientadas entre 0° - 45° y el 40% de las colonias entre 45° y 90° (Fig. 3.18). La dirección de la corriente próxima al fondo registrada a partir del lander que se fondeó a 500 m al este del bosque de gorgonias mostró un flujo predominante hacia el este (Fig. 3.19). Además, el patrón de circulación principal en toda el área del Banco Le Danois tiene una dirección hacia el este, pero existen importantes efectos topográficos que pueden modificar este patrón general, incluida la presencia de un flujo anticiclónico en la cumbre del monte submarino (González-Pola *et al.*, 2012).

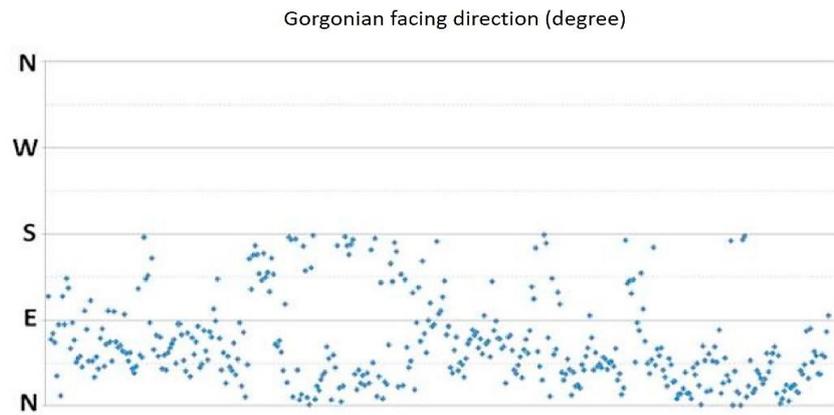


Figura 3.18. Ángulos de orientación de las colonias de *Placogorgia* sp. según el esquema que aparece en la figura 3.14.

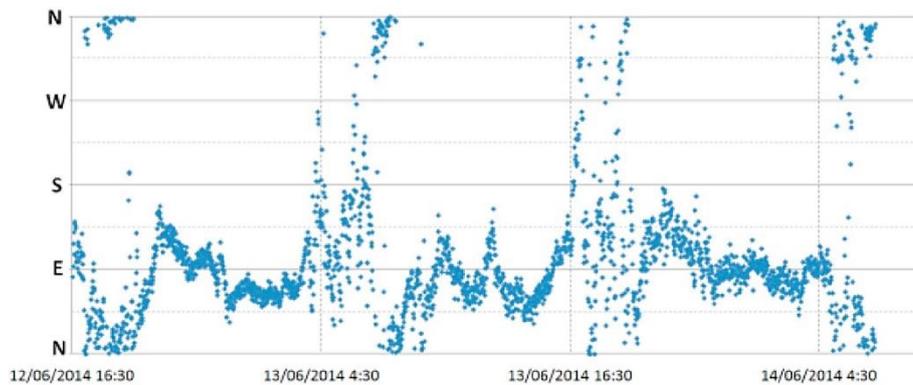


Figura 3.19. Dirección de la corriente cercana al fondo registrada en el área de estudio a partir del fondeo de un correntómetro.

1.4. Discusión

La aplicación de técnicas basadas en imágenes submarinas ha permitido el estudio no destructivo de los arrecifes de coral durante décadas, pero no fue hasta hace muy poco que las áreas de estudio han conseguido ser modeladas tridimensionalmente con precisión. La posibilidad de estudiar y medir en tres dimensiones este tipo de hábitats, que cuentan con una importante componente vertical, abre muchas posibilidades de estudio. Se han utilizado técnicas SfM para estudiar la población de coral rojo mediterráneo (Drap *et al.*, 2017), pero las colonias objeto de estudio fueron muestreadas por buzos en un área de escasa extensión debido a la complejidad que conlleva el trabajo de campo. También se ha estudiado la complejidad morfológica de los hábitats en arrecifes de coral (Ferrari *et al.*, 2016; Anelli *et*

al., 2017), centrando dichos estudios en la determinación de medidas de complejidad del hábitat como rugosidad y curvatura y utilizando para ello modelos digitales de superficie, modelos digitales del terreno y sus capas batimétricas derivadas.

1.4.1. Reconstrucciones fotogramétricas

El uso de este enfoque metodológico basado en técnicas de fotogrametría a partir de imágenes tomadas por un ROTV ha permitido llevar a cabo una detallada descripción poblacional de un bosque de gorgonias localizado en el ecosistema batial del mar Cantábrico de forma precisa y con alta resolución espacial. Tener una reconstrucción tridimensional completa del fondo oceánico profundo nos permite proponer una serie de medidas que hasta ahora eran prácticamente imposibles de conseguir.

Es evidente que el uso de técnicas fotogramétricas que logran una reconstrucción 3D de zonas complejas es un gran avance para el estudio de parámetros básicos de hábitats de aguas profundas. Sin embargo, los procesos fotogramétricos deben ser rigurosos ya que la incertidumbre geométrica asociada con las técnicas del modelado está directamente relacionada con la magnitud del parámetro que se mide (Neyer *et al.*, 2018). La metodología utilizada aquí está en línea con la utilizada para el cartografiado de alta resolución de paredes verticales marinas (Robert *et al.*, 2017), y la reconstrucción 3D utilizada para obtener tasas de crecimiento de octocorales de aguas profundas (Bennecke *et al.*, 2016). Estos avances recientes demuestran el poder y la confiabilidad de la metodología.

Los resultados obtenidos, a los que se asocia un error medio cuadrático de 1,2 cm y un error de reproyección de 0,1 píxeles en los ajustes del bloque de imágenes, muestran valores muy bajos de incertidumbre geométrica, que validan la aplicación de este enfoque para la medición de parámetros relacionados con el tamaño de organismos sésiles de gran porte que viven en los fondos oceánicos. De hecho, se han asumido valores medios de error de reproyección de menos de 2 píxeles como indicadores de la efectividad de las metodologías basadas en SfM para crear reconstrucciones tridimensionales de alta precisión de hábitats submarinos (Burns y Delparte, 2017).

1.4.2. Estructura de la población de gorgonias

El tamaño de los ejemplares que conforman las agregaciones de gorgonias se mide generalmente por la altura de sus colonias (Linares *et al.*, 2008; Bennecke *et al.*, 2016; Ambroso *et al.*, 2017). Esta altura se entiende a menudo como la longitud máxima que alcanzan los ejemplares, medida desde la base de la colonia. Las diferentes orientaciones, curvaturas, ramificaciones y formas de las colonias, junto con su capacidad de mortalidad parcial, especialmente en grandes ejemplares, hacen que este parámetro sea claramente insuficiente para definir la talla de las gorgonias y evaluar su estructura poblacional. Un aspecto clave de los estudios ecológicos sobre organismos bentónicos es la selección de los mejores parámetros morfológicos para describir su crecimiento y arquitectura (Mistri, 1995). La posibilidad de establecer una relación entre aspectos morfométricos y biológicos (edad, capacidad de alimentación, etc.) de los ejemplares dependerá de esta descripción morfométrica. Estos parámetros biométricos deberían ser clave para describir aspectos como las relaciones de competencia entre colonias; y aunque los procesos ecológicos y la influencia de la complejidad del hábitat parece clara (Alvarez-Filip *et al.*, 2011; Lambert *et al.*, 2012; Graham y Nash, 2013; Gonzalez-Rivero *et al.*, 2017), esta relación aún no se encuentra bien definida.

Una medición del área que cubren las superficies de las colonias es más representativa de los parámetros biofísicos de las muestras, por ejemplo, número de pólipos, biomasa, edad y capacidad de captación de alimentos. Hasta la fecha, existen muy pocos estudios empíricos para establecer relaciones claras entre los parámetros biofísicos y el tamaño de las colonias de gorgonias. Se ha establecido una relación entre biomasa y altura de *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) (Coma *et al.*, 1998) y también se ha fijado la relación entre la superficie del abanico y biomasa (Palma *et al.*, 2018); pero estas relaciones dependen de la especie. Para seguir avanzando en esta línea se necesita la evolución de mediciones clásicas en arrecifes de coral hacia otras más complejas obtenidas mediante modelado 3D (House *et al.*, 2018).

El proceso de digitalización manual propuesto en este estudio muestra que es necesario introducir mejoras en las técnicas utilizadas para analizar la morfometría de las agregaciones de gorgonias. En concreto, una vez realizado el registro y representación de áreas tridimensionalmente, es necesario automatizar y estandarizar los parámetros a medir (número de ramas, área ocupada por cada colonia, volumen, etc.). Se ha propuesto un proceso de esqueletización para medir y cuantificar morfometrías tan complejas como las de las colonias de coral rojo mediterráneo de forma automática (Gutiérrez-Heredia *et al.*, 2015;

Royer *et al.*, 2018). También se ha utilizado un método basado en SfM para la estimación de la estructura y morfometría de la población de gorgonias, donde la nube de puntos correspondiente a cada colonia se divide en un mosaico de teselas y la superficie del dosel 3D que cubre la población se estima como la suma de las superficies parciales de la población individual (Palma *et al.*, 2018). Estas metodologías resultan prometedoras y deberían estandarizarse en el futuro para su aplicación en el mayor número de casos posible.

Las áreas de las superficies de abanico medidas en este estudio indican que esta población de coral localizada en el AMP El Cachucho es joven. Entre las colonias medidas existen ejemplares que alcanzan superficies mayores a 1 m², y las más abundantes se encuentran en un rango de superficies menores de 0,05 m² (Fig. 3.17). En general se considera que una distribución de frecuencia de tallas que se encuentra positivamente sesgada implica que dicha población presenta valores cercanos a un buen estado de salud, con una contribución significativa de colonias jóvenes y una disminución progresiva de la abundancia con respecto al tamaño de la colonia (Meesters *et al.*, 2001; Linares *et al.*, 2008). Además, en una inspección visual de los fotogramas de vídeo detectamos algunos ejemplares muy pequeños, lo que indica un reciente asentamiento de larvas en esta zona que podrían rejuvenecer el bosque. La gestión ambiental de esta zona, donde las actividades pesqueras no están permitidas desde 2009, podría considerarse el principal motivo de la recuperación de este hábitat. Además, la presencia de numerosos ejemplares de gran tamaño, y el escaso registro de restos de artes de pesca en la zona, sugieren que la topografía del fondo, con un relieve muy pronunciado y un sustrato rocoso, salvó esta zona de los impactos de artes agresivos que tradicionalmente fueron utilizados a lo largo del mar Cantábrico hasta los años 90.

El estudio de la orientación de más de 300 ejemplares de *Placogorgia* sp. dentro de esta agregación, junto con los datos disponibles sobre la dinámica oceanográfica próxima al fondo en el área de estudio (González-Pola *et al.*, 2012) muestran una disposición perpendicular de los especímenes de coral con respecto al flujo de corriente dominante. Los datos que arroja el fondeo del lander ubicado cercano a la zona de estudio indican que el 53,4% de las direcciones de la corriente grabadas en 24 horas se registraron dentro del primer cuadrante (entre 0 y 90°). Así, se puede considerar que en este rango es donde se encuentra la dirección principal de las corrientes a lo largo de un día en esta zona. El lado cóncavo de los individuos con mayor porte, donde se encuentran los pólipos, se orientó de espaldas a la corriente. Esta es probablemente una estrategia que combina la forma hidrodinámica que mejor les permite resistir las fuertes corrientes que ocurren en el área sin sufrir daños, con la maximización de la disponibilidad de alimentos en las turbulencias creadas en el área de

sotavento. Esta relación se ha demostrado en colonias de *Gorgonia ventalina* (Linnaeus, 1758); en ellas, el aumento de la fuerza que ejerce la corriente según se desarrolla o aumenta el área de los individuos podría poner un límite al tamaño de la colonia (Sponaugle y LaBarbera, 1990). Por lo tanto, las gorgonias deben combinar en su diseño la capacidad de minimizar las fuerzas de arrastre por la corriente para evitar el desplazamiento o desprendimiento de la colonia del sustrato al que se encuentra anclado y el aumento del área de superficie expuesta a dicho flujo y que les permite maximizar la captación y el intercambio de alimentos.

La muerte de las colonias registradas en este estudio probablemente se deba a causas naturales. Sin embargo, no es posible discriminar si todas las colonias fueron afectadas por un evento único. Estos animales están sujetos a varias enfermedades que pueden causar necrosis y muerte (Weil *et al.*, 2016); aunque se sabe poco sobre las especies de aguas profundas, ya que la investigación se centra principalmente en entornos tropicales de aguas poco profundas. Al respecto, se ha sugerido que las poblaciones de *P. clavata* dominadas por colonias pequeñas con pocos individuos grandes podrían deberse a una alta mortalidad de adultos o a la ocurrencia de colonias grandes solo en ciertos microhábitats (Bo *et al.*, 2012). Es necesario esperar a que estudios futuros arrojen luz sobre la evolución de las colonias aquí descritas en el Banco Le Danois para dilucidar las posibles causas que explican la muerte de ejemplares de esta población.

1.4.3. *Abundancia de gorgonias*

Aunque la *Placogorgia* sp. es efectivamente una de las especies de gorgonias más abundantes a nivel local en el banco, su distribución espacial se encuentra muy restringida. A pesar de los esfuerzos de muestreo y caracterización que se han llevado a cabo dentro de esta AMP en los últimos años (Sánchez *et al.*, 2008, 2009, 2014, 2017), ésta, es la única agregación de *Placogorgia* sp. encontrada hasta la fecha. Se han encontrado otros especímenes, pero no se puede considerar que formen un hábitat tridimensional dado su aislamiento. Los datos sobre la presencia y abundancia de gorgonias de la familia Plexauridae de aguas profundas en aguas europeas del Atlántico y el Mediterráneo son limitados, lo que respalda el valor de los datos aquí obtenidos. Véase, por ejemplo, el resumen mostrado sobre abundancia y densidad de gorgonias a partir de observaciones de ROV en diferentes plataformas continentales en Ambroso *et al.* (2017). Pero resulta más complicado encontrar

datos sobre el género *Placogorgia*, la mayoría de los estudios disponibles se refieren a especies abundantes y bien conocidas del género *Paramuricea*, como *P. placomus* en el Atlántico norte (Bulh-Mortensen y Buhl-Mortensen, 2014), *P. clavata* y *P. macrospina* (von Koch, 1882) en el mar Mediterráneo, cuyos hábitats en su mayoría son accesibles mediante el buceo (Harmelin y Marinopoulos, 1994; Linares *et al.*, 2008; Gori *et al.*, 2011a; Bo *et al.*, 2012; Grinyó *et al.*, 2016). También se encuentran disponibles datos en la zona mediterránea sobre algunas especies más pequeñas (*Bebryce mollis* Philippi, 1842, *Swiftia pallida* Madsen, 1970) (Grinyó *et al.*, 2016). Existen algunos ejemplos sobre densidad de ejemplares de la familia Plexauridae en el Mediterráneo, hasta 53 col / m², *P. clavata* (Linares *et al.*, 2008), 18,5 col / m², *P. clavata* (Gori *et al.*, 2011b), hasta 9,5 col / m², *P. macrospina* (Bo *et al.*, 2012) y 3 col / m², *P. clavata*, 9 col / m², *P. macrospina* (Grinyó *et al.*, 2016). Todos estos estudios se llevaron a cabo en un rango de profundidad menor que el de la presente zona de estudio. En el océano Atlántico, en Hardangerfjord, los jardines de coral de fondo duro con *Paragorgia arborea* y *Paramuricea placomus* mostraron densidades máximas de 0,33 col / m² (Bulh-Mortensen y Buhl-Mortensen, 2014).

La capacidad de geolocalizar cada ejemplar de gorgonia es uno de los aspectos interesantes de la metodología que se ha utilizado, lo que indica que la densidad se puede representar espacialmente en un mapa o capa cartográfica y permite dilucidar diferencias de densidad entre zonas concretas. De esta forma, se puede estudiar la estructura de la población con una alta resolución espacial y se pueden aplicar diferentes técnicas analíticas dentro de un entorno GIS. Se ha medido una densidad de hasta 0,15 col / m² en esta zona del Banco Le Danois. Esta densidad es mayor que el umbral de 0,1 m² de colonia utilizado por ICES (2007) para definir el hábitat jardín de coral.

Según el análisis espacial de la función K de Ripley, la agregación muestra una distribución agrupada máxima a 3,75 m de distancia. Sin embargo, las colonias muestran una distribución dispersa para distancias superiores a 10 m. La información disponible sobre los patrones espaciales de distribución de las gorgonias de aguas profundas no es abundante, aunque el uso de ROV está aumentando el conocimiento al respecto (Buhl-Mortensen y Buhl-Mortensen, 2004; Watanabe *et al.*, 2009; Gori *et al.*, 2011a; Ambroso *et al.*, 2017). Sin embargo, los factores que afectan a las poblaciones de profundidad son difíciles de describir debido a la inaccesibilidad; a este respecto, se sabe muy poco sobre los factores que regulan la distribución y el crecimiento de los corales de aguas profundas (Watanabe *et al.*, 2009). Tanto las distribuciones agrupadas como las aleatorias, o la variabilidad de agrupadas a aleatorias en un mismo transecto dependiendo de la escala, ocurren en las gorgonias de

aguas profundas; el primero se ha asociado en algunos casos con la reproducción por crianza interna y el asentamiento de larvas a distancias cortas de los padres, de forma que aumenta la probabilidad de asentarse en un sustrato adecuado (Buhl-Mortensen y Buhl-Mortensen, 2004; Gori *et al.*, 2011b; Kahng *et al.*, 2011; Ambroso *et al.*, 2017). Sin embargo, también pueden estar involucrados otros factores bióticos y abióticos, ya que ambos afectan a la utilización del espacio por parte de los individuos (Gori *et al.*, 2011b; Baker *et al.*, 2019). El modo de reproducción sexual en *Placogorgia* sp. es desconocido, aunque probablemente gonocórica (sexos separados) e incubadora, similar a especies del género *Paramuricea*, estrechamente relacionado, algunas de cuyas especies han sido investigadas a poca profundidad en el mar Mediterráneo (Coma *et al.*, 1995). Según estos autores, la maduración de las larvas de *P. clavata* ocurre en la superficie de la colonia y se asientan inmediatamente en el sustrato circundante después de la liberación (Coma *et al.*, 1995). Este podría ser el caso de *Placogorgia* sp.

La descripción de la estructura poblacional de una agregación ofrece datos para caracterizarla en un momento determinado (Linares *et al.*, 2008; Kipson *et al.*, 2015; Grinyó *et al.*, 2016), pero también permite sentar la base para estudiar la evolución de dicha población a lo largo del tiempo (Coma *et al.*, 1998) e incluso estudiar su respuesta a fenómenos específicos que lo impactan (McClanahan *et al.*, 2001; Linares *et al.*, 2005).

Por último, cabe destacar la contribución de este estudio a la implementación de la Directiva Marco de Estrategia Marina (DMEM) para el seguimiento del estado de salud y recuperación de las poblaciones bentónicas que caracterizan los hábitats vulnerables en las AMP (Rice *et al.*, 2012). Este enfoque permite la estimación de los principales parámetros poblacionales en áreas de control representativas de cada hábitat. Esto facilita el análisis, a través de muestreos sucesivos multitemporales y el uso de indicadores del grado de recuperación que ha experimentado la población una vez implementadas las medidas de gestión ambiental que reducen o eliminan los impactos antrópicos. En particular, la metodología aquí propuesta permite estimar algunos indicadores asociados al descriptor (1) de la DMEM, Diversidad biológica (CE, 2008; Borja *et al.*, 2011), tales como “Área cubierta por la especie”, “Abundancia poblacional”, y “Características demográficas de la población” de especies bentónicas vulnerables que estructuran el hábitat 1170 Arrecifes, de la Directiva de Hábitats de forma no invasiva.

2. Fotogrametría submarina e inteligencia artificial: un nuevo enfoque para el modelado de microhábitats bentónicos en la plataforma circalitoral rocosa.



Imagen tomada por el RTOV Politolana a 120 metros de profundidad en el LIC Sistema de Cañones Submarinos de Avilés en el año 2018 durante la campaña INTEMARES A4. En ella se pueden observar las esponjas *Phakellia ventilabrum* (Linnaeus, 1767), *Axinella infundibuliformis* (Linnaeus, 1759), *Artemisina transiens* Topsent, 1890, *Halicnemis* sp. y *Haplosclerida* sp. Los cnidarios *Dendrophyllia cornigera* (Lamarck, 1816) y *Parantipathes* sp., el equinodermo *Holothuria (Panningothuria) forskali* Delle Chiaje, 1823 entre otras especies.

Este capítulo recoge la investigación llevada a cabo para validar el uso de nuevas metodologías de análisis de imagen aplicadas al modelado espacial de distribución de especies bentónicas de la plataforma circalitoral rocosa. Este estudio ha culminado en la publicación del artículo: Prado, E., Rodríguez-Basalo, A., Cobo, A., Ríos, P., and Sánchez, F. (2020). *3D Fine-scale terrain variables from underwater photogrammetry: a new approach to benthic microhabitat modeling in a circalittoral rocky shelf. Remote Sens.*12:2466.

Los avances obtenidos en el desarrollo de herramientas de IA para análisis de imagen submarina se han aplicado también con éxito en otros casos de estudio y sus resultados han quedado reflejados en sendas publicaciones (Prado *et al.*, 2021 y Abad *et al.*, 2022).

2.1. Introducción

Los fondos de roca circalitoral se caracterizan por recibir un aporte de luz muy difusa y poseer en general unas condiciones hidrodinámicas más constantes que los lechos superiores, aunque las corrientes en algunos lugares pueden llegar a ser fuertes. La profundidad a la que comienza la zona circalitoral no es un umbral fijo, sino que depende directamente de la intensidad de la luz que llega al fondo marino. Debido principalmente a la escasa luz que alcanza estos fondos, la mayoría de las zonas rocosas circalitorales están dominadas por la presencia de especies animales. Además, el número de especies que caracterizan estos fondos marinos suele ser muy elevado, aunque esto varía en función de las diferentes áreas geográficas, la geomorfología del fondo y los diferentes factores que los afectan (Council of Europe, 2015).

La plataforma continental se encuentra sometida a una gran presión antrópica, principalmente por su proximidad a la costa y su distribución batimétrica, dado que presenta profundidades moderadas. Tanto en fondos sedimentarios como rocosos, la actividad pesquera tiene efectos negativos sobre las comunidades bentónicas, pero, no hay que olvidar que dicha actividad pesquera tiene un alto valor socioeconómico. En el entorno circalitoral rocoso del Cantábrico trabajan numerosas pesquerías, por lo que es importante establecer la distribución espacial de los hábitats vulnerables a escalas detalladas, para identificar posibles conflictos de uso (Punzón *et al.*, 2016). En consecuencia, la gestión de las actividades en estas zonas debe realizarse en base a la caracterización detallada de sus hábitats.

En los afloramientos rocosos del circalitoral Cantábrico existe una gran variedad de especies, muchas veces de pequeño tamaño. Las especies más abundantes registradas en esta zona son: *Ophiothrix fragilis* (Abildgaard in O.F. Müller, 1789), *Leptometra celtica* (M'Andrew & Barrett, 1857), *P. ventilabrum*, *D. cornigera* y *Gracilechinus acutus* (Lamarck, 1816) (Sánchez *et al.*, 2019). Dentro de esta zona, la esponja en forma de copa (*P. ventilabrum*) y el coral amarillo (*D. cornigera*) pueden ser consideradas las especies estructurantes más representativas que soportan el hábitat vulnerable 1170 Arrecifes de la Directiva Hábitat de la UE. Pero, si atendemos al ámbito de la microescala, la esponja *Artemisina transiens* también aparece en abundancia (Ríos *et al.*, 2018). En esta zona, las comunidades de esponjas representan el 14,5% de la cobertura (Sánchez *et al.*, 2009). Esta gran variedad de especies diferentes localizadas en un mismo espacio geográfico hace que el cartografiado de las zonas de circalitoral rocoso sea una tarea bastante compleja de abordar. Del mismo

modo, el planteamiento de estudios de modelado predictivo de hábitats es, si cabe, más complejo de llevar a cabo, a causa de que se hace necesario establecer escalas muy detalladas de trabajo que no suelen ser utilizadas de forma habitual en este tipo de estudios en el ámbito marino.

Los modelos predictivos de hábitat se han utilizado ampliamente en los últimos años para inferir a partir de una base estadística la distribución de especies bentónicas de interés en los fondos oceánicos. Es habitual encontrar estudios donde la aplicación de estos modelos estadísticos ha sido utilizada especialmente orientados al soporte en la toma de decisión en el ámbito de la gestión de zonas protegidas (Ross *et al.*, 2013; González-Mirelis *et al.*, 2015; Sánchez *et al.*, 2017) y también en aspectos relativos a la implementación de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM) (Galparsoro *et al.*, 2013; Zapata-Ramírez *et al.*, 2016). Por lo tanto, hoy en día los modelos estadísticos se han convertido en una herramienta clave para la gestión de cualquier espacio marino (Buhl-Mortensen *et al.*, 2015b; Fulton *et al.*, 2015; Rodríguez-Basalo *et al.*, 2019); además, el uso de esta aproximación permite comprender mejor no sólo la distribución espacial de los hábitats y especies sobre el fondo oceánico, sino también mostrar las relaciones existentes entre las especies y el entorno en el que habitan. La cartografía de distribución de hábitats es una fuente de información fundamental que posibilita el diseño de medidas ambientales específicas para hábitats vulnerables dentro del proceso de establecimiento y gestión de reservas marinas o áreas marinas protegidas. Estos modelos se alimentan principalmente de datos adquiridos por ecosondas multihaz (MBE) y otras técnicas acústicas (Brown *et al.*, 2011).

La resolución espacial de los datos batimétricos que se poseen de la zona de interés determina a menudo la máxima escala de trabajo del modelado predictivo de hábitats en el ámbito oceánico. Es común encontrar el uso de modelos predictivos de acuerdo a un enfoque regional, con decenas de metros de resolución por píxel (Rowden *et al.*, 2017) o escala global, con cientos de metros de resolución por píxel (Guinotte *et al.*, 2012). Por lo tanto, se puede decir que la escala, o resolución espacial, es uno de los aspectos más críticos en la generación de cartografía de distribución potencial de hábitats, así como uno de los más incomprendidos (Lecours *et al.*, 2015).

Un microhábitat varía en tamaño en el rango que va desde varios centímetros, hasta el metro de extensión (Greene *et al.*, 1999); de modo que las estructuras biogénicas individuales que pueden encontrarse en nuestros fondos oceánicos, como los corales y las esponjas, podrían incluirse en este tipo de hábitat bentónico marino potencial. Sin embargo, en condiciones de

aguas profundas, más allá del rango de buceo, es muy difícil obtener variables descriptivas del fondo marino y ubicaciones geográficas de los ejemplares de las especies, que describan características ambientales de los microhábitats con la alta resolución espacial que se requiere. De hecho, a profundidades superiores a los 100 m, es muy difícil incluir en los modelos predictivos de ámbito marino variables que tengan en cuenta la complejidad estructural de los hábitats, factor clave en la ecología (Fig. 3.20) que, a menudo se relaciona de forma positiva con la biodiversidad en los ambientes marinos (Lingo y Szedlmayer, 2006; Moore y Hovel, 2010). En la figura 3.20 se muestra un diagrama que explica los efectos de la complejidad del hábitat sobre los atributos a nivel de población divididos en grupos en función del conocimiento que se tiene sobre dichos efectos: (a) efectos bien documentados, (b) se sabe poco de los efectos sobre los atributos de la comunidad y los ecosistemas (con excepción de la biodiversidad), (c) propiedades emergentes y (d) posibles mecanismos subyacentes (Kovalenko *et al.*, 2012).

En este sentido, se puede considerar la topografía descriptiva del fondo marino como una buena aproximación para definir la complejidad estructural del hábitat objeto de estudio. La topografía tiene un papel relevante en la regulación y la interacción del flujo de agua y los sedimentos y, por lo tanto tiene influencia en la accesibilidad de los organismos a los alimentos y otros componentes químicos presentes en dichos flujos. La complejidad estructural del hábitat puede tener un efecto importante en las interacciones ecológicas y su inclusión en los estudios puede mejorar la precisión y exactitud de las evaluaciones ecológicas (Rees *et al.*, 2018).

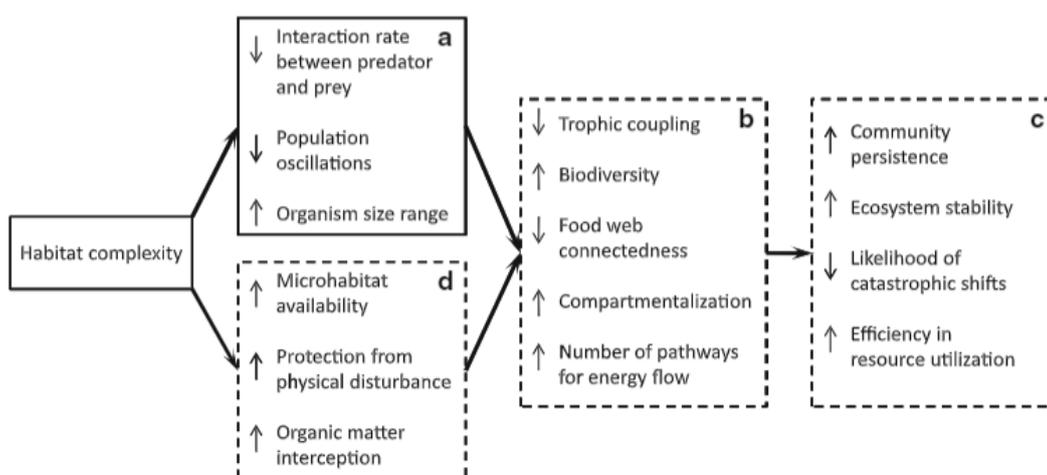


Figura 3.20. Diagrama que muestra los efectos de la complejidad del hábitat sobre los atributos a nivel de población. Fuente: Kovalenko *et al.*, 2012.

Por lo tanto, cuando las áreas marinas varían en complejidad estructural, es importante cuantificar esa variabilidad, que a su vez se encuentra influenciada por la escala de trabajo. Por ejemplo, se han llegado a recolectar un total de 3037 especímenes de macrofauna en los pequeños canales y cavidades de 15 esponjas examinadas en cuevas submarinas del Mediterráneo (Gerovasileiou *et al.*, 2016) y, en planicies de marea y llanuras de inundación, se ha demostrado que, cambios de elevación en el orden de centímetros pueden determinar la interacción y distribución de las especies (Kalacska *et al.*, 2017).

La técnica de generación de estructura a partir del movimiento (SfM), es una forma de fotogrametría tridimensional, y se está revelando como un enfoque eficiente en los estudios que incluyen imágenes submarinas. Usando SfM, se pueden obtener modelos tridimensionales completos de gran resolución espacial de la superficie del fondo oceánico. Identificando puntos de correlación de forma masiva, las técnicas de SfM pueden lograr una definición de muy alta resolución de la superficie en 3D. Por lo tanto, gracias al uso de este enfoque, se está avanzando en el conocimiento de las características biológicas de muchos organismos marinos bentónicos que eran poco conocidos. Basado en fotogrametría subacuática tridimensional, se ha descrito la estructura poblacional de bosques de gorgonias de aguas profundas de *Paramuricea clavata* (Palma *et al.*, 2018) y *Placogorgia* sp. (Prado *et al.*, 2019a y 2019b). De manera similar, se han obtenido a partir de métodos *in situ* no destructivos las tasas de crecimiento de *Paragorgia arborea* (Linnaeus, 1758) y *Primnoa resedaeformis* (Gunnerus, 1763) (Bennecke *et al.*, 2016) y se ha inferido la edad aproximada de 16 especies diferentes de esponjas en el mar Caribe (Olinger *et al.*, 2019). La posibilidad de describir la morfometría de una superficie de forma muy detallada facilita la aplicación de esta técnica también en la evaluación de aspectos como la rugosidad (Leon *et al.*, 2015; Young *et al.*, 2018) o la complejidad estructural (He *et al.*, 2012; Ferrari *et al.*, 2016) en de los arrecifes de coral. Ha quedado demostrado que factores como la riqueza de especies, la abundancia de epifauna y la abundancia de peces aumentan según aumenta la complejidad estructural (Price *et al.*, 2019). Aunque es habitual utilizar la rugosidad como parámetro descriptivo de la complejidad estructural, dado que proporciona una evaluación razonablemente fiable de dicha complejidad, las implicaciones ecológicas de este parámetro no están definidas con suficiente claridad (Yanovski *et al.*, 2017).

Son muy escasos los estudios donde se han derivado variables de terreno a partir de algoritmos SfM para utilizarlas en modelos predictivos de hábitat con alto grado de detalle, discriminando de este modo qué variables derivadas del terreno son más útiles para explicar los patrones espaciales de distribución observados en las especies objetivos (Robert *et al.*,

2017; Gerdes *et al.*, 2019); pero la aplicación de esta metodología al cartografiado de microhábitats bentónicos en aguas profundas es aún muy escasa.

Los modelos predictivos de hábitats deben contar con un listado de presencias de ejemplares registrados en el área de estudio para predecir con alta confiabilidad la distribución de los hábitats objetivo (Hernández *et al.*, 2006; Wisz *et al.*, 2008; Van Proosdij *et al.*, 2016). Hoy en día, los expertos han de invertir mucho tiempo y esfuerzo en el proceso de etiquetar de forma manual las imágenes, identificando las especies que se han registrado en ellas, y este proceso se convierte a menudo en un cuello de botella en los estudios cartográficos de hábitats bentónicos. En una sola campaña oceanográfica se realizan inmersiones con ROV que pueden suponer decenas de horas de vídeo o miles de fotografías, con lo que se extrae gran cantidad de información a analizar; esto hace que el proceso de análisis, procesado y etiquetado de imágenes sea una de las tareas que requieren más tiempo de dedicación en este tipo de estudios.

Por lo general, menos del 2% de las imágenes adquiridas terminan siendo etiquetadas de forma exhaustiva manualmente por un experto, lo que resulta una pérdida muy significativa de información (Beijbom *et al.*, 2012). Para realizar este trabajo de forma automática y sin supervisión, el enfoque del uso de la Inteligencia Artificial, y dentro de ella los recientes algoritmos de aprendizaje profundo para la detección automática de objetos o la segmentación semántica de imágenes parecen la solución más adecuada (Raghu y Schmidt, 2020). Estas redes de detección de objetos pueden identificar y clasificar múltiples especímenes en una imagen dada, prediciendo cuadros delimitadores rectangulares a su alrededor que registran su ubicación. La segmentación semántica, por otro lado, proporciona una clasificación de cada píxel de la imagen, identificando así los especímenes con su forma precisa. (Fig. 3.21).

Para el presente estudio, cuyo objetivo es clasificar, contar y localizar geográficamente y de forma automática cada ejemplar de las especies de interés presentes en las imágenes, el enfoque de detección de objetos parece el más eficiente.

Su aplicación para el análisis de imágenes de especies bentónicas apenas ha sido explorada por la comunidad científica, con muy pocas referencias de su uso y aplicación en el medio marino (Moniruzzaman *et al.*, 2017). Los estudios existentes se han centrado principalmente en los arrecifes de coral, donde conseguir cuantificar a partir de imágenes la cobertura de coral es uno de los principales problemas. Se han propuesto diferentes algoritmos: una red convolucional personalizada y multiescala (Mahmood *et al.*, 2016), extracción de texturas

características y mapas autoorganizados (Purser *et al.*, 2009), máquinas de vectores de soporte (SVM) (Beijbom *et al.*, 2015) o, más recientemente, modelos de segmentación semántica (Pavoni *et al.*, 2019). Los trabajos recientes también se benefician de las técnicas de modelado tridimensional de los fondos oceánicos para mejorar el rendimiento, utilizando, por ejemplo, un clasificador ResNet152 (Hopkinson *et al.*, 2020) o incluso conjuntos de varios algoritmos concurrentes (Mohamed *et al.*, 2020).

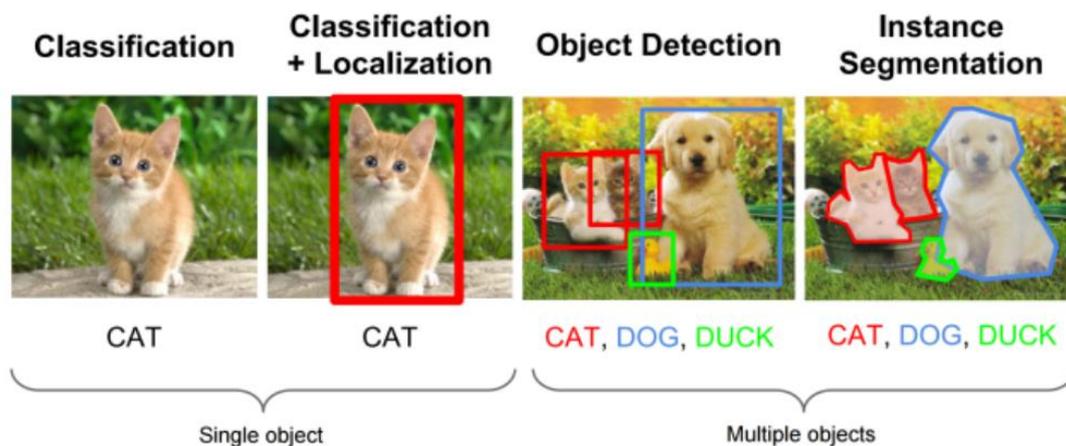


Figura 3.21. De izquierda a derecha diferentes aproximaciones de detección de objetos y segmentación de instancias en imágenes. Fuente: <https://ichi.pro/es/deteccion-de-objetos-y-segmentacion-de-instancias-descripcion-detallada-163595582338290>

Como se ha expuesto en esta introducción, el vínculo entre la complejidad tridimensional del terreno y la localización y distribución geográfica de especies de hábitats vulnerables ha sido escasamente estudiado y es por lo tanto poco conocido. Aquí, se presenta un modelo de reconstrucción tridimensional con alto grado de detalle de un área de circalitoral rocosa situada en la plataforma continental del mar Cantábrico. La zona de estudio se encuentra además dentro del Sistema de Cañones Submarinos de Avilés, declarado Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) en el año 2015. Los objetivos de este estudio son: (1) caracterización de hábitats de la zona circalitoral rocosa de Avilés mediante modelado 3D de alta resolución, (2) extracción de variables del terreno a partir de un modelo tridimensional de la zona para determinar los principales factores que explican la ubicación concreta de las especies, (3) predicción de la distribución detallada de las especies seleccionadas a partir de imágenes utilizando modelos predictivos de hábitat y (4) puesta a punto de una nueva metodología de localización automática de especies en imágenes (registros de presencia) basada en algoritmos de aprendizaje profundo.

2.2. Materiales y Métodos

2.2.1. Área de estudio

El área de la plataforma continental del Cantábrico donde se localizan las cabeceras del Sistema de Cañones Submarinos de Avilés se caracteriza por contar con numerosos afloramientos rocosos. La plataforma continental es generalmente estrecha, su ancho varía desde los 12 km en los puntos más estrechos como en la cabecera del cañón de Avilés, hasta los 40 km, con profundidades máximas de aproximadamente 200 metros, que en algunas zonas pueden alcanzar excepcionalmente los 300 m como en la zona al este del cañón de Avilés. La pendiente varía suavemente con valores que se mantienen por debajo de 1°. En general, la existencia de fuertes corrientes en la plataforma continental del Cantábrico evita la acumulación de grandes depósitos sedimentarios en esta zona rocosa. Los materiales son arrastrados y canalizados a través de los cañones, dando como resultado una plataforma de bajo espesor sedimentario. Esta zona está actualmente declarada Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) en el contexto de la red Natura 2000, principalmente debido a la existencia de arrecifes de coral de aguas frías (Sánchez *et al.*, 2014).

Para este estudio se han seleccionado tres zonas muy cercanas entre sí, situadas en la parte central de un gran afloramiento rocoso, dentro de la parte correspondiente a la plataforma continental de este LIC (Fig. 3.22).

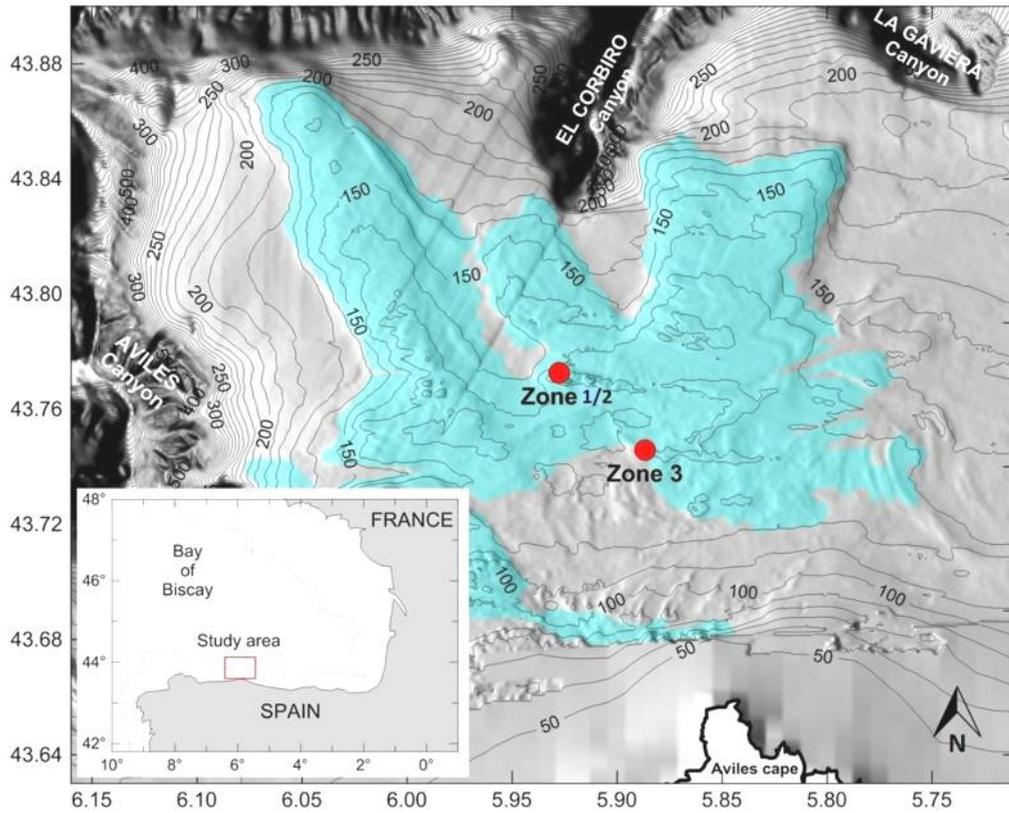


Figura 3.22. Mapa de situación general y área de estudio con fondos rocosos (en azul). Detalle de la ubicación de las estaciones del estudio (Zonas 1, 2 y 3) mostradas sobre un mapa batimétrico (32 m/pixel).

2.2.2. Descripción del muestreo y adquisición de imágenes

Se han seleccionado imágenes de tres puntos del área de estudio de dos campañas oceanográficas diferentes, cada una de ellas asociada con los siguientes proyectos; Zona 1 y Zona 2: Proyecto ECOMARG, Seguimiento del estado de conservación del AMP El Cachucho y Zona 3: Proyecto LIFE IP INTEMARES Acción A4, Diagnóstico del impacto de las actividades humanas y el cambio climático en la RN 2000 marina y propuestas para controlar, eliminar o mitigar sus efectos.

Las imágenes analizadas en este estudio se obtuvieron operando el vehículo submarino remolcado ROTV Politolana. En la figura 3.23 se muestra cómo el vehículo toma imágenes del fondo mientras ilumina de forma simultánea manteniendo una distancia establecida sobre el fondo. En este caso, los transectos se realizaron navegando a 0.8-1.0 nudos a 2-4 m sobre el fondo rocoso. El vehículo cuenta con telemetría bidireccional para controlar los instrumentos

sumergidos (altímetro, sonda CTD, brújula, control de vídeo y cámara fotográfica) y envía datos a la unidad de control de superficie en tiempo real. Este vehículo adquiere simultáneamente imágenes fotográficas y vídeos Full-HD, sincronizándolos con las mediciones de las condiciones ambientales existentes en la zona de estudio.



Figura 3.23. ROTV Politolana operando sobre un fondo a 550 metros de profundidad.

El posicionamiento absoluto del vehículo es proporcionado por un sistema de posicionamiento de vehículos submarinos SSBL de Kongsberg denominado HiPAP 502. El software de control y pilotaje del vehículo realiza además la sincronización de datos en tiempo real de los diferentes sensores. Posteriormente el software OFOP (Huetten y Greinert, 2008) procesa los archivos de posicionamiento y los fusiona con datos de sensores adicionales y finalmente se dividen produciendo un conjunto de datos completo para cada transecto o sección muestreada de forma independiente.

Los transectos de vídeo de la Zona 1 y la Zona 2, fueron registrados en julio de 2017 durante la campaña ECOMARG (E0717_TV02); en un rango de profundidades de alrededor de 125 m. La cámara utilizada fue una cámara de vídeo Full HD (Sony HD-700-CX), a 45° con respecto al fondo y dos focos LED (12.600 lúmenes / 6000° Kelvin) que se encuentran integrados en sistema de imagen. El sistema estaba equipado con 2 punteros láser paralelos separados por una distancia constante de 20 cm usados para escalar y validar la incertidumbre geométrica del modelo tridimensional resultante. Las dos secciones del transecto de vídeo analizadas en este estudio tenían aproximadamente 100 m y 50 m de largo para la Zona 1 y la Zona 2, respectivamente. El ancho de terreno registrado en la imagen cubre alrededor de 3 m de ancho; este ancho cubierto por las imágenes varía según la altura del vuelo sobre el lecho marino y su topografía.

Las fotografías de alta resolución utilizadas para la Zona 3 fueron adquiridas durante la campaña oceanográfica INTEMARES A4 Avilés 2018 (IA418_TF27); en un rango de profundidades de unos 120 m. El ROTV Politolana está equipado con una cámara Sony Alfa 7 (24 megapíxeles) con dos luces LED, en posición cenital. Este sistema óptico está equipado a su vez con 4 punteros láser paralelos separados por una distancia constante de 25 cm que proporciona un método para escalar las imágenes. El equipo fue configurado para la toma de fotografías con un intervalo de tiempo de 0,5 segundos obteniendo datos representativos del hábitat y comunidades bentónicas a caracterizar y una colección de imágenes con un alto grado de solape que registran una imagen completa del fondo oceánico.

2.2.3. *Reconstrucción del modelo tridimensional y generación del modelo digital de superficie*

Las secciones de vídeo se descomponen en cientos de imágenes superpuestas y geoposicionadas. Tanto los fotogramas de vídeo, como las fotografías se procesaron utilizando el software fotogramétrico Pix4D Mapper Pro. El algoritmo de triangulación se basa en puntos de paso homólogos localizados en las zonas de solape entre imágenes, buscando estos puntos coincidentes mediante el análisis de todas las imágenes (Fig. 3.24). Esos puntos coincidentes, así como los valores aproximados de posición y orientación de la imagen proporcionados por el sistema de posicionamiento, se utilizan en un ajuste de haces para reconstruir la posición y orientación exactas de la cámara en el momento de la toma de cada imagen. En una aproximación similar a la aplicada en el capítulo anterior, la distancia focal, el punto principal y las distorsiones radiales y tangenciales de las cámaras se establecieron como valores teóricos iniciales, mientras que los parámetros finales de orientación interna y externa se determinaron mediante el ajuste de haces.

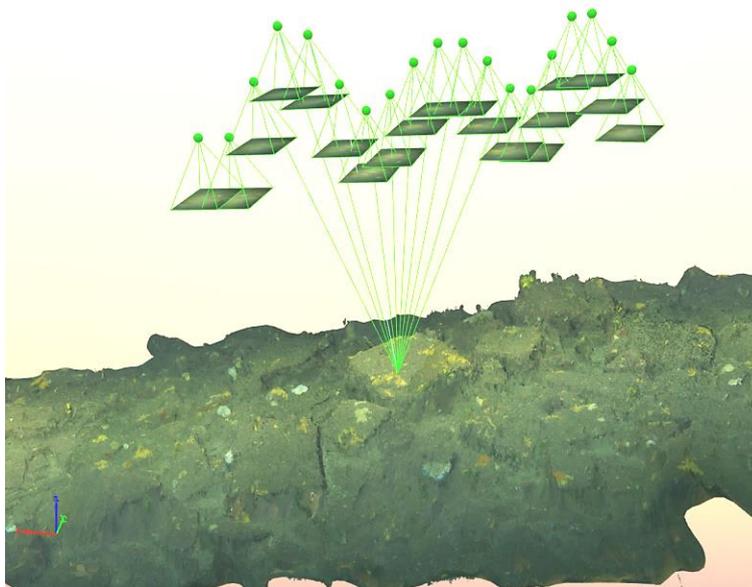


Figura 3.24. Esquema del posicionamiento tridimensional de un punto a partir del registro de todas sus posiciones en las imágenes solapadas.

La distancia entre punteros láser paralelos (20 cm de distancia en los fotogramas de vídeo y 25 cm de distancia en las fotografías) se utiliza como escala de referencia. Se utilizan varias restricciones de escala para optimizar la escala inicial dada por las posiciones de las cámaras y realizar un ajuste fino del tamaño del bloque 3D. Mediante este proceso se consigue obtener nubes de puntos tridimensionales, suficientemente densas para reconstruir los detalles del fondo, ortomosaicos y MDS (Fig. 3.25). Toda la información está georreferenciada en un sistema cartográfico (UTM-WGS84).

La nube de puntos tridimensional con coordenadas (xyz) de los puntos e información de color, se proyecta sobre un plano para poder obtener el MDS. Para producir los ortomosaicos, que al igual que el MDS es un producto cartográfico proyectado sobre un plano y representado en formato ráster, se utilizó como tamaño de píxel el máximo GSD (Ground Sampling Distance) que fue capaz de generar el proceso. Estos ortomosaicos de muy alta resolución se han utilizado para etiquetar y registrar las localizaciones sobre el terreno de los ejemplares de las diferentes especies objetivo. El modelo MDS final utilizado para la modelización de hábitat es una generalización (submuestreo geométrico) donde se ha bajado la resolución espacial para evitar que el tamaño y forma de los propios ejemplares individuales contribuyera a las diferencias en las capas de derivadas batimétricas.

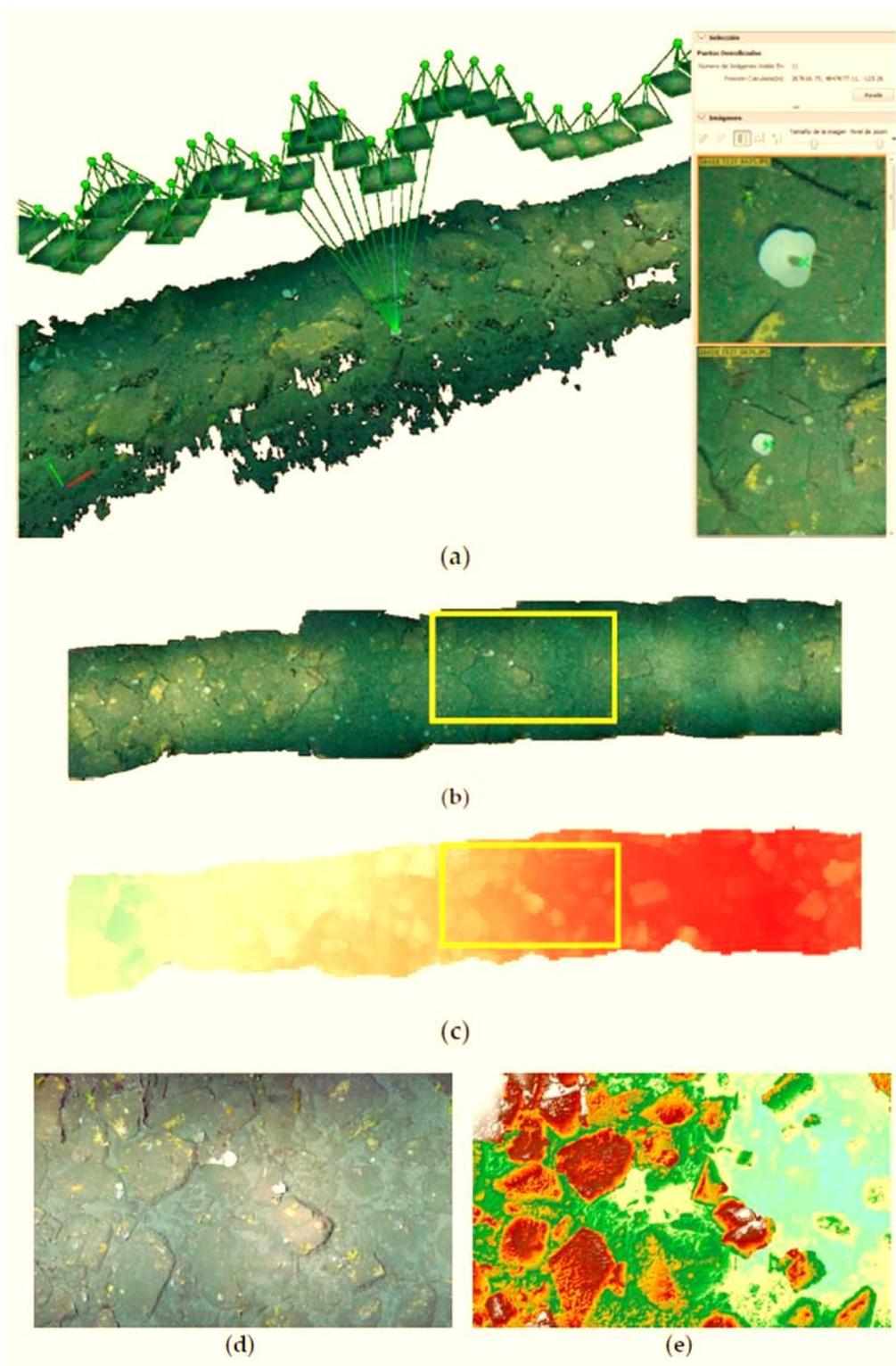


Figura 3.25. (a) Detalle de la nube de puntos en 3D de la Zona 3; (b) porción de ortomosaico de alta resolución y (c) MDS de la misma zona; (d) y (e) detalle de ortomosaico y MDS, respectivamente.

2.2.4. *Análisis del terreno*

Las propiedades espaciales del terreno, formas, relieves, rugosidad, etc., describen la complejidad del hábitat y condicionan la ubicación de los ejemplares de las diferentes especies sobre el fondo oceánico. Para cuantificar estas características espaciales, los MDS de las zonas de estudio, obtenidos a partir de imágenes, se han exportado desde el software Pix4D a R.

A continuación, en el propio software R se ha utilizado esta capa batimétrica para calcular sus capas derivadas, que serán usadas como descriptores del terreno; orientación, pendiente, rugosidad, curvatura e índice de posición batimétrica (BPI) del terreno (Fig. 3.26). La pendiente es el gradiente vertical de una superficie, expresado en grados. La orientación indica la dirección a la que se enfrentan las pendientes expresada en dos componentes (norte y este). La rugosidad de la superficie del terreno es una medida morfométrica que expresa cuánto de heterogénea es una superficie. La rugosidad es la diferencia entre los valores de batimetría mínimo y máximo para un área de superficie determinada (vecindad). La curvatura en el medio marino se relaciona con la aceleración, desaceleración, convergencia y divergencia del flujo de agua a través de una superficie y, por lo tanto, puede indicar áreas influenciadas por procesos de erosión o deposición. Finalmente, el BPI es la diferencia en batimetría entre una celda central y el valor medio de un grupo dado de celdas circundantes.

Estas capas cartográficas de descriptores morfométricos del terreno se han generado a partir de un MDS remuestreado. El remuestreo del MDS a una menor resolución, hace que la presencia (tamaño y forma) de los ejemplares de las especies objetivo no contribuya a generar diferencias en los resultados.

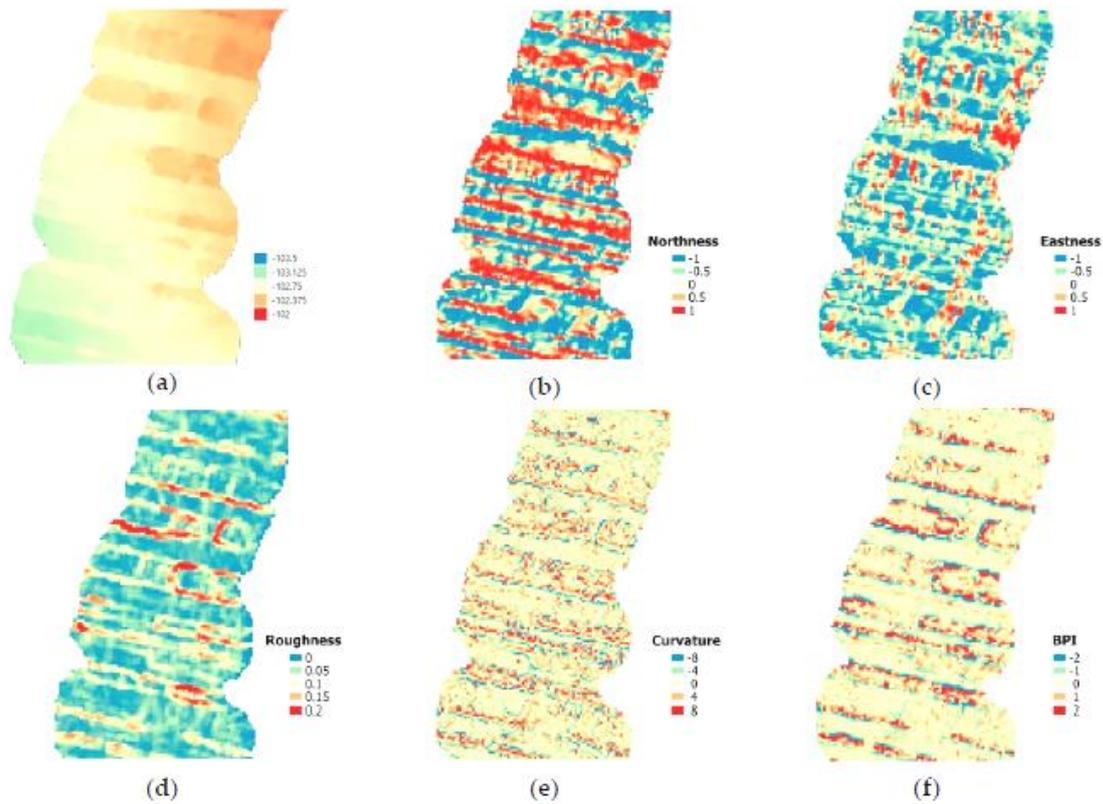


Figura 3.26. Detalle de los descriptores topográficos generados en este estudio para la Zona 1. (a) Batimetría; (b) orientación (Norte); (c) orientación (Este); (d) rugosidad; (e) curvatura; (f) BPI.

2.2.5. Análisis faunístico

Las especies objetivo de este estudio fueron aquellas que, por su tamaño o características morfológicas, son fácilmente identificables en las imágenes; son representativas de los hábitats de fondos rocosos del circalitoral situado cerca de las cabeceras del LIC Sistema de Cañones Submarinos de Avilés y, además; tienen relevancia en la formación del hábitat 1170 de la Directiva Hábitats. Se han seleccionado específicamente: un cnidario (*Dendrophyllia cornigera* (Lamarck 1816)), dos morfotipos de esponja (*Artemisina transiens* (Topsent, 1890) y *Phakellia ventilabrum* (Linnaeus, 1767)), tres ofiuras (*Ophiothrix fragilis* (Abildgaard en OF Müller, 1789) *Ophiothrix* sp. III (sensu Taboada y Perez-Portela, 2016) y *Ophiura* (Linnaeus, 1758) y un crinoideo tipo pluma (*Leptometra celtica* (M^AAndrew y Barrett, 1857)).

La presencia de escleractinia amarilla *D. cornigera* (Fig. 3.27a), se ha documentado desde Irlanda hasta las islas de Cabo Verde, incluso en el archipiélago de las Azores y el mar

Mediterráneo, con una distribución batimétrica que va de 80 a 600 m. Tiene una amplia distribución en todo el Cantábrico y zonas cercanas.

P. ventilabrum (Fig. 3.27b) es, entre otras, una especie característica de las comunidades de esponjas de roca circalitoral profunda (código de hábitat EUNIS A4.12). Es una demosponja con forma de embudo o copa, de color blanquecino y de amplia distribución en el Atlántico norte, Ártico y Mediterráneo; y puede encontrarse a profundidades de entre 10 y 1863 m.

A. transiens (Fig. 3.27c) es una esponja pedunculada globular con varios ósculos apicales ligeramente elevados con un cuerpo principal de forma esférica a elíptica. Se encuentra desde los 35 a los 126 m de profundidad y la densidad de las agregaciones que forma esta especie puede alcanzar hasta 50-60 ind. / m², formando agregaciones con apariencia de 'campos de hongos' (Ríos *et al.* 2018).

L. celtica (Fig. 3.27d) es un crinoideo cuya distribución se ha descrito en aguas del noreste del océano Atlántico, África occidental y sur y mar Mediterráneo. La capacidad de estos equinodermos para adaptarse a diferentes tipos de hábitats y profundidades hace que esta especie sea extraordinariamente abundante en los cañones del Cantábrico, donde puede colonizar desde fondos rocosos circalitorales, a 80 m, hasta más de 1000 m en cañones submarinos e incluso sobre arrecifes de coral en estado regresivo (Sánchez *et al.*, 2014).

O. fragilis (Fig. 3.27e) es una especie característica de equinodermos y comunidades incrustantes de roca circalitoral (código de hábitat EUNIS A4.21). Con una amplia gama de colores, los ejemplares de la zona de estudio son verdes, marrones y / o anaranjados vivos. El color de los ejemplares de *Ophiothrix* sp. III (Taboada y Perez-Portela, 2016) en la zona de Avilés es principalmente naranja vivo, pero el disco es rosa pálido y blanco. *O. ophiura* es una especie característica del hábitat de arena fina circalitoral (código de hábitat EUNIS A5.25). El color de las muestras recogidas en esta zona es rosa. Esta especie vive desde el intermareal pero puede alcanzar los más de 200 m, sobre arena o arena fangosa. En el LIC vive hasta una profundidad máxima de 240 m, en parches de arena fina.



Figura 3.27. Especies seleccionadas para el estudio (a) *Dendrophyllia cornigera*; (b) *Phakellia ventilabrum*; (c) *Artemisina transiens*; (d) *Leptometra celtica* y (e) *Ophiothrix fragilis*, *Ophiothrix* sp. III y *Ophiura ophiura*.

Estas especies han sido etiquetadas y registradas sus localizaciones sobre ortomosaicos de alta resolución espacial generados a partir de la reconstrucción tridimensional en las tres zonas de estudio. Además, para las 3 zonas y para todas las especies seleccionadas, se generaron ausencias de forma manual para mejorar la estimación de los modelos estadísticos predictivos. Para analizar la existencia de posibles patrones de distribución espacial de estas especies dentro de las zonas de estudio, se utiliza el análisis de conglomerados espaciales de distancias múltiples. Este enfoque se basa en la función K de Ripley (Haase, 1995). Una característica distintiva de este método es que resume la dependencia espacial (agrupación o dispersión de ejemplares) dentro de un rango de distancias. Por tanto, es necesaria la selección de una escala de análisis adecuada.

Este análisis permite determinar si el fenómeno de interés (por ejemplo, posiciones de los especímenes) parece estar disperso, agrupado o distribuido aleatoriamente en toda el área de estudio utilizando información de muy alta resolución (~ cm).

2.2.6. *Variables del terreno significativas y modelos de idoneidad del hábitat*

En este estudio se han utilizado modelos estadísticos de idoneidad de hábitat para generar mapas de distribución geográfica para cada especie objetivo. Estas distribuciones espaciales de especies sobre las zonas de estudio se muestran según valores de probabilidad calculados por los modelos predictivos. Los GAM son modelos estadísticos de distribución de especies de uso generalizado en proyectos y actividades de gestión de hábitats y medio ambiente.

Los modelos GAM también se han utilizado para extraer información valiosa que ayuda a determinar qué variables de alta resolución derivadas del terreno son más útiles para explicar los patrones espaciales observados según cada especie y la distribución de los diferentes hábitats. Las variables ambientales utilizadas se han extraído de nubes de puntos tridimensionales de alta resolución.

En primer lugar, para detectar la multicolinealidad entre los diferentes predictores, se ha establecido un factor de inflación de la varianza (FIV) y se han descartado las variables correlacionadas para evitar la inflación debida a la colinealidad. También se realizó un análisis de la correlación entre cada par de variables. En segundo lugar, se han aplicado GAM univariantes para seleccionar las variables que tienen gran influencia en la presencia de especímenes. En tercer lugar, se ha utilizado la varianza y el nivel de significancia (valor de $p < 0,05$) para seleccionar las variables que tienen influencia en el modelo predictivo final. Por último, una vez seleccionadas las variables significativas, se han podido combinar estas variables ambientales derivadas exclusivamente de los descriptores del terreno para obtener los predictores más significativos que ayudarán a explicar la ubicación de la especie a nivel centimétrico.

Después de la fase de definición de los modelos, se ha utilizado un enfoque similar, basado en un modelo GAM, para predecir la abundancia relativa de especies seleccionadas en tres zonas de prueba, basados en los modelos definidos, la estimación de presencias y ausencias localizadas en una porción de los ortomosaicos y las condiciones micro-batimétricas.

La validación de los modelos predictivos se ha obtenido utilizando pruebas de AUC (área bajo la curva) para la presencia / ausencia que evalúan la tasa de clasificación errónea. El AUC mide la capacidad de las predicciones del modelo para discriminar entre presencia y ausencia observadas para un conjunto de datos de prueba. Es independiente del umbral y tiene en cuenta la sensibilidad (verdaderos positivos), así como la especificidad (falsos negativos).

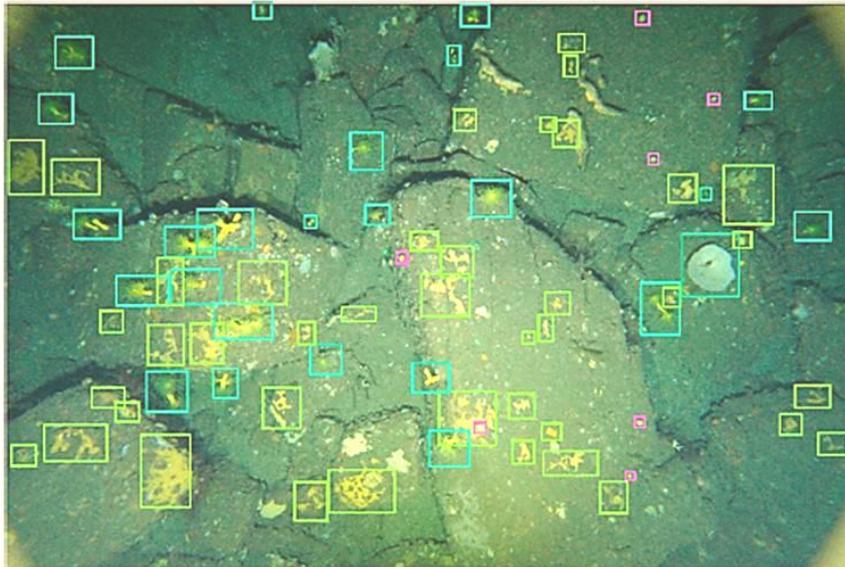
2.2.7. *Etiquetado automático de especies en imágenes usando técnicas de inteligencia artificial*

Dado el peso que el proceso de etiquetado de imágenes tiene para alimentar los modelos predictivos de hábitats aplicados a especies bentónicas, en este trabajo se ha puesto a punto un algoritmo basado en aprendizaje profundo para agilizar dicho etiquetado. Con esta aproximación se pretende conseguir un proceso de etiquetado automático de imágenes para generar los listados de presencias de ejemplares de las especies objetivo. Para ello se ha tomado el ortomosaico de muy alta resolución creado para la Zona 3. En este planteamiento, es necesario extraer la información tanto de la identificación de la especie, como de la ubicación de los ejemplares, y por lo tanto se ha utilizado una variante de la detección de objetos. La detección de objetos en imágenes implica, no solamente identificar de qué tipo de objeto se trata, sino también localizarlo dentro de la imagen (obtener las coordenadas de la 'caja' que lo contiene). Para lograr dicho objetivo, se ha utilizado la arquitectura YOLO v4 (You Only Look Once, versión 4) (Bochkovskiy *et al.*, 2020). YOLO utiliza el aprendizaje profundo y CNN para detectar objetos, y se caracteriza por hacer el análisis de la imagen de una sola vez, lo que le hace ser un algoritmo muy rápido. Esta rapidez permite por ejemplo, detectar objetos en tiempo real en vídeos. YOLO se encuentra apoyado en CSPDarknet53. CSPDarknet53 es una red neuronal convolucional y la columna vertebral de YOLOv4.

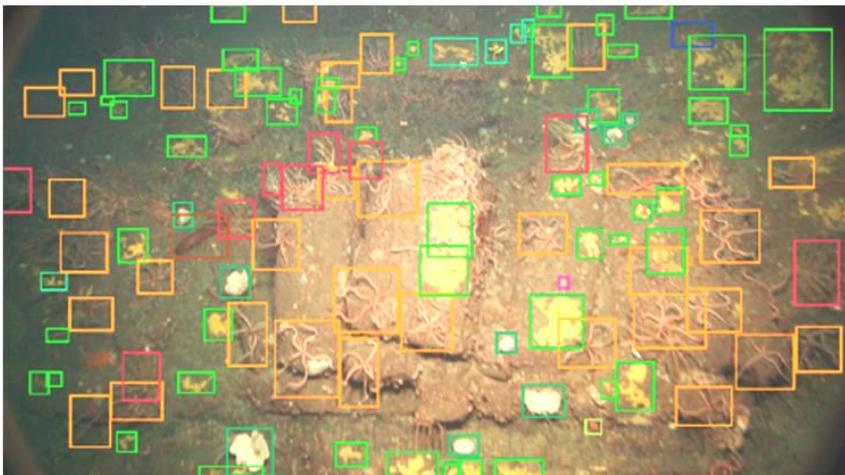
El planteamiento propuesto exige contar con una etapa de entrenamiento de la red. En esta etapa se enseña al algoritmo a distinguir entre las clases de interés. Para dicho entrenamiento, se eligió como punto de partida una red previamente entrenada en el conjunto de datos de MS COCO (80 clases de objetos comunes). El hecho de escoger una red preentrenada permite disminuir el tiempo necesario en esta fase del trabajo. El entrenamiento requiere además de un etiquetado manual de imágenes que forman parte del set de datos. Mediante lo que se denomina un procedimiento supervisado de etiquetado se utiliza un conjunto de 65 imágenes de alta resolución (tanto fotogramas de vídeo Full HD, como fotografías de 24Mpx) adquiridas sobre típicos fondos del circalitoral rocoso de la zona de estudio.

Las imágenes fueron etiquetadas manualmente por un experto utilizando el servicio web Supervisely (<http://supervise.ly>). El etiquetado manual (Fig. 3.28) se realizó para siete especies, pero para el entrenamiento, solo se consideraron las tres especies estructurales en la Zona 3 (*A. transiens*, *D. cornigera* y *P. ventilabrum*), resultando un etiquetado manual de

532, 705 y 250 ejemplares de cada especie, respectivamente. A partir de las imágenes de alta resolución, un código programado a medida genera los conjuntos de datos de entrenamiento y validación (80% / 20%) de imágenes recortadas de 416x416px.



(a)



(b)

Figura 3.28. Ejemplos de imágenes etiquetadas de forma manual. (a) fotografía de 24-Mpx; (b) fotograma extraído del vídeo full HD.

Una vez generados esos fragmentos de imágenes, se aplica una estrategia de aumento de datos (*data augmentation*), para extender el volumen de datos que se utiliza para alimentar el entrenamiento de la red. En esta fase de aumentación de datos se aplican transformaciones ficticias a las imágenes que aportan variabilidad y aumentan el número de muestras etiquetadas; transformaciones como cambio aleatorio, rotación horizontal, rotación vertical, cambio de escala, brillo y diferentes variaciones de color. Tanto la selección del objeto etiquetado, como la cantidad de aumento de datos se ajustan dinámicamente

para reducir el desequilibrio de clases resultante. Este desequilibrio entre número de ejemplares etiquetados de cada clase (especies), es un problema a resolver para este tipo de conjuntos de datos, debido a la existencia de una enorme diferencia en el número de ejemplares presentes en la zona de las diferentes especies. El procedimiento de entrenamiento se realizó con los parámetros predeterminados sugeridos para YOLOv4 (Bochkovskiy *et al.*, 2020), aunque algunos de ellos se afinaron buscando el mejor rendimiento para esta aplicación particular. Los valores finales de los parámetros principales son: tasa de aprendizaje = 0,001, tamaño de lote = 16, subdivisiones = 8, tamaño nativo = 416 × 416px.

Los resultados del procesamiento de etiquetado automático del ortomosaico obtenidos fueron validados comparándolos con el etiquetado manual realizado por un experto y utilizados como datos de entrada para el modelado predictivo de hábitats.

2.3. Resultados

2.3.1. *Modelo tridimensional, Modelo Digital de Superficie y Variables del Terreno*

Se han generado los modelos tridimensionales individuales para las tres zonas de estudio. En este proceso se reconstruye la trayectoria del vehículo ROTV, se realiza la extracción automática de puntos de paso y se procede a una reoptimización del modelo a partir de escalas obtenidas mediante la proyección sobre el terreno de los punteros láser. A partir de estas mediciones, se han obtenido las nubes de puntos en modo de alta densidad. En la Tabla 3.2 se puede consultar una descripción de las características básicas de las nubes de puntos tridimensionales y del ortomosaico generado.

Se han utilizado varias escalas para la reoptimización del ajuste geométrico de los modelos que muestran una incertidumbre muy baja (Tabla 3.3)

Tabla 3.2. Datos básicos del set de datos de imágenes y del proceso de reconstrucción tridimensional fotogramétrica.

Resumen	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Longitud de la sección de vídeo (m)	91	48	25
Superficie cubierta (m ²)	421,5	93,3	60,1
Promedio del GSD (cm)	0,23	0,14	0,05
Número de imágenes calibradas	341	191	101
Media de puntos homólogos por imagen calibrada	4268	4207	7290
Número de puntos 3D densificados	21833998	11590084	19864272
Promedio densidad de puntos (por m ³)	709,403	2,44x10 ⁶	1,76x10 ⁷

Tabla 3.3. Resumen de incertidumbre geométrica de escalas en modelos 3D.

Resumen	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Error medio de reproyección (píxel)	0,209	0,202	0,196
Número de escalas	9	2	3
Longitud teórica (m)	0,200	0,200	0,250
Error medio calculado (m)	0,005	0,017	0,018
Incertidumbres medias relativas de la posición de la cámara (m):			
X	0,023	0,006	0,002
Y	0,034	0,008	0,004
Z	0,029	0,007	0,002

Según la Tabla 3.2, el promedio de GSD en diferentes zonas siempre está por debajo de 0,5 cm; así, aunque la presencia de ejemplares está anotada en un ortomosaico de máxima resolución; en áreas con agregaciones de fauna o especímenes de tamaño considerable, los descriptores de terreno extraídos se derivan de la superficie de estas agregaciones de ejemplares. Con base en la resolución de nuestro modelo y los tamaños de los especímenes de especies seleccionadas, todos los descriptores de terreno se volvieron a muestrear a un tamaño de píxel de 5 cm para garantizar que la escala evitaba que la forma de los ejemplares interfiriera en la definición de las características morfométricas del terreno a escala muy detallada. Por tanto, a partir del modelo digital de superficie se obtuvieron pendiente, orientación (norte y este), BPI, curvatura y rugosidad.

2.3.2. Características ambientales y presencia faunística

En las zonas de estudio se pueden encontrar fondos de sustrato principalmente rocoso, con algunos pequeños parches sedimentarios con pendientes muy bajas, siempre inferiores al 3%. Tanto en la Zona 1 como en la Zona 2, hay pequeños escalones de aproximadamente 20 cm de altura, que están dispuestos en una dirección transversal a la dirección de muestreo del transecto de vídeo y se encuentran espaciados regularmente a lo largo del transecto (Fig. 3.29a y b). Esta morfología del fondo marino es común en esta zona.

En la Zona 3, el fondo consta de bloques rocosos adyacentes de varios tamaños, entre 10 y 20 cm de altura (Fig. 3.29c). En esta zona aparecen dispersas algunas pequeñas manchas de fondo sedimentario donde no aparecen estos bloques de roca y, dada su composición arenosa, no presentan cambios bruscos de cota.

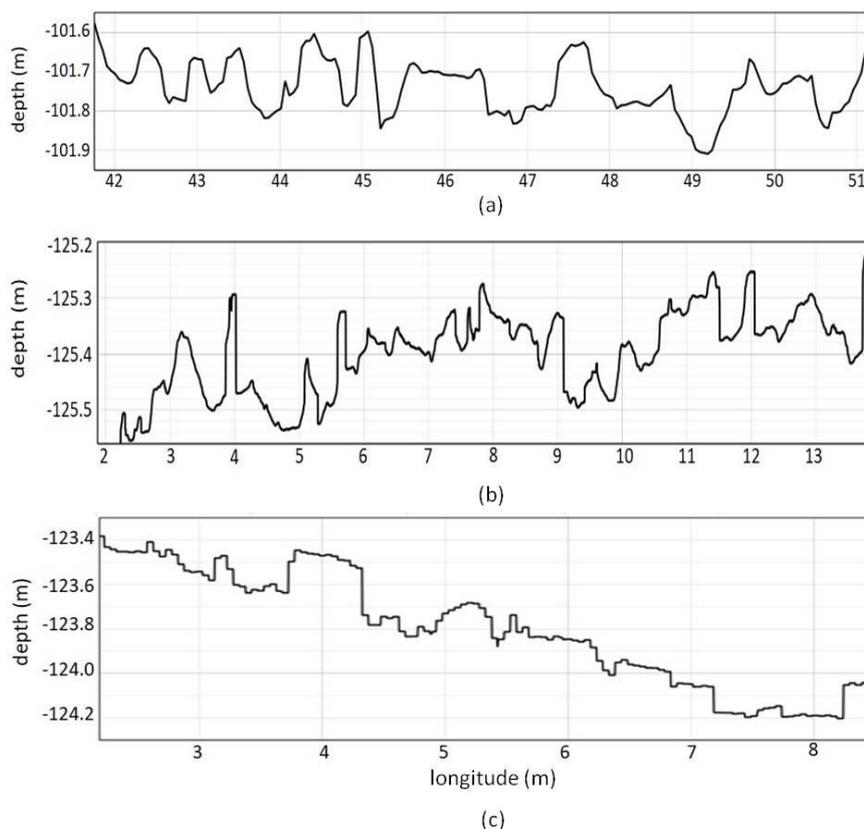


Figura 3.29. Detalle de perfiles longitudinales de la capa batimétrica a escala fina. (a) Zona 1; (b) Zona 2 y (c) Zona 3.

Las especies objetivo en este estudio se han etiquetado en pequeñas porciones del terreno, en zonas concretas de los ortomosaicos de alta resolución en todas las áreas de estudio utilizando para ello herramientas disponibles en QGIS. De esta manera, se han obtenido unas

listas de coordenadas que recogen las localizaciones de presencia / ausencia de ejemplares por especie. Para este etiquetado se ha seleccionado un área de 20 m² en la Zona 1; donde se etiquetaron 341 ejemplares de ofiuras, obteniendo una densidad de 17 ejemplares por m² (Fig. 3.30). En la zona 2, se ha seleccionado un área de 12 m², donde se realizó el etiquetado de 93 ejemplares de *L. celtica*, obteniendo una densidad de 7,75 ejemplares por m². Finalmente, en la zona 3, no existe una única especie predominante, pero sí una concentración de diferentes especies, entre las cuales se seleccionaron tres (*D. cornigera*, *P. ventilabrum* y *A. transiens*). En el ortomosaico de alta resolución, sobre una porción del mismo con una superficie de 60 m², se etiquetó la presencia de todos los ejemplares de estas especies: 206 colonias de *D. cornigera* (3,43 colonias / m²), 56 ejemplares de *P. ventilabrum* (0,93 ejemplares / m²) y 120 ejemplares de *A. transiens* (2 ejemplares / m²). Estas listas de coordenadas de los ejemplares se han utilizado como capa de entrada para los modelos de idoneidad de hábitat.

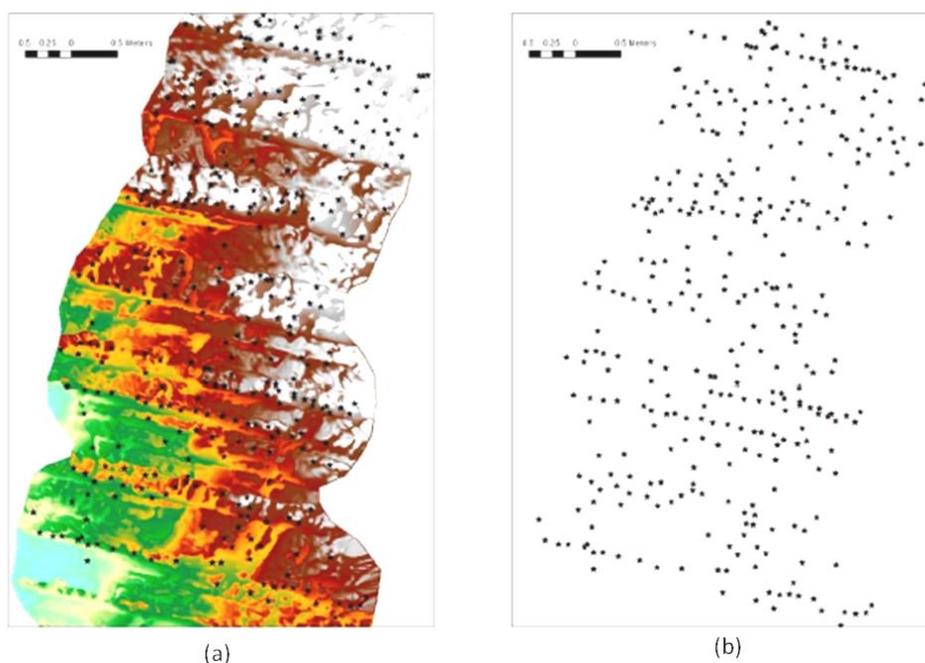


Figura 3.30. (a) Zona 1, presencias de *Ophiothrix fragilis*, *Ophiothrix* sp. y *Ophiura ophiura* sobre MDS de alta resolución; (b) Capa de posición geográfica de Ophiuroidea.

El análisis de la función K de Ripley indica que la distribución de ofiuras se dispone más agrupada sobre el terreno que una distribución aleatoria a distancias superiores a 0,13 m en la zona 1, lo que implica que a distancias mayores a la citada, la distribución de esta especie conforma grupos; mientras, que a distancias más pequeñas, los puntos se encuentran dispersos de manera aleatoria. En la zona 2, el análisis de la localización de posiciones de *L.*

celtica muestra una distribución dispersa sobre el fondo marino a cualquier distancia de entre 0,05 a 1,5 m. En la zona 3, las especies seleccionadas, *A. transiens* y *D. cornigera*, muestran una distribución agrupada a distancias inferiores a 1,3 m y *P. ventilabrum* muestra este mismo tipo de distribución a distancias de entre 0,2 a 1,3 m.

2.3.3. *Variables del terreno significativas y modelo de idoneidad de hábitat*

La variable que refleja la profundidad fue eliminada del análisis, dado que trabajando a estas escalas tan finas las diferencias altimétricas absolutas dentro de la misma área son insignificantes a la hora de expresar una condición determinante para que una especie se encuentre presente o no en esta zona.

Por lo tanto, se ha utilizado un conjunto inicial de 6 predictores ambientales: pendiente, aspecto (norte y este), BPI, rugosidad y curvatura como las variables más explicativas utilizando un enfoque univariante. Los factores de inflación de la varianza mostraron multicolinealidad en la rugosidad y la pendiente para las Zonas 1 y 2, por lo que evitamos usar la pendiente ya que tenía el FIV más alto. No se detectó multicolinealidad entre las variables del terreno en la Zona 3. La correlación entre cada par de variables resultó en todos los casos menor del 70% para las tres zonas, por lo que todas se incluyeron en los modelos.

La desviación explicada y el R^2 ajustado de los modelos GAM univariantes para las especies más representativas de la Zona 1 y la Zona 2 se muestran en la Tabla 3.4, con una única especie dominante seleccionada para cada zona. Los predictores más importantes para estas áreas y que determinan la presencia de las especies en puntos concretos son el BPI y la rugosidad. El primero explica aproximadamente el 40% de la varianza de ambas zonas. En cuanto a la rugosidad, su contribución al modelo de la Zona 2 es muy relevante, con más del 50% de la varianza explicada, siendo asimismo relevante para la Zona 1, donde alcanza el 25% de la varianza.

Tabla 3.4. Resultados del ajuste univariable para las variables del terreno para la Zona 1 y la Zona 2. Sombreados en gris, los predictores utilizados para el modelo final de cada especie.

R ² (ajustado) / Varianza explicada (%)		
Variabes terreno	Zona 1	Zona2
Orientación (norte)	0.014 / 2.54	0.01 / 0.22
Orientación (este)	0.015 / 2.8	0.02 / 4.36
BPI	0.320 / 38.7	0.45 / 43.7
Curvatura	0.099 / 14.6	0.33 / 31.5
Rugosidad	0.205 / 25.2	0.57 / 50.2
Modelo Final	0.515 / 55.2	0.784 / 77.2
AUC	0.951	0.986

Los resultados de los modelos univariantes de idoneidad de hábitat para la Zona 3 se presentan por especie objetivo en la Tabla 3.5. El predictor más importante en esta área para *D. cornigera* es la rugosidad, que explica aproximadamente el 30% de la varianza, seguido de la pendiente, que explica aproximadamente el 22%. En cuanto a los modelos de *P. ventilabrum*, la rugosidad es el predictor más importante con un valor del 53,6% de la varianza explicada, seguido de la pendiente, que muestra alrededor del 43%. En el caso de *A. transiens*, el GAM muestra 16% y 9% de varianza explicada para el BPI y para la rugosidad, respectivamente. Si bien estos valores son inferiores a los anteriores, son los más importantes para esta especie.

Tabla 3.5. Resultados del ajuste y varianza de los modelos GAM univariantes y final para la Zona 3. Sombreados en gris, los predictores utilizados para el modelo final de cada especie.

R ² (ajustado) / Varianza explicada (%)			
Variabes terreno	<i>D. cornigera</i>	<i>A. transiens</i>	<i>P. ventilabrum</i>
Orientación (norte)	No significativo	0.03 / 3.51	0.07 / 5.66
Orientación (este)	0.1 / 8.14	0.03 / 2.6	0.28 / 22.8
BPI	0.11 / 11.1	0.2 / 16.4	0.26 / 22.6
Curvatura	0.08 / 8.77	0.07 / 6.31	0.29 / 25.9
Rugosidad	0.34 / 30.5	0.1 / 9.21	0.61 / 53.6
Pendiente	0.22 / 22.5	0.04 / 4.25	0.49 / 62.4
Modelo Final	0.56 / 53.5	0.45 / 40.9	0.66 / 62.4
AUC	0.941	0.894	0.959

En cuanto a los modelos finales de las tres zonas (Fig. 3.31), tres predictores explican el 55,2% de la varianza en la Zona 1, rugosidad, BPI y curvatura. Las mismas variables explican el 77,2% de la varianza en la Zona 2 y finalmente, en el caso de la Zona 3, el 53,3% de la varianza se explica por la rugosidad, BPI, la orientación en su componente este y la pendiente. Los valores de AUC (Tablas 3.4 y 3.5) muy cercanos a 0,9 en todos los casos muestran una fiabilidad de predicciones muy alta.

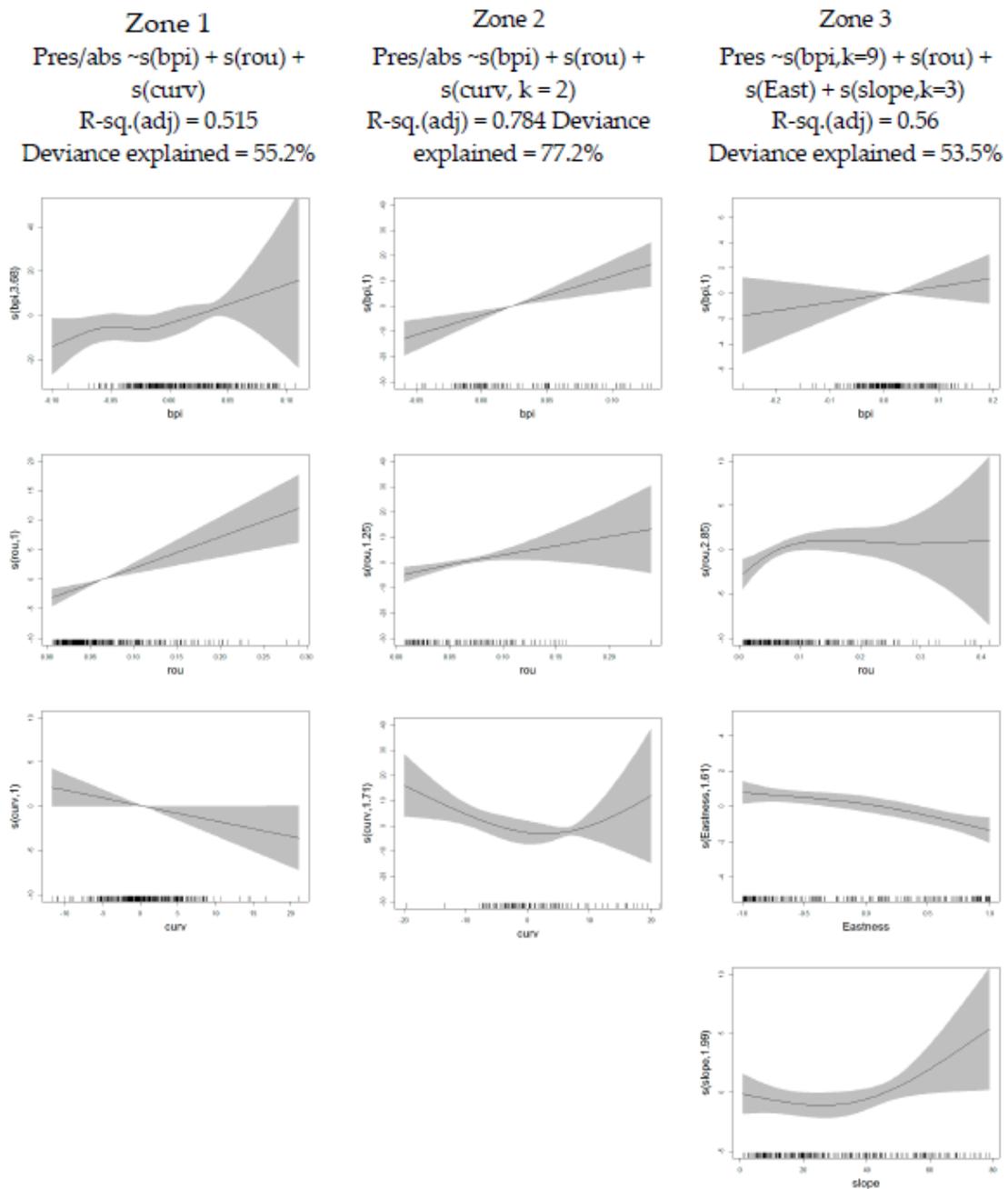


Figura 3.31. Modelos y curvas predictivas finales para cada una de las zonas. Zona 1 correspondiente a *O. fragilis*, Zona 2 a *L. celtica* y Zona 3 a *D. cornigera*.

La probabilidad de ocurrencia de las especies estudiadas en todas las áreas aumenta directamente a medida que aumenta el BPI y la rugosidad. Sin embargo, hasta cierto punto, cuando la presencia disminuye, los intervalos de confianza se amplían. Por tanto, la presencia de ofiuras no es relevante por encima de un valor de BPI de 0,05 en la Zona 1; 0,1 en las Zonas 2 y 3; o por encima de un valor de rugosidad de 0,1. Por otro lado, la curvatura tiene una relación negativa con la ocurrencia en las Zonas 1 y 2; y la componente este de la orientación, la pendiente y el resto de los predictores significativos de la zona 3, no muestran una tendencia clara.

Los modelos diseñados permitieron generar mapas detallados con las distribuciones espaciales expresadas como valores de probabilidad (Fig. 3.32 - 3.36), identificando las características ambientales requeridas para cada una de las especies seleccionadas. Estos modelos se han ejecutado con datos basados en la presencia y ausencia de las especies seleccionadas anotadas en los ortomosaico de alta resolución espacial y con valores representativos de abundancia en la zona.

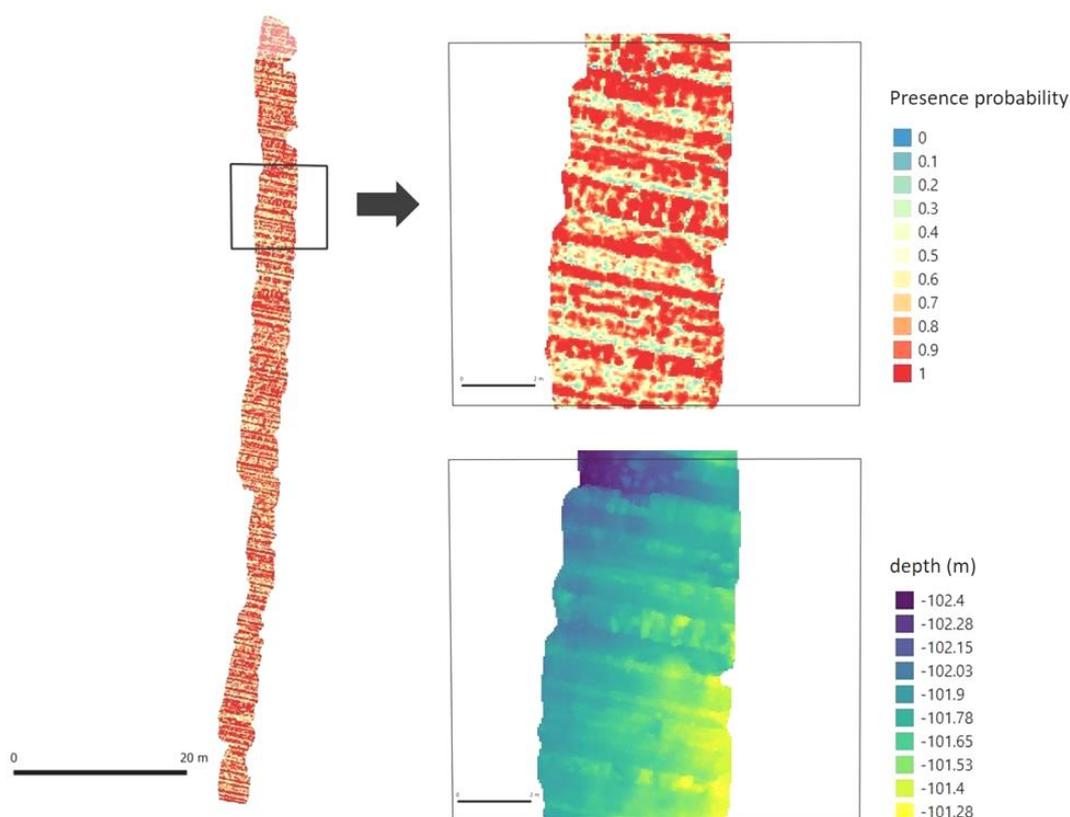


Figura 3.32. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado usando el modelo predictivo sobre la Zona 1 (Clase Ophiuroidea).

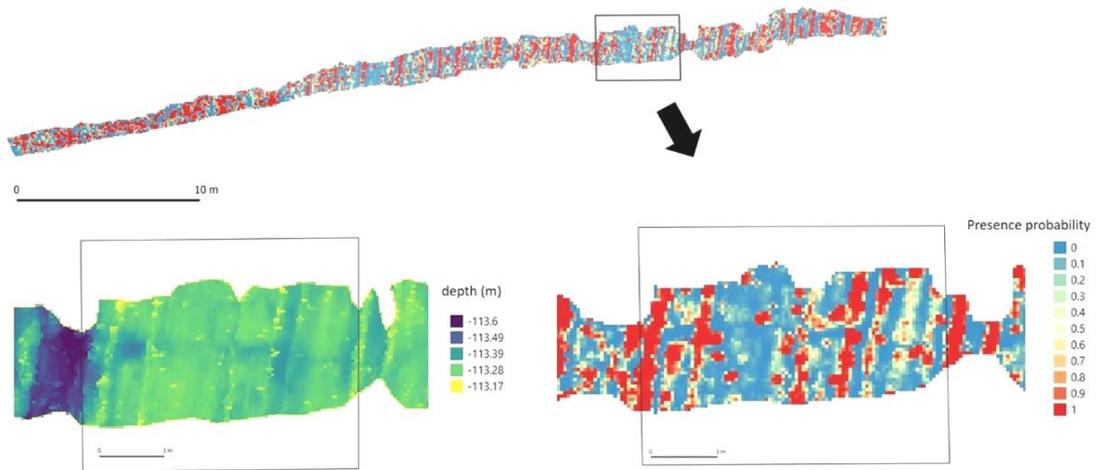


Figura 3.33. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado utilizando el modelo predictivo sobre la Zona 2 (*L. celtica*).

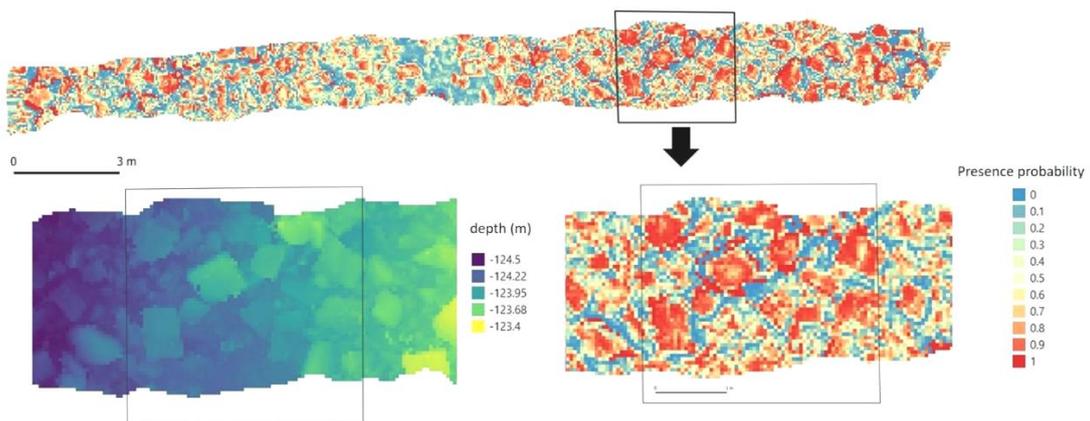


Figura 3.34. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado utilizando el modelo predictivo sobre la Zona 3 (*A. transiens*).

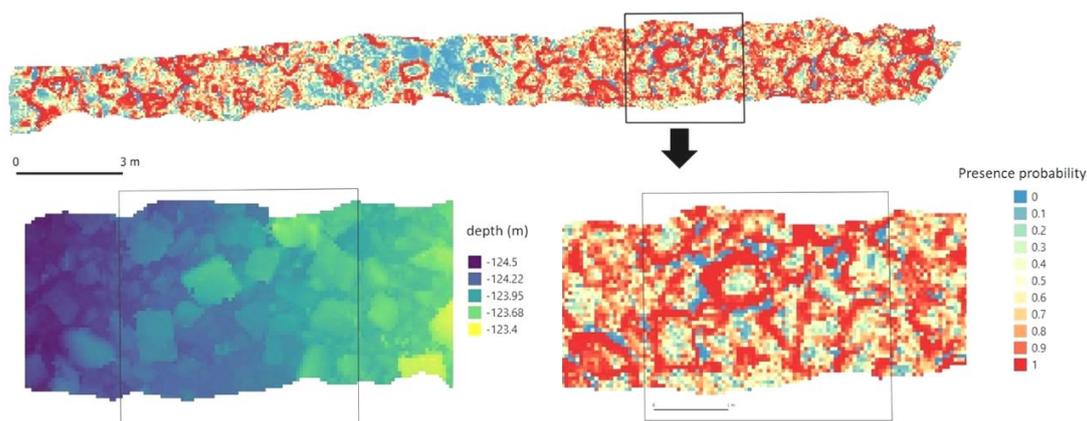


Figura 3.35. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado usando el modelo predictivo sobre la Zona 3 (*D. cornigera*).

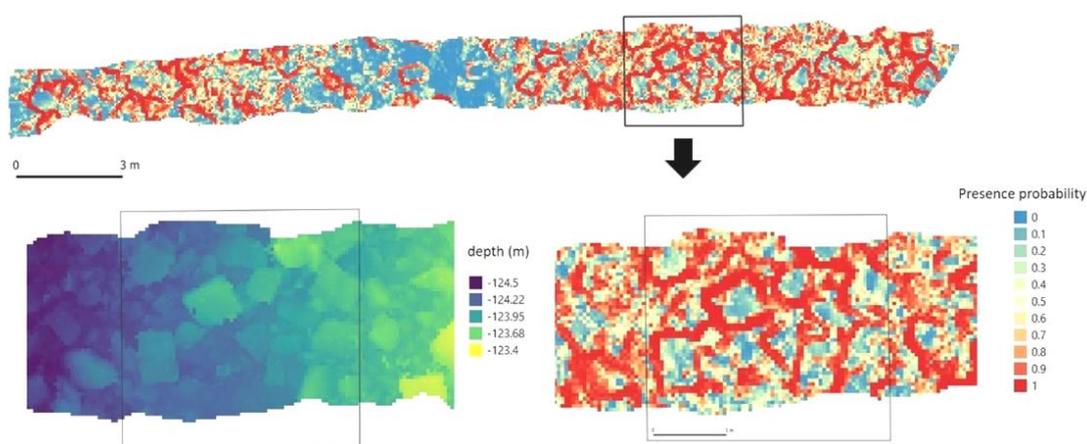


Figura 3.36. Mapa de idoneidad de hábitat de 0 (no idoneidad) a 1 (idoneidad total) creado utilizando el modelo predictivo sobre la Zona 3 (*P. ventilabrum*).

En términos generales podemos resumir indicando que todas las especies objetivo estudiadas tienen preferencias ambientales por sustratos rocosos con disposición abrupta (alta rugosidad y valores extremos de BPI) con cobertura sedimentaria baja o nula. Las especies de ofiuras prefieren emplazarse en las depresiones ubicadas entre las crestas de estos fondos rocosos (Fig. 3.32). Los crinoideos tienen preferencias ambientales por los bordes de las pequeñas crestas (Fig. 3.33). La esponja *Artemisina* muestra una clara preferencia por las áreas planas superiores de los bloques de roca, caracterizados por BPI positivos (Fig. 3.34). En este tipo de suelo, el coral amarillo (*D. cornigera*) tiene preferencia por los bordes de los bloques (altos valores de pendiente y rugosidad), con lo que parece ser una segregación espacial con respecto a las esponjas anteriores, que se asientan sobre la parte plana de las rocas (Fig. 3.35). Finalmente, la esponja *P. ventilabrum* muestra

preferencias ambientales similares al coral amarillo, pero aún más restrictiva que este (Fig. 3.36).

2.3.4. *Etiquetado automático de registros de presencia faunística*

Para implementar los algoritmos de etiquetado automático de especies desarrollados en este estudio se utilizó el ortomosaico de la Zona 3. Se trata de una imagen de muy alta resolución (0,05 cm / píxel) y en la que se pueden distinguir 132 ejemplares de *A. transiens*, 213 colonias de *D. cornigera* y 62 ejemplares de *P. ventilabrum*, no incluidos en el conjunto de datos de entrenamiento o validación. Durante el proceso, la imagen completa se recorta en imágenes de 416 x 416 píxeles con un 30% de superposición entre ellas, y este conjunto de imágenes es el que utiliza la red entrenada para realizar el proceso de identificación de especies de forma automática.

Este fraccionamiento previo de la imagen completa exige realizar un procesado posterior, desde las coordenadas de los individuos detectados en cada imagen recortada, para la obtención de su correspondencia con las coordenadas en las que se puede encontrar a los ejemplares dentro del ortomosaico completo. Estas últimas coordenadas son las que realmente interesan, ya que forman el listado de presencias a proporcionar al modelo de idoneidad de hábitat. La zona de solape entre imágenes fraccionadas puede dar como resultado que algunos individuos se detecten varias veces, para evitarlo se ha aplicado también un algoritmo de supresión no máxima a los cuadros delimitadores superpuestos. La figura 3.37 muestra algunos ejemplos de los ejemplares detectados, identificados y localizados automáticamente. En esta figura se observa que la red es capaz de identificar incluso individuos o colonias con los pólipos no desplegados, en el caso de *D. cornigera*, y ubicar y acotar correctamente cada uno. Los números que aparecen junto a los rectángulos delimitadores de los ejemplares indican la probabilidad asignada por el proceso de inferencia.



Figura 3.37. Ejemplos de individuos detectados y localizados de forma automática en los fragmentos de imagen.

Se puede extraer una visión objetiva del desempeño de la red a través de la observación de la matriz de confusión derivada del procesamiento del ortomosaico de la Zona 3 (Tabla 3.6). En esta tabla, la clase ‘fondo’ para los valores reales se refiere a las áreas de la imagen que no pertenecen a ninguna de las categorías objetivo (fondo marino y otras especies) pero que se identificaron incorrectamente como una de las tres especies (falsos positivos); los valores predichos, ‘fondo’ se refieren a individuos no detectados (falsos negativos).

En el desempeño general (Tabla 3.7), se puede observar que la precisión promedio es muy alta (es decir, las especies están correctamente identificadas), pero también hay un número alto de falsos positivos, es decir, áreas de fondo marino y especies de esponjas amarillas incrustantes que han sido incorrectamente identificadas como una de las tres especies estructurantes seleccionadas para este estudio.

El rendimiento es peor para la especie *A. transiens*, debido al alto número de falsos negativos (individuos no detectados).

Tabla 3.6. Matriz de confusión para la ideantificación automática de especies a partir de la red yolov4 entrenada y aplicada sobre el ortomosaico de la Zona 3.

		Valores predichos				Total
		<i>P. ventilabrum</i>	<i>D. cornigera</i>	<i>A.transiens</i>	Fondo	
Valores reales	<i>P. ventilabrum</i>	54	0	0	8	62
	<i>D. cornigera</i>	0	145	0	68	213
	<i>A.transiens</i>	0	0	87	45	132
	Fondo	38	66	71	--	130
	Total	92	211	158	121	--

Tabla 3.7. Métricas de rendimiento para la ideantificación automática de especies a partir de la red yolov4 entrenada y aplicada sobre el ortomosaico de la Zona 3.

	<i>P. ventilabrum</i>	<i>D. cornigera</i>	<i>A. transiens</i>
Verdaderos positivos	54	145	87
Falsos positivos	38	66	71
Falsos negativos	8	68	45
Precisión	0.59	0.69	0.55
Recall	0.87	0.68	0.66
f1-score	0.70	0.68	0.60
Precisión media		0.61	
Recall medio		0.74	
f1-score medio		0.66	

2.4. Discusión

En este estudio se ha combinado la fotogrametría tridimensional, los modelos predictivos de idoneidad de hábitat y algunas técnicas de aprendizaje profundo para intentar mejorar el conocimiento sobre los microhábitats bentónicos en la zona del circalitoral rocoso del mar Cantábrico. Para estudiar este tipo de hábitats con detalle es necesario trabajar con datos de partida y procesos a una escala muy fina (\sim cm). A partir de estas técnicas, combinadas y aplicadas a imágenes de alta resolución espacial, se ha conseguido representar la cartografía de hábitat resultante de tres zonas concretas de la plataforma circalitoral rocosa, donde se registran en cada una de ellas diferentes especies dominantes. Las descripciones batimétricas de las zonas no se obtuvieron a partir de métodos acústicos, como es habitual en otras aproximaciones, sino que se consiguieron a partir de modelos tridimensionales generados a partir de imágenes ópticas de muy alta resolución. Además, se ha validado un nuevo enfoque basado en aprendizaje profundo para lograr el etiquetado automático de la presencia de las especies objetivo del estudio. Aunque se requiere un entrenamiento manual previo, el rendimiento automático de la red que se presenta aquí muestra un gran avance en el campo del etiquetado automático de imágenes submarinas de profundidad.

2.4.1. *Fotogrametría 3D como mejora para los modelos de idoneidad de hábitat*

En la actualidad, la localización de la presencia de especies en hábitats bentónicos se suele obtener a partir de fotografías o transectos de vídeo etiquetados. Las recientes mejoras en los sensores ópticos subacuáticos, entre las que se encuentran las fotos subacuáticas de alta resolución georreferenciadas, vídeo alta definición y 4K, dan como resultado una disponibilidad de información sobre la ubicación de las especies con una escala espacial de alto grado de detalle. Por lo tanto, existe una inconsistencia entre la magnitud utilizada para los descriptores del terreno extraídos habitualmente a partir de la utilización de tecnología acústica y la escala utilizada para determinar la presencia, ausencia y densidad de especies de interés. La modelización de la idoneidad del hábitat se limita habitualmente a la escala a la que se pueden describir las características del fondo marino, en función de la resolución máxima de los datos. Un problema similar se describe en Brown *et al.*, (2011) con una disparidad en la escala de características que pueden resolverse entre los conjuntos de datos acústicos de alta resolución y los conjuntos de datos oceanográficos más amplios, como temperatura, salinidad, etc. Cuando se combinan datos obtenidos de diferentes fuentes, como imágenes submarinas, sistemas acústicos, datos oceanográficos y biológicos para la generación de mapas de distribución de hábitats, la escala más grosera del conjunto de datos de entrada determina la escala de trabajo del estudio que se puede realizar en el área y los resultados obtenidos. El enfoque global de estas aproximaciones de modelado predictivo, puede producir modelos demasiado optimistas en ciertos casos, como en la predicción de la presencia de corales. Y de esta forma, puede suceder que la frecuencia de aparición de corales observada en los análisis de los datos fotográficos sea mucho más baja de lo esperado según el modelo estadístico y que los patrones de distribución de coral observados no se encuentren muy correlacionados con lo predicho por los modelos (Anderson *et al.*, 2016).

Las técnicas de SfM son capaces de lograr una resolución espacial que puede ser órdenes de magnitud mayor que la que se logra con otros métodos, como el LiDAR (Light Detection and Ranging o Laser Imaging Detection and Ranging) a gran escala y el cartografiado por sonar de los ecosistemas de arrecifes de coral (Storlazzi *et al.*, 2016). Por lo tanto, la fotogrametría tridimensional es un recurso potente para caracterizar la complejidad del hábitat bentónico en función de los detalles del terreno a una escala muy fina. La combinación de este enfoque con modelos de distribución de hábitats y especies está logrando aumentar sustancialmente

el conocimiento sobre la relación entre los datos ambientales y el hábitat y especies a escalas geográficas de gran detalle. El uso del enfoque de fotogrametría 3D utilizando imágenes submarinas permite la generación de mapas tridimensionales a escala subcentimétrica, consiguiendo el cartografiado simultáneo de organismos y variables batimétricas a escala fina, evitando el problema de las diferentes resoluciones de datos. Sin embargo, no debe olvidarse que este enfoque sacrifica el tamaño del área cubierta del fondo que puede ser incluida en los diferentes estudios. Estos productos cartográficos tridimensionales son muy útiles para comprender los procesos ecológicos de fina escala, como la complejidad estructural de los hábitats bentónicos. La estructura tridimensional de los hábitats juega un papel fundamental en la localización de especies. Los mapas 3D son cada vez más accesibles para los investigadores y permiten establecer diferentes estudios para la comprensión de la ecología espacial (Jackson *et al.*, 2020).

La incorporación de la distribución de microhábitats podría mejorar significativamente la evaluación de la eficiencia de las áreas protegidas y la modelización de los hábitats bentónicos. Uno de los hábitats más emblemáticos que ha sido objeto de numerosos estudios en el medio marino son los arrecifes de coral. La complejidad estructural del hábitat de los arrecifes de coral influye en los procesos ecológicos clave, la biodiversidad del ecosistema y la resiliencia. En este entorno, la eficiencia de las reservas marinas puede verse influida por la disponibilidad de hábitats adecuados a escala decimétrica, 'microhábitats', para especies de baja movilidad o macroinvertebrados sésiles (Dumas *et al.*, 2013). Las técnicas SfM han demostrado ser herramientas útiles para comprender la complejidad estructural de los arrecifes de coral estudiados. La eficacia de esta técnica ha sido demostrada en la cuantificación de la complejidad estructural de hábitats multiescala comparándola con mediciones de buceo (Ferrari *et al.*, 2016) o con modelos de referencia generados por tecnología láser (Figueira *et al.*, 2015).

Usando este enfoque, Burns *et al.* (2019) y Fukunaga *et al.* (2020) muestran que la estructura del arrecife de coral actúa como un impulsor significativo de la complejidad estructural 3D de los hábitats de los arrecifes de coral.

Más allá de evaluar la complejidad del hábitat, estas variables batimétricas de escala fina se pueden utilizar para estudiar la ubicación en el espacio de pequeños organismos. Esto permite verificar la influencia de las características morfométricas del terreno en el comportamiento de las diferentes especies. Es raro encontrar trabajos que aborden el modelado de hábitats a escalas de centímetros en el medio marino. Sin embargo, este tipo

de metodología permite el estudio de características ecológicas y preferencias ambientales en especies pequeñas; el estudio en detalle de áreas con alta fragmentación de hábitat y puede mejorar el conocimiento de las relaciones entre ejemplares de una misma especie o entre especies con nichos ambientales similares (asociación y competitividad). Hay áreas donde la complejidad morfométrica del terreno condiciona la formación de un tipo específico de hábitat. Existen muy pocos trabajos publicados que utilicen este enfoque, Robert *et al.* (2017), presentaron un cartografiado de alta resolución espacial de paredes marinas verticales, basado en SfM que consiguió explicar los patrones espaciales en las comunidades presentes en este hábitat.

En Gerdes *et al.* (2019) se utiliza un enfoque metodológico muy similar. En este caso, también se utiliza este modelado tridimensional para abordar el estudio de un área morfométricamente peculiar y compleja. En dicho estudio, el modelado tridimensional y los modelos de distribución espacial se utilizan para discriminar las preferencias ambientales de los conjuntos faunísticos de las chimeneas hidrotermales de profundidad. Además de las variables morfométricas descriptivas del terreno se utiliza también la distancia de los ejemplares de las diferentes especies al fluido que emana de dichas estructuras geológicas, lo que demuestra el potencial de conocer posiciones muy precisas de los especímenes en el fondo marino. Desafortunadamente, no se han realizado estudios similares en zonas circalitorales.

Los modelos de predicción presentados aquí muestran valores de AUC cercanos a 1, asociados con grados de precisión muy altos. Las puntuaciones AUC con el valor máximo alcanzable de uno implican una discriminación perfecta de los datos de validación (Anderson *et al.*, 2016). Esto respalda la capacidad de los modelos presentados para predecir la presencia a escalas de resolución espacial muy finas. Esta alta capacidad de predicción se basa exclusivamente en las características microbatimétricas del terreno. Por tanto, esta metodología se puede utilizar para modelar microhábitats en áreas de alta complejidad por su fraccionamiento o disposición en modo de parches ecológicos.

2.4.2. *Distribución espacial y comportamiento de especies*

Los modelos de idoneidad de hábitat se pueden utilizar para mejorar la descripción sobre las preferencias ambientales en la ubicación de diferentes especies, condicionando el comportamiento de los ejemplares. Un ejemplo explicado anteriormente se encuentra en los

resultados obtenidos en el análisis de variables ambientales significativas del terreno en la zona 1 y 2 (localizaciones de ofiuroides y *L. celtica*, respectivamente).

Los dos grupos viven en lugares con fuertes corrientes y habitualmente se agrupan en agregaciones de numerosos ejemplares. Este comportamiento de vivir en parcelas con una alta densidad de ejemplares puede suponer una forma de maximizar su eficiencia en el acceso a los alimentos como organismos que se alimentan a partir de partículas en suspensión (Broom, 1975). Los resultados de los modelos presentados en este estudio muestran que las posiciones elegidas por los ejemplares de estas especies dependen de las mismas derivadas ambientales del terreno (BPI, curvatura y rugosidad), buscando la máxima turbulencia en el rango de la microescala. Esto indica que si dos grupos poblacionales de estas especies coinciden en el espacio, competirán por los mismos lugares, ya que tienen las mismas preferencias ambientales. Este aspecto se puede comprobar con la observación de imágenes tomadas precisamente en un área cercana a las áreas de estudio (entre la zona 1 y la zona 2), donde se pueden encontrar numerosos ejemplares de estas especies localizados en la misma porción del terreno. La figura 3.38 muestra los especímenes de ofiuras y crinoideos ubicados en las mismas posiciones del suelo incluso cuando hay partes libres del fondo marino. Aun mostrando las mismas preferencias ambientales en términos generales, las especies de ofiuras suelen elegir emplazarse en las depresiones o zonas llanas ubicadas entre los resaltes de estos fondos rocosos, mientras que los crinoideos se agolpan en los pequeños resaltes y bordes rocosos.

La dispersión en las zonas 1 y 2, a través de la K de Ripley de estas especies, sin embargo, muestra resultados diferentes. Las ofiuras tienden a formar grupos de especímenes cuando se encuentran a distancias superiores a 13 cm; esta distancia corresponde aproximadamente al tamaño de los ejemplares registrados en este estudio. Sin embargo, los crinoideos muestran una distribución dispersa en el terreno en el rango de las escalas estudiadas. Esto podría interpretarse en *L. celtica* como un comportamiento que minimiza la competencia entre individuos relacionada con la disponibilidad de alimentos, ya que son organismos filtradores. Sin embargo, la distribución espacial de las ofiuras, incluso cuando coexisten ejemplares de diferentes especies, no presenta ningún problema en compartir un mismo espacio. Este comportamiento puede estar influenciado por la menor dependencia de las ofiuras de las corrientes de agua que transportan materia orgánica, ya que una gran proporción de su alimento se deposita o fija en el suelo.



Figura 3.38. Detalles de imágenes donde se pueden observar las posiciones seleccionadas sobre el fondo por ejemplares de Ophiuroidea y *L. celtica*.

A. transiens se ha encontrado habitualmente formando densas agregaciones sobre lechos rocosos, en el golfo de Vizcaya y noroeste de la Península Ibérica (Ríos *et al.*, 2018). En el análisis visual de las fotografías, podemos ver que estas pequeñas esponjas se fijan a las caras planas de los bloques de piedra existentes en estos fondos, buscando zonas despejadas, pero sin grandes desniveles ni cambios bruscos (Fig. 3.39). Esto coincide con el análisis predictivo (Fig. 3.34) en el que la mayor probabilidad de ocurrencia fue precisamente en estos lugares. Los datos sobre los patrones de distribución espacial en este caso pueden estar asociados con el rango donde las larvas pueden tener posibilidades de éxito de supervivencia y las distancias a las que se fijan. Según los resultados del análisis K de Ripley, esta distancia máxima de dispersión podría establecerse en 1,5 m aprox. Por debajo de esta distancia los ejemplares de esta especie muestran una distribución formando agrupamientos.

D. cornigera, por lo general se presenta formando pequeños parches, con un tamaño medio de unos 30 cm. Esta especie forma estructuras tridimensionales que crecen por brotes extra-tentaculares en fondos duros. Por lo general, se presenta en forma de colonia pequeña y tupida con ramificaciones irregulares y escasas (Altuna y Polisenio, 2019). Entre las preferencias ambientales que influyen en su ubicación sobre el fondo, destaca la rugosidad del terreno. Esto se puede atribuir principalmente a su dieta, basada en la captura del zooplancton presente en el agua, eligiendo así zonas de mayor turbulencia y resuspensión de alimentos. Visualmente, las imágenes muestran cómo suelen disponerse las colonias en los bordes de los bloques de piedra, fijando su base sobre ellos y extendiendo los pólipos hacia las zonas más claras (Fig. 3.37). Este mismo comportamiento en las preferencias de ubicación se refleja en el mapa de idoneidad del hábitat (Fig. 3.35).



Figura 3.39. Detalle de imagen donde se observa una agregación de *A. transiens* ubicada en una cara plana de una roca.

En el golfo de Vizcaya, los ejemplares de *P. ventilabrum* presentan morfología de embudo con paredes delgadas y unidas al sustrato mediante un pedúnculo corto. Se localizan en las crestas y afloramientos rocosos. En el rango de la microescala, las preferencias ambientales de esta especie se centra principalmente en la rugosidad y tanto en las imágenes como en el modelo de idoneidad del hábitat (Fig. 3.36) se puede observar una distribución muy similar a *D. cornigera*, aunque a diferencia de esta última, el BPI no figura entre sus restricciones y se puede encontrar tanto en bordes con horizonte despejado como en bordes de rocas hundidas.

2.4.3. *Implementación de técnicas de inteligencia artificial para etiquetado automático de especies bentónicas en imágenes submarinas*

En todos los modelos predictivos de hábitat, es necesario incorporar información biológica para crear un mapa de distribución de los hábitats bentónicos. Estos modelos requieren de un número representativo de ubicaciones geográficas de ejemplares de las diferentes especies (Van Proosdij *et al.*, 2016). Dentro de todas las tareas necesarias para llevar a cabo un estudio cuyo eje principal sea el modelado predictivo de hábitat, el etiquetado de las

especies y sus localizaciones en las imágenes es una de las tareas que mayor tiempo consume.

A partir del algoritmo de detección automática descrito en este estudio utilizando la red entrenada, es posible obtener la ubicación de cada ejemplar sobre el ortomosaico, incluyendo sus coordenadas geográficas. Esta información puede por lo tanto alimentar directamente los modelos predictivos de microhábitats. Además, este enfoque puede contribuir también a automatizar la generación de mapas de densidad de especies bentónicas.

Aunque el rendimiento de la red de aprendizaje profundo YOLO v4 después del entrenamiento con el conjunto de datos personalizado es similar al de otras redes de detección de objetos reportadas en la literatura, hay margen para mejorar las cifras de éxito. Por ello, en trabajos futuros, existe margen para mejorar el conjunto de datos con más imágenes etiquetadas de forma manual y existe también la opción de utilizar un umbral de detección diferente para cada especie, lo que es probable que mejore la detección de especies pequeñas como *A. transiens*. La elección cuidadosa del umbral de superposición del algoritmo de supresión no máxima también debería ayudar con la identificación correcta de las muestras en las colonias de *D. cornigera*. Además, podría ser interesante entrenar la red con un mayor número de especies, para que el algoritmo se pueda utilizar en áreas más diversas.

Los resultados de este estudio muestran la utilidad de combinar algoritmos SfM y técnicas de IA para mejorar la descripción del circalitoral y el comportamiento de las especies que podríamos relacionar con otros factores como sus hábitos alimentarios. Estas descripciones tan detalladas también pueden ser útiles para mejorar los datos que dan soporte a la toma de decisiones relativas al establecimiento de medidas de seguimiento y gestión en el contexto de la planificación espacial, así como en los ámbitos de la Planificación espacial marina, red Natura 2000 o Estrategia marina.

3. Estimación *in situ* de los ratios de crecimiento de la esponja de profundidad *Asconema setubalense* usando fotogrametría tridimensional.



Imagen tomada por el ROTV Politolana a 490 metros de profundidad en el AMP El Cachucho en el año 2014 durante la campaña ECOMARG. En la imagen se puede observar en primer plano un ejemplar de la esponja de profundidad *Asconema setubalense*.

Este capítulo recoge el trabajo llevado a cabo para validar el uso de nuevas tecnologías de análisis de imagen aplicadas al seguimiento de AMPs, enfocado concretamente a la estimación de ratios de crecimiento de la esponja de profundidad *Asconema setubalense*. Esta investigación ha culminado en la publicación del artículo: Prado, E., Cristobo, J., Rodríguez-Basalo, A, Ríos, P., Rodríguez-Cabello, C. and Sánchez, F. (2021). *In situ growth rate assessment of the hexactinellid sponge Asconema setubalense using 3D photogrammetric reconstruction. Front. Mar.Sci.8:612613.*

Los avances obtenidos en este estudio son aplicables a los planes de seguimiento y monitorización de las AMPs, proporcionando datos muy valiosos sobre la evolución del estado ambiental a lo largo del tiempo de diferentes especies sésiles sensibles y estructurantes del hábitat 1170 y su capacidad de recuperación ante posibles impactos.

3.1. Introducción

Existen, en la actualidad, numerosas lagunas en el conocimiento con respecto a las tasas de crecimiento de muchos organismos bentónicos. Pero, el desconocimiento es especialmente alto en las esponjas de profundidad, de las que existen incluso aspectos biológicos básicos que aún se desconocen. Sin embargo, es evidente que las esponjas juegan un papel fundamental en las comunidades del fondo marino. Uno de los aspectos principales está ligado a su capacidad de filtración, eliminando hasta el 95% de bacterias y partículas del agua y el 90% del carbono orgánico disuelto, convirtiendo así partículas en suspensión y materia disuelta en alimento para otros animales. Los organismos suspensívoros, como las esponjas, presentes en los arrecifes pueden aprovechar concentraciones de materia orgánica disuelta (DOM) y bacterias, transfiriéndolas a su biomasa y utilizándolas en su respiración y dando lugar a la producción de desechos que pueden ser aprovechados por organismos detritívoros, como otras esponjas o bivalvos (pseudo) heces (Maier *et al.*, 2020; Fig. 3.40). Las esponjas desempeñan también un papel fundamental en la recirculación del carbono, silicio y nitrógeno; y son animales ricos en componentes químicos, algunos de los cuales están emergiendo como productos farmacéuticos innovadores (Maldonado *et al.*, 2012, 2020; Kahn *et al.*, 2015; Ercolano *et al.*, 2019).

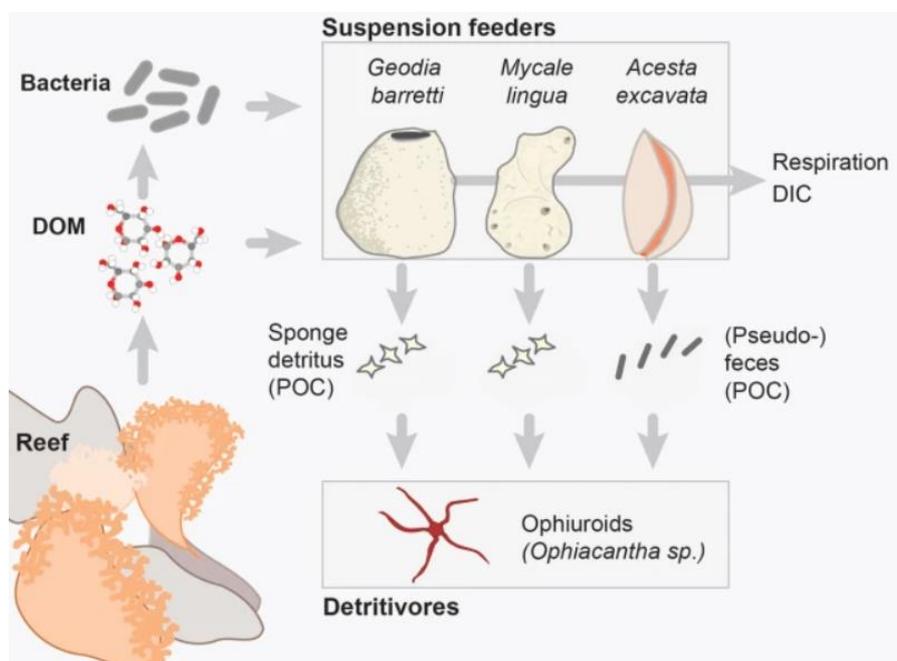


Figura 3.40. Posibles vías de reutilización de sustancias en arrecifes de coral de aguas frías. Fuente: Maier *et al.* (2020).

Desde la perspectiva de la biodiversidad, los hábitats de corales y esponjas de aguas profundas pueden ser considerados puntos o ecosistemas excepcionales. Las esponjas y sus agregaciones brindan refugio a otros animales, agregando complejidad y tridimensionalidad a los hábitats profundos, favoreciendo así el aumento de la biodiversidad en su entorno. Los grandes ejemplares de esponjas proporcionan un sustrato preferente o microhábitat para otros organismos bentónicos como los crinoideos, holoturias del orden Dendrochirotida y moluscos gasteropodos (Hogg *et al.*, 2010; Fig. 3.41). Estos complejos hábitats tridimensionales se han convertido en uno de los focos donde se centran actualmente muchos de los esfuerzos de conservación en las zonas profundas del océano.



Figura 3.41. Esponja hexactinellida del género *Rosella*. Fuente: Hogg *et al.*, (2010). Southeastern Weddell Sea; depth 155 m. J. Gutt, A. Starmans, W. Dimmler/AWI/Marum, Universidad de Bremen.

Se han realizado muy pocos estudios sobre la biología de las esponjas hexactinellidas dado que suelen habitar zonas profundas, mucho más allá de los límites del buceo, y por ello, el acceso a los lugares donde se encuentran resulta complicado. Muchos datos básicos de su biología siguen siendo desconocidos, como aspectos relacionados con su reproducción, hábitos alimentarios y crecimiento. En cambio, sí se han realizado estudios sobre estos aspectos para la hexactinellida de hábitat profundo *Rhabdocalyptus dawsoni* (Lambe, 1893), en un área accesible para el buceo (Leys y Lauzon, 1998).

Las esponjas hexactinellidas son muy vulnerables debido a su naturaleza, tamaño y fragilidad. Los artes de pesca y otros impactos antrópicos pueden dañarlas y destruirlas, poniendo en peligro estos hábitats. Por lo tanto, en los últimos años se han establecido numerosas AMP en base a la presencia de estos hábitats vulnerables (o esenciales). Se están realizando

estudios de seguimiento para monitorizar su grado de conservación de acuerdo con la Directiva de Hábitats de la UE.

La existencia de un AMP implica la regulación y el control de las actividades antrópicas. El establecimiento de este reglamento debe basarse en una investigación científica exhaustiva que se centre principalmente en la conservación y sostenibilidad de hábitats y especies vulnerables. La cuantificación de las tasas de crecimiento es un aspecto importante para establecer los tiempos de recuperación de los ecosistemas en caso de posibles impactos o daños. En la actualidad es recomendable establecer estrategias y directrices prácticas para el seguimiento *in situ* y la investigación de bajo impacto (no invasiva) de los hábitats de esponjas de profundidad (Hogg *et al.*, 2010). Es claramente necesario establecer metodologías de muestreos no destructivos o mínimamente invasivos, para poder adquirir y conformar series temporales de datos sin afectar a los propios hábitats vulnerables objeto de estudio.

Durante años, las tasas de crecimiento de las esponjas se han estudiado utilizando diferentes enfoques. Algunos estudios han realizado el seguimiento continuo del crecimiento en condiciones controladas de laboratorio (De Caralt *et al.*, 2003; Duckworth y Pomponi, 2005; Sipkema *et al.*, 2005), pero numerosas especies, especialmente las que habitan en profundidad, no sobreviven al cultivo en cautividad y deben ser estudiadas en su propio ámbito geográfico. Algunos otros métodos utilizados para medir el crecimiento son destructivos y causan la muerte del ejemplar, como los que requieren el registro del peso bajo el agua, el peso húmedo y el peso seco sin cenizas, o el método de datación por radiocarbono (Fallon *et al.*, 2010). Sin embargo, existen otros métodos no invasivos, como los que se basan en fotografiar y determinar la superficie de la esponja y que proporciona buenos resultados para especies de esponjas incrustantes (Ayling, 1983; Turón *et al.*, 1998; Garrabou y Zabala, 2001). Sin embargo cuando las esponjas crecen de forma tridimensional (masivas, ramificadas y otro tipo de morfometrías) necesitan para su medición enfoques diferentes, porque el área de superficie bidimensional no representa el crecimiento de dichos ejemplares. En estos casos, se hace necesario utilizar otros métodos no destructivos para medir las formas tridimensionales y el volumen de los organismos bentónicos sésiles (Abdo *et al.*, 2006; Koopmans y Wijffels, 2008). Este tipo de estudios generalmente se han realizado para especies de esponjas que habitan en zonas poco profundas, dado que son accesibles mediante técnicas de buceo (Hermans *et al.*, 2010). Sin embargo, las especies que habitan áreas profundas permanecen, en muchos casos, inaccesibles para estudios de descripción de aspectos biológicos como el crecimiento.

En las últimas décadas, los avances tecnológicos en el desarrollo y uso de vehículos submarinos y las técnicas de adquisición y procesamiento de imágenes han aumentado las posibilidades de acceder a estas áreas profundas y ampliar la gama de especies estudiadas. La fotogrametría tridimensional también se está revelando como un gran avance, permitiendo que los parámetros morfométricos se midan con mucha precisión a partir de imágenes. El uso de técnicas de Structure-from-Motion (SfM) en el medio marino está cada vez más extendido y se ha aplicado en estudios sobre la complejidad estructural de los arrecifes (Leon *et al.*, 2015; Ferrari *et al.*, 2016; Burns *et al.*, 2019), a la investigación de la influencia de la complejidad estructural en la biodiversidad y el agrupamiento de comunidades (Price *et al.*, 2019), así como en estudios de aguas profundas para lograr la estructura poblacional de los bosques de gorgonias utilizando el tamaño tridimensional de las colonias (Palma *et al.*, 2018; Prado *et al.*, 2019a, 2019b). Mediante fotogrametría 3D, ha sido posible cuantificar el crecimiento y la erosión externa de las colonias de coral de *Acropora* spp. (Ferrari *et al.*, 2017), las tasas de crecimiento de la longitud total de *Paragorgia arborea* (Linnaeus, 1758) y *Primnoa resedaeformis* (Gunnerus, 1763) (Bennecke *et al.*, 2016), y el crecimiento de nueve especies de coral (ramificado, masivo, y corales incrustantes) en el Archipiélago de Chagos, Océano Índico (Lange y Perry, 2020). Sin embargo, todos estos estudios se centran especialmente en el coralígeno, y resulta más difícil encontrar este tipo de metodologías aplicadas a las esponjas (Ríos *et al.*, 2020). Así se puede ver en Olinger *et al.*, (2019) donde se han utilizaron estas tecnologías para medir el volumen, el área de la superficie y realizar una estimación de la edad de 16 especies de esponjas asentadas en los restos del pecio Tibbetts frente a las costas de Cayman Brac, en el Mar Caribe.

La presencia de bosques de gorgonias y agregaciones de esponjas de aguas profundas en el Banco Le Danois propició su declaración como AMP El Cachucho por el Ministerio de Medio Ambiente español y su inclusión en red Natura 2000. Aunque no hay poblaciones densas de *A. setubalense*, su presencia en esta AMP ha sido confirmada por numerosos registros de ROV. Actualmente en El Cachucho se están realizando estudios cuyo objetivo es describir y observar la evolución de las poblaciones de *A. setubalense* en la parte más somera del banco, describiendo su distribución geográfica en un área de exclusión de las pesquerías de fondo (Sánchez *et al.*, 2017; Rodríguez-Basalo *et al.*, 2021). Además, se han realizado estudios de conectividad, y se ha analizado la presencia de las especies asociadas a estas poblaciones (Manjón-Cabeza *et al.*, 2021).

Las tasas de crecimiento de las esponjas de aguas profundas proporcionan valiosa información sobre su biología y su capacidad para poder recuperarse de posibles impactos, como el daño físico de la actividad pesquera. Se han publicado pocos estudios sobre hexactinellidas (Dayton, 1979; Leys y Lauzon, 1998; Dayton *et al.*, 2013; Fillinger *et al.*, 2013; Marliave, 2015), pero no se han llevado a cabo estudios previos sobre el crecimiento de *Asconema setubalense* en el entorno del mar Cantábrico.

Asconema setubalense Kent, 1870, es una esponja hexactinellida en forma de copa o jarrón que puede alcanzar grandes tamaños (Fig. 3.42). Esta especie solo se había registrado a grandes profundidades (93-4270 m) en el océano Atlántico norte (Tabachnick y Menshenina, 2007), pero, más recientemente, ha sido también registrada en el Mediterráneo durante una exploración con ROV (> 250 m) en el mar de Alborán, en el lugar conocido como 'Seco de los Olivos' (Pardo *et al.*, 2011), y también en la plataforma de la Isla de Alborán (Sitjà y Maldonado, 2014). A menudo se presenta formando agregaciones de alta densidad de especímenes. Las densidades de ocurrencia son difíciles de cuantificar, pero se han notificado que las esponjas hexactinellidas pueden alcanzar densidades de 4 a 5 ejemplares por m² (OSPAR, 2010).

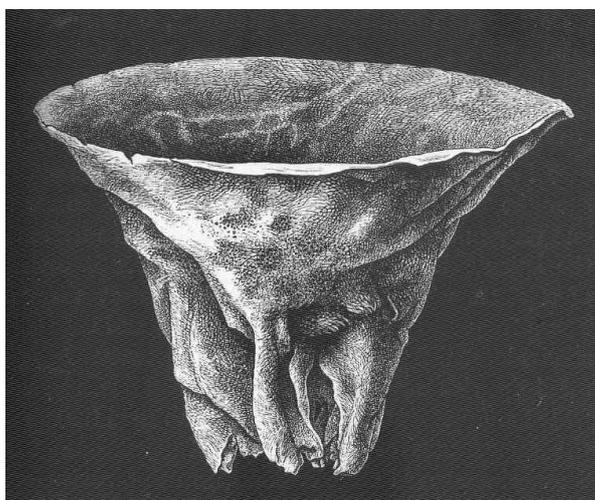


Figura 3.42. Dibujo de un ejemplar de *A. setubalense*. Fuente: Wyville, T.C. (1873). Imagen del Freshwater and Marine Image Bank de la Universidad de Washington.

En este estudio, se presenta una serie temporal de reconstrucciones fotogramétricas tridimensionales de ejemplares de esponja *Asconema setubalense* registrados a una profundidad de aproximadamente 550 m y, en base a la realización de medidas precisas sobre estos modelos 3D en diferentes años, se estiman las tasas de crecimiento en estos ejemplares.

3.2. Materiales y metodología

3.2.1. Área de estudio

El Banco Le Danois, también conocido como caladero de El Cachucho por los pescadores locales, es un extenso banco y monte submarino en alta mar rodeado de pendientes y un complejo sistema de cañones submarinos.

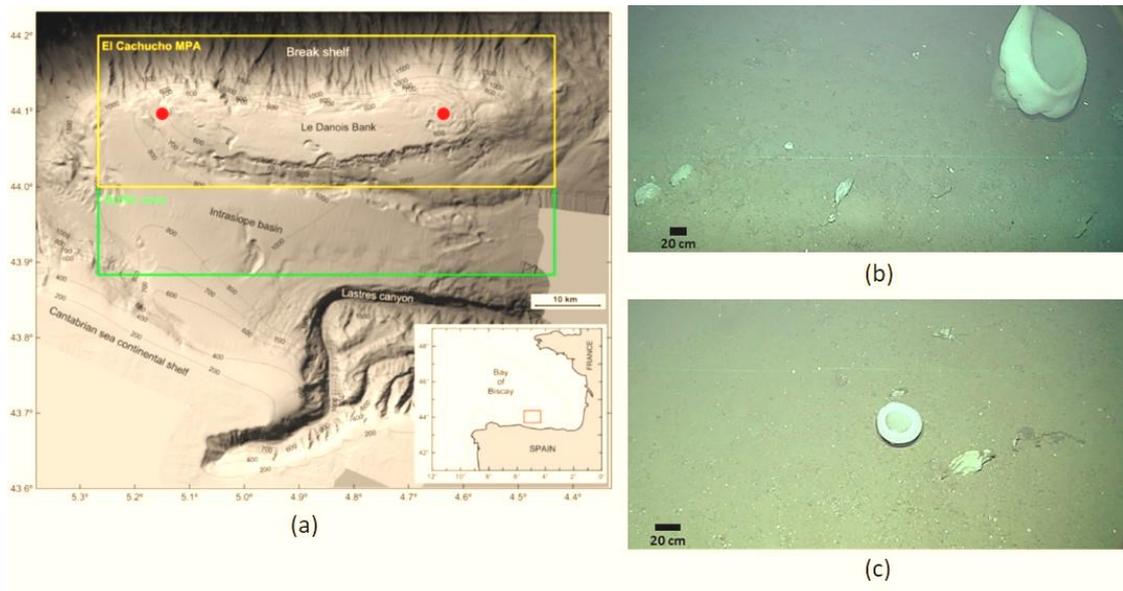


Figura 3.43. (a) Ubicación del AMP El Cachucho y algunos rasgos topográficos que caracterizan la zona. Los puntos rojos muestran la ubicación de las zonas de estudio con especímenes de *A. setubalense*; (b) zona 1; (c) zona 2.

Dentro de esta AMP, se seleccionaron para este estudio dos pequeñas zonas con numerosos ejemplares de *Asconema setubalense*, ubicadas sobre sustrato duro en el noroeste y noreste del banco (Fig. 3.43). Su rango batimétrico abarca desde los 540 hasta los 575 m de profundidad. En estas zonas los ejemplares de *A. Setubalense* crecen acompañados principalmente de otras esponjas como *Geodia* cf. *barretti* y *Phakellia robusta*, y también cnidarios, como *Callogorgia verticillata* (Fig. 3.44).

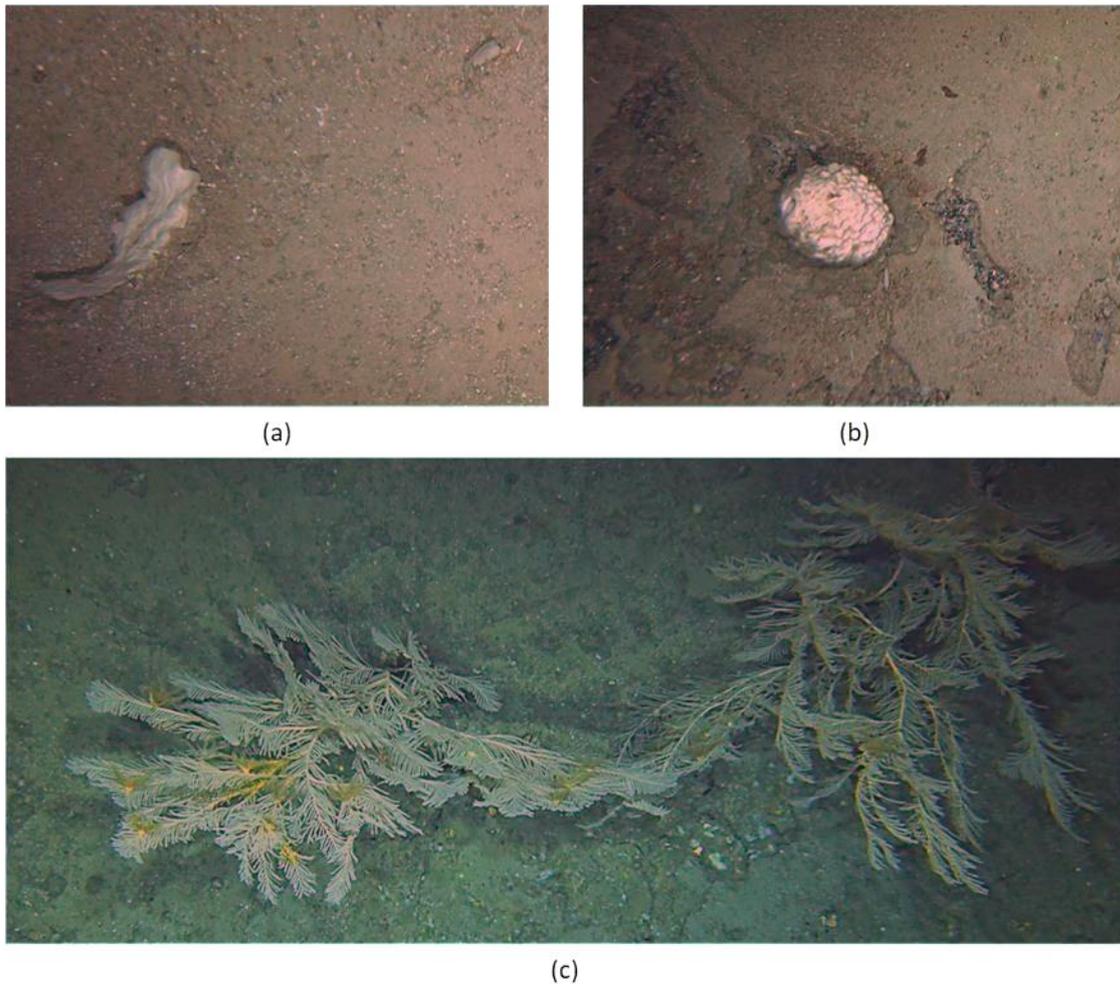


Figura 3.44. Ejemplares de típica fauna acompañante presente en las dos zonas de estudio; (a) *Phakellia robusta*; (b) *Geodia* cf. *barretti* y (c) *Callogorgia verticillata*.

Las dos zonas seleccionadas tienen a simple vista diferentes características en la población de *A. setubalense* presente en cada una de ellas. En la zona 1 (Fig. 3.43b), se localizan principalmente ejemplares de gran talla de *A. setubalense*, y apenas se registraron especímenes de menor tamaño; en contraposición, en la zona 2 (Fig. 3.43c), crecen ejemplares de tamaño pequeño y mediano, y no se han registrado ejemplares de gran porte. Ambas zonas muestran un sustrato principalmente rocoso presentando poca rugosidad en la morfología del fondo.

3.2.2. Campañas oceanográficas y adquisición de imágenes

La presencia en la zona de *A. setubalense* ha sido confirmada mediante la realización de numerosas campañas oceanográficas. Entre ellas, en el presente estudio se utilizó la

campana llevada a cabo en mayo de 2014, que formó parte del trabajo realizado para el estudio de esta zona y fue una de las fuentes de datos clave para favorecer su posterior declaración como Área Marina Protegida. Además, también se utilizaron las campañas oceanográficas realizadas en julio de 2017 y 2019. Estas últimas formaron parte del programa de seguimiento del estado de conservación del AMP. Las imágenes que conforman el set de datos multitemporal analizadas en este estudio fueron obtenidas concretamente durante las campañas ESMAREC_0514, ECOMARG_0717 y ECOMARG_0719, y en todas ellas se utilizó el vehículo submarino ROTV Politolana. Este vehículo, que ya ha sido descrito en los capítulos anteriores, adquiere simultáneamente imágenes fijas y vídeo Full HD, y los sincroniza con las variables ambientales del momento de adquisición.

La planificación de los transectos de adquisición de imágenes se ha realizado teniendo en mente el objetivo de seguimiento de la evolución y descripción del estado de conservación de la especie *A. setubalense*, que forma parte estructural del hábitat 1170 Arrecifes de la Directiva Hábitats dentro de esta AMP. Dada la alta fiabilidad del muestreo y posicionamiento del ROTV, ha sido posible repetir la observación de los mismos ejemplares de esponjas en los diferentes años de muestreo. Esta observación periódica y con condiciones de observación homogénea de los mismos ejemplares de *A. setubalense* es fundamental e imprescindible para el enfoque y realización de este trabajo. Esta operación es además operativamente muy difícil de llevar a la práctica, dado que a profundidades superiores a 500 m, localizar ejemplares concretos de una especie objetivo que a menudo no superan los 50 cm de tamaño supone un gran desafío. Los transectos de vídeo adquiridos en diferentes años (Fig. 3.45 y 3.46) se utilizaron para generar los modelos tridimensionales. La cámara utilizada es una cámara de vídeo Full-HD (Sony HD-700CX) con dos focos LED (12,600 lúmenes / 6,000 Kelvin) y dos punteros láser integrados junto al sistema de imagen. Los punteros láser paralelos separados por 20 cm proporcionan un método de escalado y validación geométrica para las imágenes adquiridas.

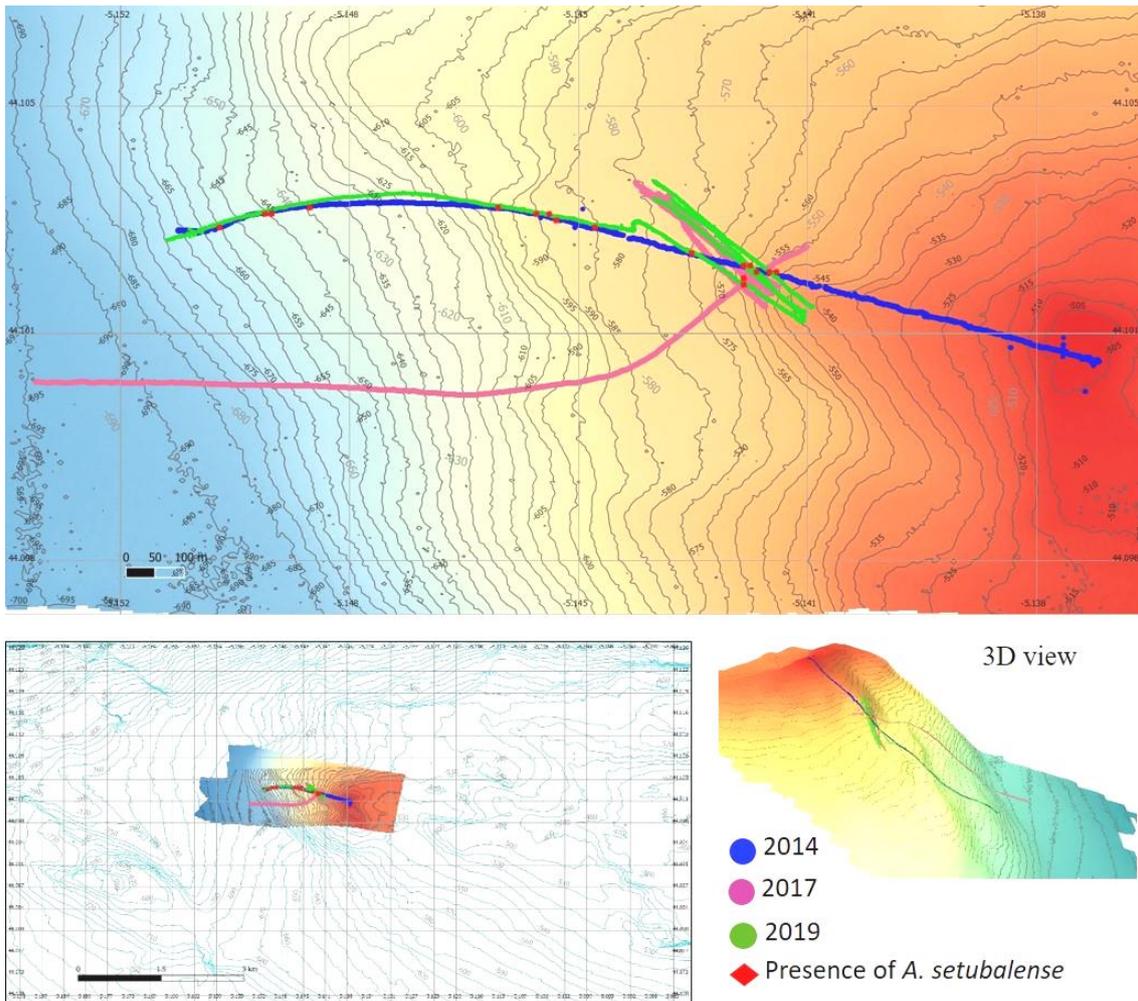


Figura 3.45. Zona de estudio 1: características batimétricas, adquisición temporal de imágenes y presencias de ejemplares de *A. setubalense* en la zona.

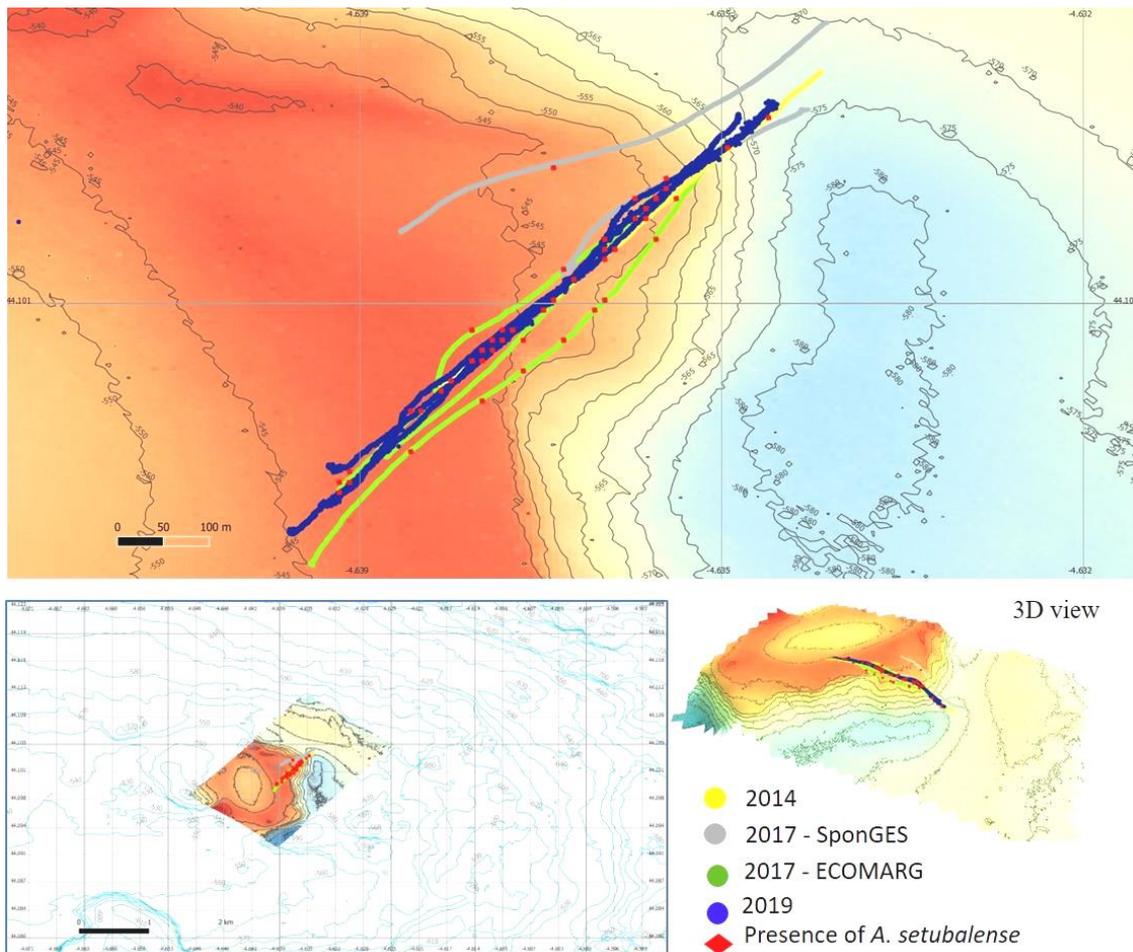


Figura 3.46. Zona de estudio 2: características batimétricas, adquisición temporal de imágenes y presencias de ejemplares de *A. setubalense* en la zona.

3.2.3. Reconstrucciones fotogramétricas tridimensionales

El primer paso del proceso de imágenes se basa en seleccionar zonas específicas de las áreas de interés donde aparezcan los mismos ejemplares de *A. setubalense* observados en las diferentes fechas de muestreo. Para estos puntos concretos se han creado modelos tridimensionales utilizando las imágenes adquiridas en los años 2014, 2017 y 2019 utilizando el software Pix4D Mapper Pro. En este proceso se utiliza una secuencia de imágenes para cada año de forma independiente, extraídas a partir de los transectos de vídeo grabados. Pix4D utiliza la técnica denominada SfM o estructura a partir de movimiento, que puede describirse como el proceso de estimar la estructura tridimensional de una escena a partir de un conjunto de imágenes 2D adquiridas desde diferentes puntos de vista. A partir de este proceso el software genera nubes de puntos densas en 3D (Fig. 3.47), modelos digitales de

superficie (MDS) y ortomosaicos mediante la integración de las mediciones de puntos, la calibración de la cámara y los datos de posición de la cámara en el momento de la toma de cada una de las imágenes. Por último, se utilizan punteros láser paralelos proyectados en el fondo y registrados en las imágenes para refinar la escala de los modelos tridimensionales. Toda la información ha sido georreferenciada en un sistema cartográfico (UTM-WGS84). En la figura 3.47 se puede ver un ejemplo de una de las nubes de puntos tridimensional donde puede apreciarse uno de los ejemplares de esponja *A. setubalense* que forma parte de este estudio.

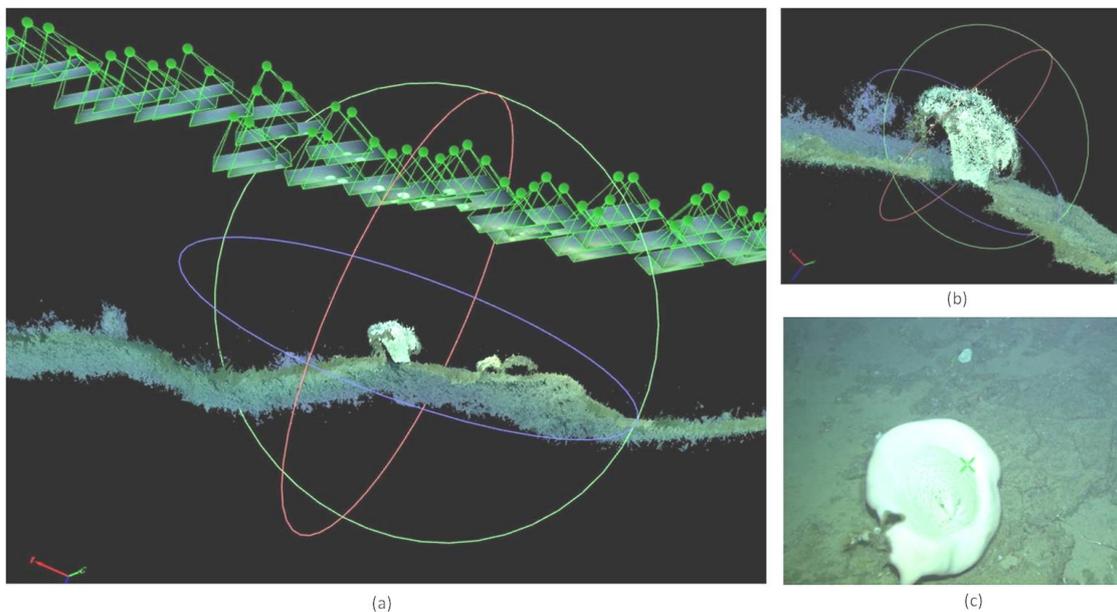


Figura 3.47. (a) Vista lateral de la nube de puntos 3D; (b) Detalle de *A. setubalense* en la nube de puntos tridimensional y (c) Fotograma extraído del vídeo original.

3.2.4. Evaluación de errores de modelos tridimensionales

El uso de las coordenadas de localización de la cámara en el momento de la toma de las imágenes, permite a las técnicas SfM escalar y georreferenciar los modelos tridimensionales generados en un sistema de referencia cartográfico. Sin embargo, para afinar este escalado y además poder evaluar la incertidumbre de las medidas realizadas en los modelos, se utilizan otras escalas de referencia. Estas escalas son distancias conocidas y constantes entre dos puntos, para este estudio se utilizaron dos tipos de escalas diferentes. El primer tipo han sido escalas formadas por la proyección sobre el fondo de punteros láser paralelos incluidos en el sistema de la cámara. Estos punteros láser están separados por 20 cm y cuando quedan

registrados en las imágenes en una superficie plana se utilizan para ajustar la escala de los bloques 3D. El segundo tipo fueron distancias tomadas entre puntos del fondo que permanecen invariantes en el tiempo, como puede ser el tamaño de una roca (Fig. 3.48). Estas distancias se toman en un año de observación y se trasladan como escalas de referencia al segundo año de la serie, procediendo así a ajustar la escala de los modelos entre sí. Estas escalas fueron escogidas de forma que fueran cercanas a cada uno de los ejemplares de *A. setubalense* evaluados en este estudio. En la imagen el ejemplar de *A. setubalense* objeto de mediciones aparece resaltado en verde.

También se evaluaron los errores de reproyección calculados para los modelos tridimensionales. La distancia entre el punto calculado en la nube de puntos 3D y reproyectado en cada imagen y el punto original en las imágenes nos proporciona el error de reproyección. Este parámetro puede ser usado para validar la consistencia interna del modelo.

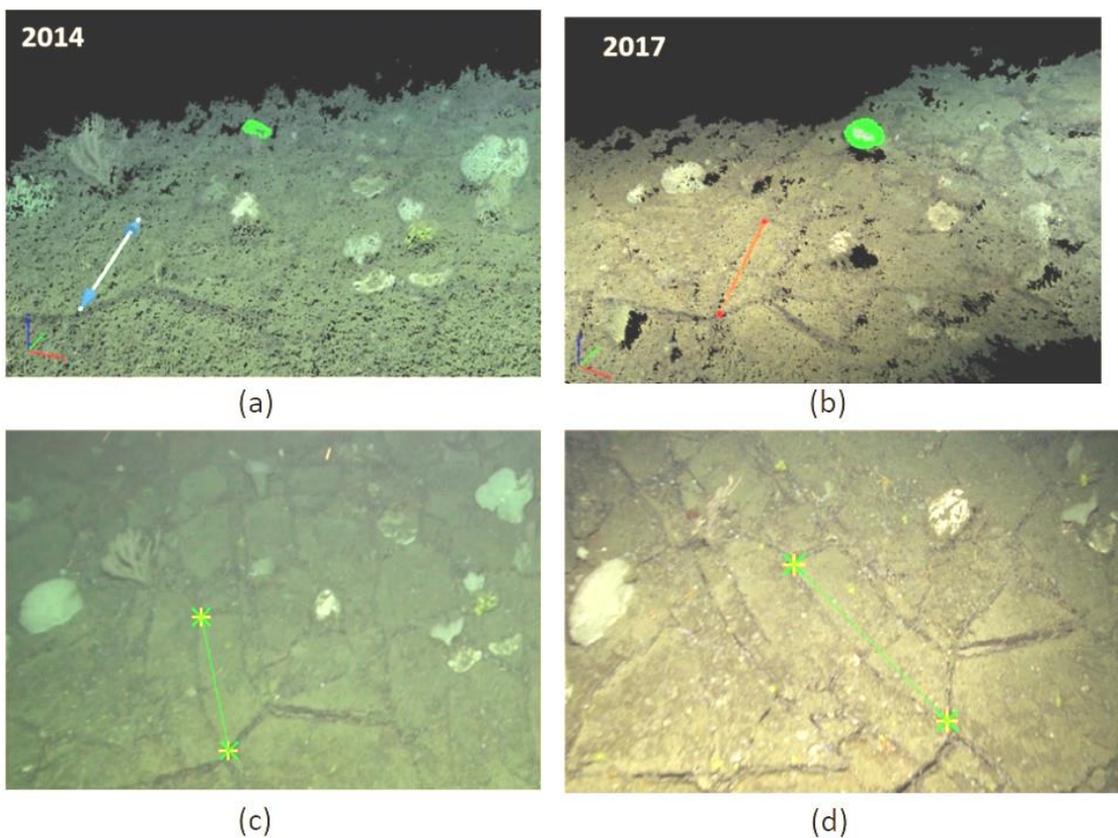


Figura 3.48. Distancia constante utilizada para escalado fino entre bloques 3D (0,88 m). Distancia marcada en nube de puntos 3D: (a) 2014 y (b) 2017. Distancia en un fotograma de vídeo donde se pueden ajustar los vértices de la escala: (c) 2014 y (d) 2017.

3.2.5. Cálculo de tamaños y edades de *A. setubalense*

El tamaño de los ejemplares de *A. setubalense* se ha medido en los modelos tridimensionales, sobre las nubes de puntos 3D, para cada año de muestreo. Como parámetros para definir los tamaños o tallas de los diferentes ejemplares y teniendo en cuenta la forma que adoptan los ejemplares de esta especie en su desarrollo, se han utilizado el diámetro, la altura, el área de superficie máxima de la copa y el perímetro externo (Fig. 3.49). Para la estimación del diámetro se utiliza el promedio de cuatro diámetros cruzados tomando como puntos extremos los puntos más altos que forma la copa de los ejemplares. El perímetro y el área de la superficie se han medido sobre el borde más externo de la copa de las esponjas y para el área se utiliza el área de la superficie que encierra dicho perímetro. La altura de los especímenes fue la distancia desde la base hasta la parte más alta de los ejemplares (superficie externa superior o corona). Si la base no era visible, se tomaba un punto cercano a dicha base sobre el sustrato donde se asentaba el ejemplar.

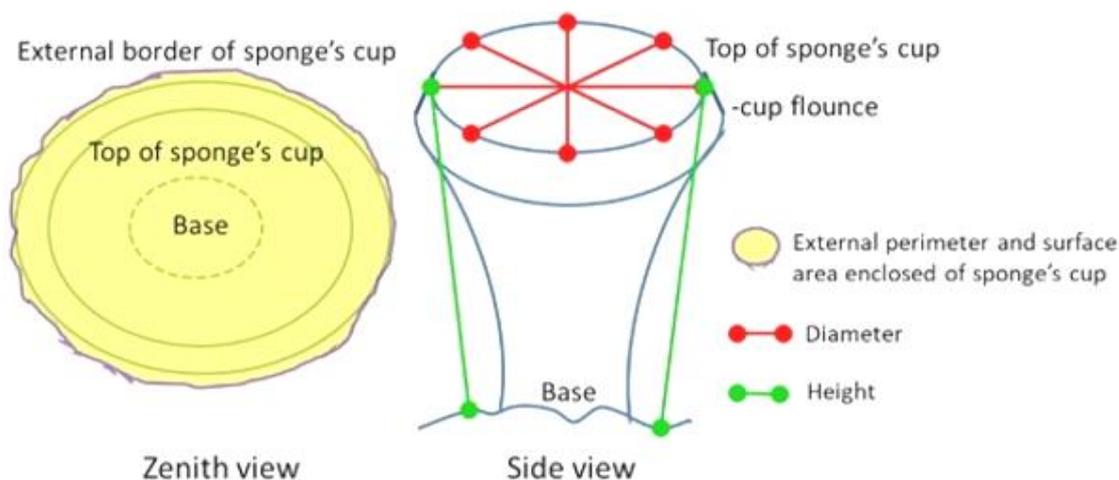


Figura 3.49. Diagrama de los parámetros medidos para definir el tamaño de los ejemplares de *A. setubalense* en este estudio.

Se han podido medir 2 ejemplares de *A. setubalense* en la zona 1 y 15 en la zona 2 para los diferentes años que conforman la serie temporal de imágenes.

En la mayoría de los casos las nubes de puntos no reconstruyen completamente los ejemplares y aparecen huecos o áreas de sombra. Esto imposibilita tener una reconstrucción detallada del ejemplar completo, sobre todo para los ejemplares de mayor tamaño. Además, en algunos casos la nube de puntos no fue lo suficientemente densa para reconstruir la complejidad morfológica de algunos especímenes que se han desarrollado con formas muy

irregulares. Por todo ello, el volumen de las esponjas no se pudo medir directamente en la nube de puntos tridimensional, por falta de detalle en la definición del cuerpo completo de cada ejemplar. Sin embargo, en la definición de la forma de la copa, al ser la parte superior, no existen habitualmente elementos que la oculten, y es lo que mejor queda registrado en las imágenes, y en consecuencia se reconstruye completamente en los modelos 3D. Aunque en los ejemplares más grandes la base está oculta por su propia copa, debido a la presencia de un volante o alero, los puntos en el fondo marino adyacentes a la base siempre se pueden utilizar como puntos de base para medir la longitud o la altura. Todas las mediciones se realizaron con las herramientas que posee el propio software Pix4D para medir distancias sobre nubes de puntos 3D (Fig. 3.50). Para agregar una mayor precisión a las formas digitalizadas sobre la nube de puntos tridimensional, el software permite seleccionar objetos geométricos (polilínea o superficie) en la vista 3D y corregir la posición de los vértices, marcándolos en al menos dos imágenes 2D, que tienen una resolución mayor que las nubes de puntos. A partir de todas estas medidas y, de cara a obtener las tasas de crecimiento, se utilizaron las diferencias en el diámetro promedio, la altura (longitud), el perímetro de la copa y el área de la superficie de la copa de las mismas esponjas medidas en las diferentes fechas que componen la serie temporal. En la figura 3.50 se puede ver un ejemplo de las medidas tomadas para caracterizar los tamaños de los especímenes de *A. setubalense*, las mediciones se realizaron en una nube de puntos 3D (Fig. 3.50 a, c, e); y se corrigieron las posiciones de los vértices marcándolos en imágenes 2D (fotogramas de vídeo) de mayor resolución espacial que la nube de puntos tridimensional (Fig. 3.50 b, d, f).

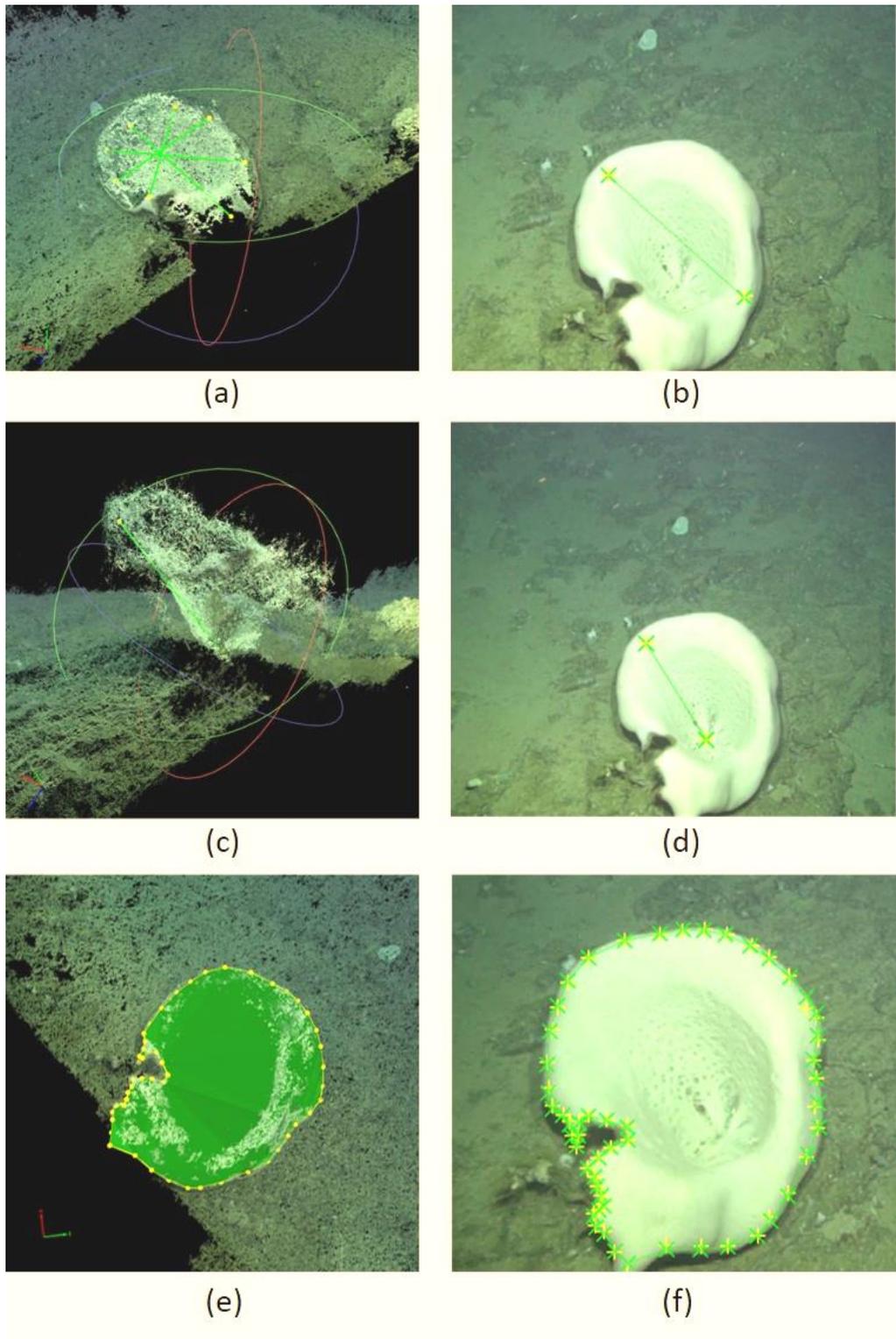
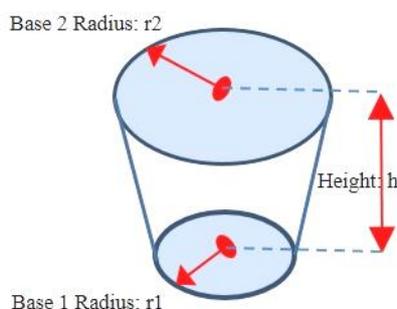


Figura 3.50. Medidas tomadas para caracterizar los tamaños de los especímenes de *A. setubalense*: (a, b) Diámetro; (c, d) Altura; (e, f) Perímetro de copa externo y área de superficie de copa encerrada.

El volumen es un parámetro muy importante a la hora de describir la talla de una esponja, dado que se puede relacionar con su capacidad de filtración del agua y por lo tanto podría también relacionarse con su proceso de alimentación. Pero, como se ha comentado, debido a la falta de definición de las nubes de puntos tridimensionales generadas, el volumen no se pudo medir directamente y por lo tanto se ha propuesto para su cálculo una aproximación de la forma de los ejemplares de *A. setubalense* a una figura geométrica regular, un cono truncado (Fig. 3.51). Esta figura geométrica es bastante similar al desarrollo típico descrito de los ejemplares de *A. setubalense*. La aproximación a una figura geométrica regular se ha utilizado para el cálculo del volumen de la esponja barril gigante *Xestospongia muta* (Schmidt, 1870) en las comunidades de arrecifes de coral del Caribe (McMurray *et al.*, 2008). Para el cálculo del volumen del cono truncado al que se aproximan los ejemplares se utilizan parámetros medidos directamente, a excepción del radio de la base, que se estimó a partir de las imágenes en 1/5 del tamaño de la copa en los ejemplares de gran tamaño de la zona 1; y, de 1/3 en los ejemplares de menor talla en la zona 2. Dado que el parámetro del volumen de los ejemplares no se pudo medir directamente sobre los modelos tridimensionales, no se utiliza dicho parámetro para los cálculos posteriores de ratios de crecimiento o cálculo de la edad; y dicho parámetro se considera solo una aproximación para ser utilizada de manera descriptiva para las ejemplares de *A. setubalense* que forman parte de este estudio.



$$V = 1/3 \pi (r_1^2 + r_1 r_2 + r_2^2) h$$

Figura 3.51. Diagrama de forma geométrica de cono truncado utilizado para el cálculo del volumen de *A. setubalense*.

Para estimar la edad de los ejemplares y obtener un modelo de curva de crecimiento para la especie *A. setubalense* en la zona de estudio, los rangos de crecimiento medidos entre las diferentes fechas se ajustaron al modelo Von Bertalanffy (1938), un modelo matemático utilizado para describir el crecimiento individual y que ha demostrado ser muy acertado para describir el proceso de crecimiento observado en la mayoría de las especies de peces. Este y

otros modelos similares de crecimiento de especies consideran que el tamaño corporal de los ejemplares se encuentra relacionado con la edad. El modelo es el siguiente:

$$L(t) = L_{\infty} * [1 - \exp(-K * (t - t_0))]$$

Donde $L(t)$ es el tamaño en función de la edad; L_{∞} es el tamaño máximo que puede alcanzar la especie o puede denominarse también el tamaño asintótico; K es el parámetro de curvatura que determina cuánto de rápido crecen las muestras. K se obtiene de la pendiente de la ecuación lineal que ajusta la relación entre el incremento del parámetro de tamaño y el tiempo. Finalmente, $(t - t_0)$ es el incremento de tiempo para el que se calcula la ecuación. Para estimar los parámetros de crecimiento t_0 , K y L_{∞} se utilizó la metodología de Gulland y Holt (1959).

3.3. Resultados

3.3.1. Fotogrametría tridimensional

Se han reconstruido 3 modelos tridimensionales de 2014, 4 modelos de 2017 y 1 modelo de 2019 (Tabla 3.8), cada uno de ellos cubriendo diferentes superficies de fondo marino, en un rango que va desde 80 a 1000 m², e incluyendo cada modelo tridimensional uno o varios ejemplares de *A. setubalense*. Los modelos tienen un tamaño de píxel, resolución espacial o GSD promedio de 0,28 cm.

Tabla 3.8. Resumen de las características de los modelos 3D e identificación de los ejemplares de *A. setubalense* localizados en ellos.

Year	Study zone	Specimen ID	Calibrated images	Median of keypoints per image	Average GSD (cm)	Area covered (m ²)	3D points for bundle block adjustment	Average point density (per m ²)	Mean reprojection error (pixel)
2014	1	A01	101	11.680	0,28	82	94.215	774.822	0,266
	1	A02	101	11.766	0,34	99	81.916	428.233	0,27
		A3, A4,							
	2	A5, A7, A8, A9	391	11.583	0,33	920	342.147	111.574	0,253

	1	A02	904	7.298	0,26	1.156	739.317	1.77e+06	0,165
	2	A05, A12	411	9.622	0,26	1.050	352.929	1,06e+06	0,223
2017	2	A06, A08, A09, A10	191	10.492	0,23	348	253.194	863.739	0,206
		A13, A14,							
	2	A15, A16, A17	116	10.405	0,29	275	148.271	296.894	0,201
2019	1	A01	631	85.40	0,21	498	749.214	3,23e+06	0,155

3.3.2. Evaluación de la precisión

Todos los modelos han sido geolocalizados, orientados y escalados dentro del proceso de ajuste de haces utilizando como base las coordenadas geográficas de las posiciones de la cámara en el momento de adquisición de las imágenes. Sobre los bloques tridimensionales que contaban en sus imágenes con el registro de punteros láser proyectados sobre el fondo se aplicó un proceso de reajuste fino de la escala. Además, con el fin de asegurar el ajuste relativo entre modelos 3D en diferentes fechas, se tomaron además como escalas distancias invariantes entre fechas, como por ejemplo la distancia entre dos rocas situadas sobre el fondo. Estas distancias se miden en un modelo tridimensional para una fecha dada y se usan a continuación como escala de referencia en el proceso de escalado fino del bloque generado para otra fecha.

A continuación se presenta las escalas utilizadas para los bloques 3D que se han generado y utilizado en este estudio:

- E0514_TV30_f1790_f1890 (2014): calibrado con 2 escalas de distancias invariantes naturales del fondo de E0719_TV04_045 (2019). Ejemplar A01.
- E0514_TV30_f1900_f2000 (2014) calibrado con 3 escalas de distancias invariantes naturales del fondo de E0717_TV51_20 (2017). Ejemplar A02.
- E0514_TV28_f520_f925 (2014) calibrado con 4 escalas, distancias invariantes naturales del fondo de E0717_TV23_f1015_f1205 (2017). Ejemplares A03, A04, A05, A07, A08 y A09.
- E0717_TV51_20 (2017) calibrado con 4 escalas de punteros láser y 1 escala de distancia invariante natural del fondo de E0514_TV30_f1900_f2000 (2014). Ejemplar A02.

- E0717_TV23_f580_f990 (2017) y E0717_TV23_f1015_f1205 (2017) modelos orientados y escalados a partir de las coordenadas de las cámaras en el momento de la toma de imágenes. Ejemplares A05, A12, A06, A08, A09 y A10.
- E0717_TV23_f1245_f1390 (2017) calibrado con 2 escalas de punteros láser. Ejemplares A13, A14, A15, A16 y A17.
- E0719_TV04_045 (2019) calibrado con 4 escalas de punteros láser. Ejemplar A01.

Los errores medios de reproyección expresados en píxeles se muestran en la Tabla 3.8. Todos los valores estaban por debajo de 0,5 píxeles.

Se utilizaron algunas medidas independientes, que no han sido utilizadas para el ajuste fino de la escala, para indicar la incertidumbre geométrica entre modelos tridimensionales de diferentes fechas (Tabla 3.9). Todas las diferencias encontradas entre las mismas medidas invariantes realizadas en diferentes años fueron inferiores a 10 mm. Si la incertidumbre entre estas distancias invariantes se mantiene constante entre modelos, se asume que las diferencias detectadas en el tamaño de los especímenes de *A. setubalense* deben ser causadas por el crecimiento experimentado por los ejemplares.

Esta evaluación de la incertidumbre en las mediciones no se ha realizado para el modelo E0717_TV23_f1245_f1390 (2017), dado que todos los ejemplares localizados en esta zona habían desaparecido en 2019, por lo que no resultó imposible realizar mediciones comparativas entre años.

Tabla 3.9. Mediciones independientes entre modelos 3D para obtener la incertidumbre de los datos.

Cte. Distances (m)		Differences (mm)	
	E0514_TV30_f1790_f1890 (2014)	E0719_TV04_045 (2019)	
D1	0,3421	0,3392	2,97
D2	0,5476	0,5455	2,09
	E0514_TV30_f1900_f2000 (2014)	E0717_TV51_20 (2017)	
D4	0,6172	0,6157	1,55
D5	0,9475	0,9448	2,69
	E0514_TV28_f520_f925 (2014)	E0717_TV23_f580_f990 (2017)	
D6	0,4511	0,4425	8,85
D7	0,7527	0,7449	7,86
	E0514_TV28_f1520_f1925 (2014)	E0717_TV23_f1015_f1205 (2017)	
D8	0,5379	0,5462	-8.28
D9	0,7833	0,7737	9.66

3.3.3. Ratios de crecimiento y edad de *A. setubalense*

Se ha conseguido medir los tamaños de 2 ejemplares (A01, A02) de *A. setubalense* en la zona 1, y 5 ejemplares (A05, A06, A08, A09 y A10) en la zona 2, en los modelos tridimensionales de las diferentes fechas de evaluación. Los resultados de estas medidas en los diferentes años de la serie temporal se muestran en la Tabla 3.10 y se representan en la Figura 3.52. En esta última figura se muestran los tamaños alcanzados por los ejemplares de *A. setubalense* en 2014 y 2017 según los parámetros que se han escogido para definir su tamaño. Para la representación del tamaño del ejemplar A01 registrado en 2014 y 2019, se realizó una interpolación lineal para calcular su tamaño en 2017 donde no se obtuvieron datos.

El incremento de tamaño mínimo registrado fue cero, o crecimiento nulo, para el espécimen A02 de la zona 1. Este ejemplar fue el más grande observado, alcanzando un valor de más de 1 m de altura y casi 1 m de diámetro. El incremento máximo de tamaño registrado entre fechas fue de 11 cm en diámetro y se detectó para los ejemplares A08 y A09 entre los años 2014 y 2017; 14 cm en altura para A10 entre 2014 y 2017; 65 cm en perímetro de copa para el ejemplar A05 entre los años 2014 y 2017; y 0,11 m² en área de superficie de copa para A01 entre 2014 y 2019. Por otro lado, el mayor incremento en volumen fue de 27 l para el ejemplar A01 entre los años 2014 y 2019.

Tabla 3.10. Mediciones de tamaño realizadas para los ejemplares en la zona 1 y zona 2 (2014, 2017 y 2019) e incrementos de crecimiento calculados para cada uno de los parámetros medidos.

	Diameter (m)	Height (m)	Perimeter (m)	Area (m ²)	Volume (m ³)	Year
Growth rate: total / per year	(m) / (m.year ⁻¹)	(m) / (m.year ⁻¹)	(m) / (m.year ⁻¹)	(m ²) / (m ² .year ⁻¹)	(m ³) / (m ³ .year ⁻¹)	Days between samples
A01	0,580	0,485	2,925	0,420	0,053	214
	0,641	0,598	3,333	0,530	0,0800	2019
	0,060 / 0,012	0,114 / 0,022	0,408 / 0,080	0,110 / 0,022	0,027 / 0,0053	1.858
A02	0,954	1,107	4,120	1,241	0,325	2014
	0,955	1,108	4,466	1,245	0,325	2017
	0,001 / 0,0	0,001 / 0,0	0,347 / 0,114	0,004 / 0,001	0,0 / 0,0	1.112
A05	0,171	0,254	0,681	0,033	0,003	2014
	0,255	0,345	1,329	0,110	0,008	2017
	0,084 / 0,027	0,091 / 0,030	0,647 / 0,211	0,077 / 0,025	0,005 / 0,0016	1.119
A06	0,020	0,046	0,100	0,001	0,0	2014
	0,086	0,121	0,329	0,008	0,0003	2017
	0,066 / 0,021	0,075 / 0,024	0,229 / 0,075	0,007 / 0,002	0,0003 / 0,0001	1.119
A08	0,159	0,170	0,589	0,021	0,0015	2014

	0,271	0,248	0,939	0,067	0,0047	2017
	0,112 / 0,027	0,077 / 0,025	0,350 / 0,114	0,046 / 0,015	0,0032 / 0,001	1.119
A09	0,158	0,175	0,716	0,034	0,0018	2014
	0,271	0,263	1,111	0,087	0,0073	2017
	0,113 / 0,036	0,088 / 0,029	0,395 / 0,129	0,053 / 0,017	0,0055 / 0,0018	1.119
A10	0	0	0	0	0	2014
	0,084	0,139	0,339	0,008	0,0006	2017
	0,084 / 0,027	0,139 / 0,045	0,339 / 0,110	0,008 / 0,003	0,0006 / 0,0002	1.119

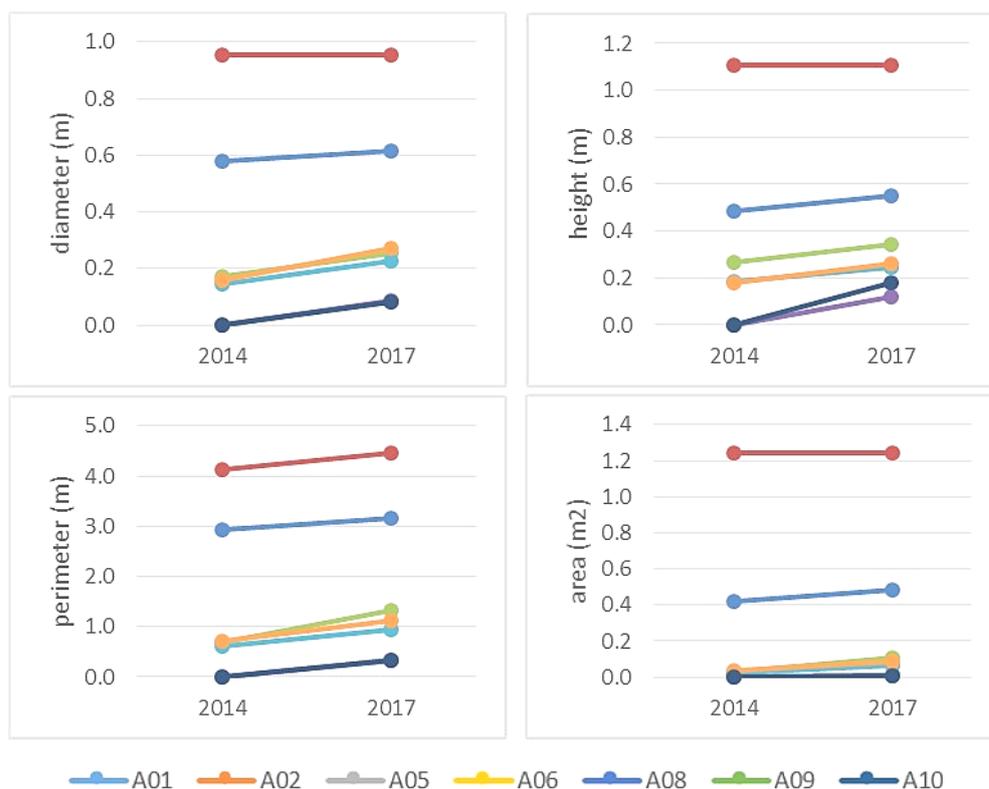


Figura 3.52. Tamaño alcanzado por los ejemplares de *A. setubalense* en 2014 y 2017 según los parámetros de tamaño.

Las tasas de crecimiento anual promedio registradas para los ejemplares fueron $2,2 \text{ cm año}^{-1}$ en diámetro; $2,5 \text{ cm año}^{-1}$ en altura; $11,9 \text{ cm año}^{-1}$ en perímetro externo de la copa y $121,8 \text{ cm}^2 \text{ año}^{-1}$ en el área de la superficie que encierra el perímetro externo de la copa.

Las mayores tasas de crecimiento correspondieron a los ejemplares más pequeños, tanto en diámetro como en altura, siguiendo una tendencia exponencial con R^2 muy alto (Fig. 3.53). Sin embargo, el perímetro externo de la copa de los ejemplares de *A. setubalense* y el área de superficie de copa revelan una relación diferente. En los ejemplares más pequeños no se ha detectado un incremento alto en el desarrollo de la copa, dado que son ejemplares que

parecen concentrar sus esfuerzos en el aumento de altura y diámetro, pero no se observa que posean una copa donde exista un marcado volante o alero (Fig. 3.54). En la figura 3.54 se muestran ejemplares de *A. setubalense* de diferentes tamaños. Se pueden observar diferentes grados de desarrollo del volante o alero que habitualmente presenta la copa: (a y b) ejemplares de pequeño tamaño sin volante; (b) ejemplar de talla media de *A. setubalense* donde se aprecia un pequeño desarrollo del desarrollo del volante; (c) ejemplar de gran tamaño con un notable alero o volante en la copa. Este tipo de desarrollo de la copa se registra en los ejemplares de tamaño mediano y se estabilizó nuevamente en los ejemplares grandes (Fig. 3.53). El desarrollo del volante o alero de la copa parece que no presenta una relación clara con el tamaño del ejemplar (altura y diámetro) y, en consecuencia, se considera arriesgado relacionarlo con la edad de una forma simple. Por lo tanto, para el estudio de la curva de crecimiento y edad se seleccionaron los otros dos parámetros que describen la talla, diámetro y altura.

Para estimar los parámetros de crecimiento, se hicieron dos supuestos para L_{∞} y t_0 . Se utilizó como L_{∞} o tamaño máximo de crecimiento de la especie, el espécimen A02 de la zona 1 en el que no se detectó crecimiento en diámetro o altura entre las fechas evaluadas de 2014 a 2019. Y para t_0 , dado que hubo un ejemplar que no apareció en la primera fecha, su tamaño en la primera fecha se consideró cero.

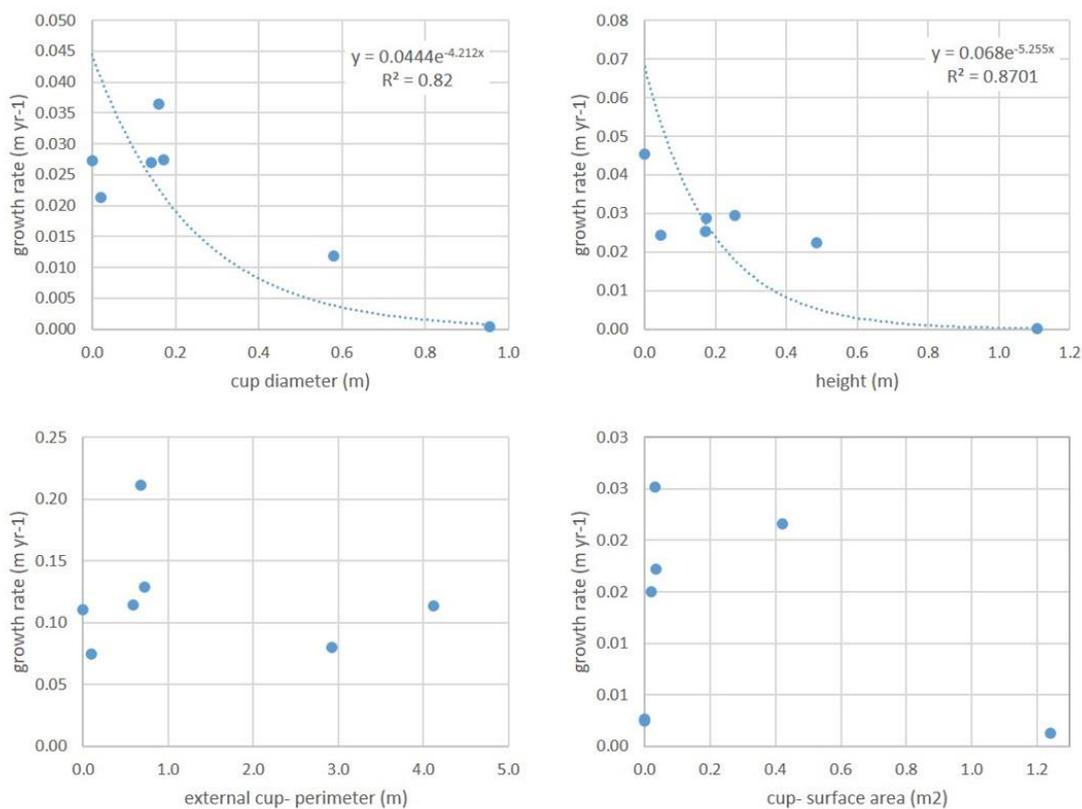


Figura 3.53. Relación entre las tasas de crecimiento anual y los tamaños de los especímenes de *A. setubalense* definidos por los cuatro parámetros elegidos (diámetro, altura, perímetro externo de la copa y área de la superficie de la copa).

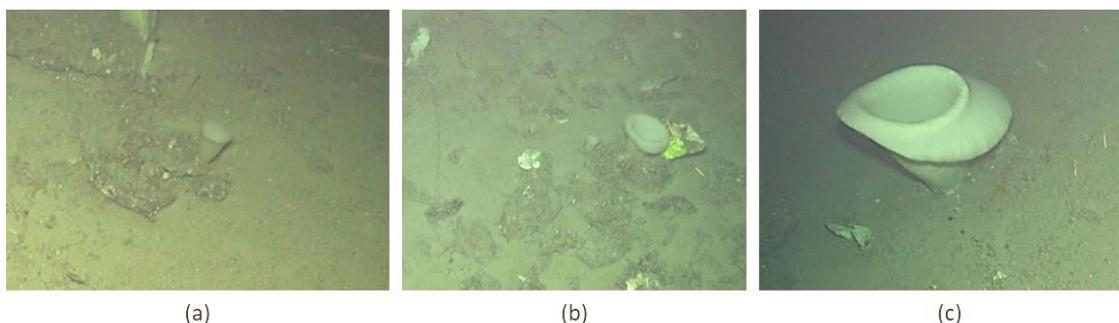


Figura 3.54. Ejemplares de *A. setubalense* de diferentes tamaños con diferentes grados de desarrollo del volante que habitualmente presenta la copa.

Estas asunciones implican cierto grado de incertidumbre en ambos parámetros. Para L_{∞} , dado que el tamaño muestral es pequeño, asumir que entre estos ejemplares se encuentra el que establece el mayor tamaño de la especie es arriesgado. Por otro lado no existen muchos datos de esta especie en la bibliografía y desde luego es el ejemplar de mayor tamaño registrado en este AMP hasta la fecha y además se detectó un crecimiento nulo en el

intervalo de años muestreados por lo cual se considera correcta la asunción. Para el otro parámetro t_0 , hay que considerar que el método empleado no permite determinar el momento exacto en que se fijaron las larvas al sustrato, y tampoco distinguir ejemplares de un tamaño menor a la resolución de las imágenes, así que de esta forma se están desestimando los primeros meses de desarrollo del ejemplar y esos meses se convierten en una incertidumbre asociada al parámetro t_0 . Pero, es cierto que dada la extensión de la serie de años abarcada desde 2014 hasta 2019, esta incertidumbre no debería afectar mucho a la curva final de crecimiento. Además de nuevo existe muy poca información en la literatura sobre la forma de fijación de las larvas de esta especie de esponja de profundidad al sustrato y cómo se produce el desarrollo en sus primeros meses de vida.

Por lo tanto, con estos datos de entrada se estimó un modelo de crecimiento para *A. setubalense* en el Banco Le Danois (Fig. 3.55). Los resultados muestran una curva en la que la tasa de crecimiento disminuye según aumenta el tamaño de los ejemplares.

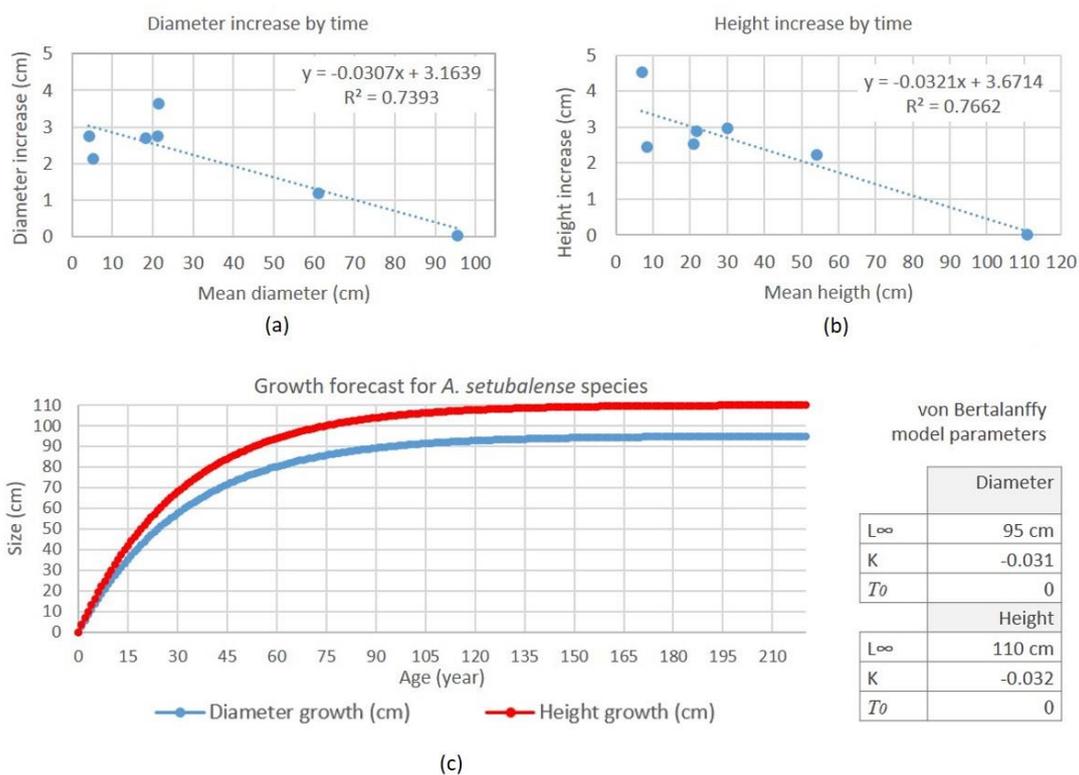


Figura 3.55 (a, b) K o parámetro de curvatura, pendiente de la ecuación lineal que ajusta la relación entre el incremento de tamaño (diámetro y altura) y el tiempo; (c) curva del modelo de crecimiento para *A. setubalense* según la función de Von Bertalanffy.

Teniendo en cuenta los indicadores de tamaño utilizados en este estudio y basado en el modelo de crecimiento de Von Bertalanffy, el espécimen más grande, A02 o L_{∞} alcanza el

95% del tamaño máximo a los 98 años de edad. Sin embargo, esta esponja registra una tasa de crecimiento muy baja a partir de los 60 años, con una variación de menos de 0,5 cm al año. Las edades calculadas a partir de la altura de los ejemplares medidos en este estudio fueron: A01, 19 años; A05, 9 años; A06, 4 años; A08 y A09, 7 años; y A10, 3 años.

3.4. Discusión

3.4.1. Fotogrametría tridimensional

Los estudios realizados hasta la fecha y que basan su metodología en mediciones realizadas sobre imágenes planas tienen ciertas limitaciones, ya que muchas especies bentónicas sésiles tienen desarrollos tridimensionales (por ejemplo, corales ramificados y esponjas masivas). Poder contar con una reconstrucción tridimensional detallada del fondo oceánico a muy alta resolución espacial permite avanzar en el tipo de parámetros a medir, aumentando las posibilidades que las metodologías basadas en mediciones planas ofrecen. Los modelos 3D son por lo tanto, capaces de resolver la evaluación y descripción de hábitats bentónicos tridimensionalmente complejos. Además, las medidas 3D se pueden correlacionar de forma sencilla con parámetros biofísicos de las especies como la biomasa (Palma *et al.*, 2018; Ríos *et al.*, 2020).

La precisión de los modelos tridimensionales reconstruidos, que muestra una incertidumbre promedio menor a 10 mm en distancias invariantes entre años, garantiza unos valores muy bajos de incertidumbre geométrica, y validan la aplicación de este enfoque para la evaluación de las tasas de crecimiento de este tipo de esponjas de profundidad. Los valores medios de error de reproyección se han mantenido siempre por debajo de 0,3 píxeles, y se asume que un valor menor de 2 píxeles puede indicar la efectividad de las aproximaciones basadas en SfM para crear reconstrucciones 3D de alta precisión de hábitats submarinos (Burns y Delparte, 2017).

La resolución del vídeo, las coordenadas de la trayectoria y los ángulos de observación durante la adquisición, determinan la calidad de las nubes de puntos tridimensionales. La presencia en dichas nubes de puntos de huecos o la escasa densidad de puntos en ciertas zonas del modelo limitan el uso que puede hacerse de este producto cartográfico para

mediciones tridimensionales y definición detallada de ejemplares, como la obtención del volumen. Pero hay que tener en cuenta aquí, que en zonas profundas, utilizando vehículos submarinos es operativamente muy complejo obtener imágenes que observen desde todos los ángulos y consigan una vista completa de los ejemplares. Esto es prácticamente imposible si el tipo de vehículo utilizado es remolcado. Este registro completo de especímenes es más fácil de lograr a través de trabajos de buceo, ya que los buzos pueden acceder a los especímenes con mayor facilidad y, por lo tanto, obtener imágenes de mayor calidad (Olinger *et al.*, 2019). Sin embargo, la calidad de los modelos 3D obtenidos con ROTV son adecuados para realizar mediciones en el espacio 3D que se pueden utilizar para definir con precisión el tamaño de las esponjas y su variación en el tiempo. Los modelos 3D generados por fotogrametría a partir de vídeos de ROV se pueden utilizar para obtener tasas de crecimiento de corales y se pueden aplicar a vídeos recopilados con fines de monitorización de hábitats de interés (Bennecke *et al.*, 2016; Ferrari *et al.*, 2017).

3.4.2. Ratios de crecimiento

Las esponjas de las que han podido realizar medidas de precisión a lo largo de la serie histórica que abarca un periodo de 6 años (2014 -2019), cubren todo el rango de tamaños de los individuos; desde un nuevo espécimen (recluta), hasta un ejemplar que parece haber alcanzado su tamaño máximo en esta zona de estudio. La tasa de crecimiento anual promedio de las esponjas medidas de 2014 a 2019 usando esta aproximación de fotogrametría 3D fue de 2,2 cm al año en diámetro; 2,5 cm al año en altura; 11,91 cm al año en perímetro externo de la copa y 121,8 cm² al año en área cubierta por la superficie de la copa. La tasa de crecimiento mínima registrada fue 0 o crecimiento nulo, para el ejemplar de mayor talla en diámetro y altura. Y las tasas máximas de crecimiento anual registradas fueron 3,64 cm al año en diámetro y 4,54 cm al año en altura, que corresponden a especímenes de pequeño tamaño, lo que indica que para *A. setubalense*, la tasa de crecimiento disminuye con el aumento del tamaño de los animales, como se observa en Leys y Lauzon (1998).

Estos resultados obtenidos para *Asconema setubalense* son similares a las tasas de crecimiento de la esponja hexactinellida *Rhabdocalyptus dawsoni* estimadas en los fiordos de Columbia Británica (Leys y Lauzon, 1998). La tasa de crecimiento promedio de *R. dawsoni* medida en el transcurso de 3 años fue de 1,98 cm al año; con un mínimo detectado de -0,76 cm al año, y un máximo de 5,7 cm al año. En cuanto al volumen, se obtuvo una variación

promedio entre fechas para *A. setubalense* de 1.438 ml al año; con un mínimo de 0 ml al año, y un máximo de 5.300 ml al año, diferenciándose de la esponja hexactinellida *R. dawsoni* para la que se han descrito variaciones promedio de volumen de 167 ml al año. Sin embargo, en otra especie hexactinellida *Rossella racovitzae racovitzae* (Topsent, 1901) y utilizando un método de datación por radiocarbono, la tasa de crecimiento lineal de esta esponja se estimó en alrededor de 2,9 mm al año (Fallon *et al.*, 2010), lo que supone una tasa de crecimiento aproximadamente 10 veces menor que la calculada para *A. setubalense*.

La serie de datos más larga que se conoce sobre hexactinellidas se compone de una monitorización de las poblaciones de la esponja hexactinellida *Anoxycalyx* (*Scolymastra*) *joubini* (Topsent, 1916) realizadas durante casi 50 años (Dayton *et al.*, 2013). Esta especie se considera la esponja antártica de mayor tamaño existente, con individuos que pueden alcanzar una altura de más de 2 metros. Durante un primer período de 22 años, desde 1967 hasta 1989, no se registró ningún crecimiento para *A. (S.) joubini*; sin embargo, en 2004 y 2010, se observó que los ejemplares de esta especie habían crecido casi un 30% de su tamaño, lo que demuestra la existencia de tasas de crecimiento rápidas según las especies. Este estudio además revela la posibilidad de la existencia de posibles variaciones en las tasas de crecimiento de las esponjas en función de las condiciones ambientales, la disponibilidad de alimentos y otros factores (Ellwood *et al.*, 2007).

3.4.3. Estimación de edades

La estimación de la edad de los ejemplares de *A. setubalense* se realizó utilizando el conocido modelo general de crecimiento Von Bertalanffy, que es utilizado de manera habitual para el análisis y modelado del crecimiento de vertebrados. Sin embargo, esta función también ha sido utilizada en estudios de determinación de la edad de las esponjas (McMurray *et al.*, 2008). Actualmente, no existe en los estudios previos una descripción de una función de crecimiento específico para las esponjas hexactinellidas. Sobre la base de los incrementos de crecimiento medidos de forma directa, los ejemplares de *A. setubalense* prácticamente alcanzan su tamaño máximo aproximadamente a los 60 años. A partir de ahí, los ejemplares varían de forma muy lenta (<0,5 cm al año). El ejemplar de tamaño más grande considerado en este estudio y que alcanza aproximadamente 1 metro de altura (y 95 cm de diámetro) bien podría tener más de 120 años, aunque es muy difícil a través de imágenes estimar la edad una vez que un animal ha dejado de crecer. Se han obtenido resultados comparables en

estimación de edades para otra esponja hexactinellida *Rhabdocalyptus dawsoni* (Leys y Lauzon, 1998). Estos autores estimaron 220 años de edad para ejemplares grandes (1 m de longitud) basándose en el supuesto de una tasa de crecimiento constante. Teniendo en cuenta que la tasa de crecimiento no es constante, sino que disminuye a medida que las esponjas crecen, estas son posiblemente estimaciones conservadoras de las edades de *R. dawsoni* de grandes dimensiones (Leys y Lauzon, 1998). Las edades estimadas se duplican cuando se ha utilizado un enfoque diferente, a través del uso de la metodología de datación por radiocarbono, se han llegado a estimar una edad de unos 440 años para la esponja hexactinellida *Rossella racovitzae* (Fallon *et al.*, 2010).

Es evidente, que los ejemplares registrados de *A. setubalense* en estos 6 años conforman una muestra de pocos ejemplares para poder obtener una curva que se pueda extender a toda la especie, aunque es cierto que dentro de la muestra, los diferentes tamaños de los ejemplares están bastante bien representados, incluyendo desde un recluta dentro del período de tiempo hasta un ejemplar de gran tamaño en el que no se registró variación de talla durante los últimos 6 años. No obstante, es necesario seguir investigando, aumentando el número de ejemplares, aumentar el registro temporal de datos, estudiando si existen cambios en el crecimiento que respondan a variaciones estacionales dentro de una misma zona, y si existen diferencias en las tasas de crecimiento de *A. setubalense* entre distintas áreas geográficas.

3.4.4. Mortalidad

De todos los ejemplares observados en este estudio, 14 ejemplares de *A. setubalense* observadas en la zona 2 estaban muertas en 2017 y 2019. El tamaño de los ejemplares cuando se registraron por última vez con vida variaba de entre 10 a 40 cm de diámetro y de entre 10 a 50 cm de altura. Como ya se ha comentado, era precisamente esta zona de estudio donde se localizaban los especímenes de menor tamaño. En algunos casos, los restos biológicos de los ejemplares de *A. setubalense* muertos aún podrían observarse en el fondo (Fig. 3.56a y b). Esto podría indicar que, en esos casos, no ha transcurrido mucho tiempo entre la toma de la imagen y la muerte de los ejemplares.

La desaparición de ejemplares hace sospechar que por alguna causa desconocida se está produciendo un evento de mortalidad en esta especie en la zona de estudio 2. Se comprobó que solo se vieron afectados ejemplares de *Asconema*, permaneciendo intactos los ejemplares de otras esponjas que se hallaban a pocos centímetros de los ejemplares

desaparecidos. Esto podría indicar un factor de estrés específico de la especie. Además, en algunas imágenes se han podido observar algunos ejemplares que presentaban manchas marrones sobre su superficie que habitualmente se muestra blanca (Fig. 3.56c), lo que nos lleva a sospechar que podría ser una infección bacteriana lo que podría estar detrás de la muerte de estos especímenes.

Para verificar esta hipótesis son necesarios más datos, así como la recolección de muestras de ejemplares que puedan ayudarnos a identificar posibles patógenos que afectan a esta especie. Un evento similar, pero durante un período de tiempo más largo (40 años), ocurrió con 35 grandes hexactinellidas antárticas de la especie *A. (S.) joubini*. En 1974, se registraron 35 especímenes, seis de los cuales estaban muertos en 1977, y ninguno estaba vivo en 2010, posiblemente por infestaciones del anfípodo *S. antarctica* (Dayton *et al.*, 2013).

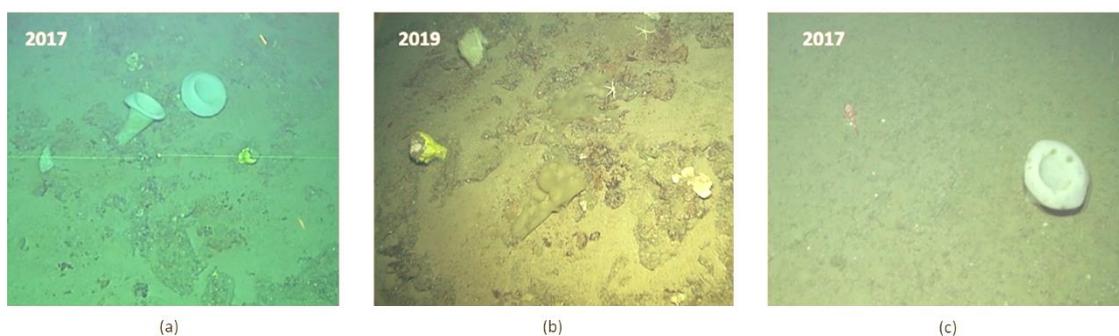


Figura 3.56. (a) Dos ejemplares de *A. setubalense* registrados en 2017; (b) Mismos ejemplares muertos en 2019. Sus restos se pueden observar en la imagen de 2019 y (c) Ejemplar de *A. setubalense* en la zona 2 con manchas marrones.

Desafortunadamente, existen muchos organismos marinos bentónicos cuyas tasas de crecimiento no se han descrito nunca. Los indicadores de crecimiento de las especies bentónicas contribuyen al conocimiento de su biología y, estas tasas de crecimiento se pueden utilizar para determinar las edades de los individuos y describir las poblaciones que conforman. Además, la tasa de crecimiento es un parámetro fundamental para los estudios de la capacidad de recuperación de los ecosistemas ante posibles impactos. Esto es especialmente relevante en especies que estructuran hábitats vulnerables o Hábitats Esenciales para Peces (EFH) que son fundamentales para la buena conservación de otros grupos faunísticos.



Fotografía: Elena Prado

Capítulo IV

Conclusiones

1. Conclusiones

Los mares de la Unión Europea cubren una gran amplitud y cuentan con gran riqueza de hábitats y especies. La UE aplica políticas de regulación que pretenden lograr la protección del medio marino y un uso sostenible de sus recursos. La Agencia Europea de Medio Ambiente comunicó en 2015 el mal estado de muchas especies y hábitats marinos y concluyó que los mares de Europa no se pueden considerar salubres ni limpios (AEMA, 2015). En 2020, dicha Agencia comunicó que la pérdida de biodiversidad marina en los mares de Europa no se había detenido y un elevado porcentaje de los estudios sobre especies y hábitats marinos presentaban un estado de conservación desfavorable o bien un estado desconocido (AEMA, 2020). La figura 4.1 muestra la clasificación de la AEMA del estado de los mares de Europa en lo relativo a la biodiversidad.

Queda en evidencia que desde la UE se apremia a los países miembros a aumentar el conocimiento que favorezca un uso sostenible de los océanos garantizando la conservación de sus hábitats. Para la mayoría de las diferentes estrategias de conservación, las Áreas Protegidas son una herramienta clave. La CE define las zonas marinas protegidas como aquellas creadas con el objetivo principal de conservación de la naturaleza. Para que sean eficaces, las zonas marinas protegidas deben contar con objetivos claros y acciones bien gestionadas basadas en los mejores conocimientos científicos existentes (CE, 2015).

Como se describió en el Capítulo I del presente documento, la superficie marina que cae bajo el amparo de alguna de las figuras medioambientales de protección está aumentando en los últimos años de forma rápida. Y, según aumenta el número y superficie cubierta por la red de Áreas Marinas Protegidas se hace necesario avanzar y mejorar en las herramientas que hagan posible el seguimiento y gestión de dicha red. En estos momentos, España sigue avanzando en su objetivo de proteger el 30% de las aguas marinas españolas, coherente con los objetivos que se ha fijado la UE y Naciones Unidas, que apuestan por alcanzar el 30% de superficie terrestre y marina protegida cuando finalice esta década.

Los programas de monitorización o seguimiento de AMPs pueden considerarse como el conjunto de acciones que, basándose en las aptitudes, capacidades y competencias particulares, permiten cumplir satisfactoriamente la función para la cual fue creada el área protegida (Cifuentes *et al.*, 2000). Deben consistir en metodologías sistemáticas y ordenadas, definidas para responder una serie de preguntas relativas a como la protección del área favorece al mantenimiento de los procesos ecológicos y reduce la pérdida de la

biodiversidad, como afectan las medidas de gestión implementadas, e incluso puede incluir evaluaciones sobre cómo el área ha mejorado las condiciones de vida de las comunidades cercanas.

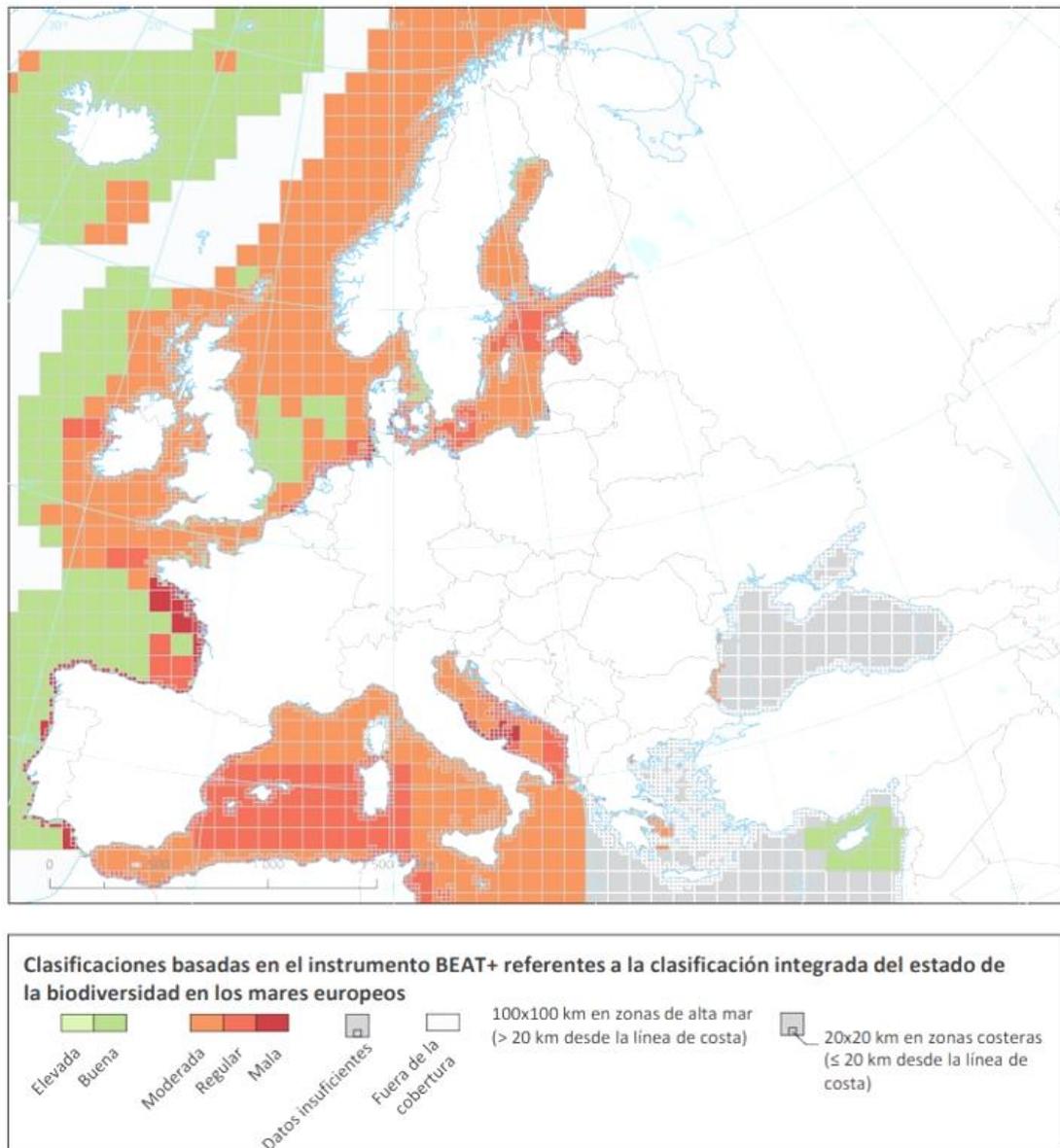


Figura 4.1. Clasificación de la AEMA del estado de los mares de Europa en lo que se refiere a la biodiversidad. Fuente: AEMA (2020)

Estos planes de seguimiento de AMP pueden ser complejos y abarcar por lo tanto un gran número de aspectos diferentes, pero sea cual sea el aspecto a evaluar lo habitual es dar respuesta a todas esas cuestiones a partir de la generación de indicadores.

Los indicadores que pueden utilizarse en la evaluación de los aspectos más básicos sobre el estado de los hábitats vulnerables dentro de un AMP, se basan, en la mayoría de los casos,

en evaluaciones cuantitativas sobre las poblaciones o especies estructurantes que conforman dichos hábitats vulnerables, como área cubierta; ganancia o pérdida de superficie de ocupación, densidad de ejemplares, biodiversidad, tallas, etc. (Lester y Halpern, 2008; Claudet y Guidetti, 2010; Giakoumi *et al.*, 2017).

A la vista de todo esto, resulta fundamental avanzar en el conocimiento detallado de las especies estructurantes que conforman los hábitats vulnerables que se recogen dentro de la Directiva Hábitat de la UE desde un punto de vista cuantitativo y detallado.

La fotogrametría submarina y la inteligencia artificial representan herramientas de bajo coste no destructivas para la monitorización de diferentes hábitats marinos. Este enfoque consigue una mayor resolución y proporciona medidas cuantitativas, permitiendo la integración de la información obtenida en un entorno GIS. Sin embargo, la aplicación de estas herramientas a los hábitats de aguas profundas aún se encuentra en una etapa temprana.

1.1. *Descripción de tamaño y forma de especies bentónicas sésiles de desarrollo complejo*

Los estudios sobre la estructura poblacional de los diversos organismos que habitan las AMP son fundamentales para el seguimiento de su estado ambiental y también son relevantes de cara a evaluar la efectividad de las medidas de gestión implementadas en dichas zonas.

Numerosos organismos que sustentan los hábitats tridimensionalmente complejos en el ámbito marino, poseen a su vez, una forma tridimensionalmente compleja, que desarrollan según crecen en tamaño. Las mediciones de volumen, biomasa o superficie son especialmente importantes para definir especies de forma precisa, determinar patrones de crecimiento o estructura de población, entre otros parámetros. Las esponjas y los corales muestran una gran variedad de morfologías, y esto dificulta enormemente la obtención de medidas repetibles y precisas de tamaño o biomasa.

Esta tesis presenta el primer estudio de precisión de la estructura de la población de una especie de *Placogorgia* en el mar Cantábrico a una profundidad de entre 500 a 600 m. Esta gorgonia es la principal especie estructurante de un jardín de coral de aguas profundas dentro del AMP de El Cachucho. El estudio se ha basado en un método de alta resolución espacial y no invasivo, aportando datos valiosos sobre el estado de la población de esta especie significativa dentro del AMP.

La determinación de la distribución de tamaños, densidades, orientaciones y otros parámetros poblacionales mediante este método de alta resolución, representa un avance considerable en el estudio de agregaciones de gorgonias. Los resultados obtenidos son cruciales para incrementar el conocimiento de la zona y su relación con otros parámetros de interés como la fauna acompañante, la biodiversidad, los estudios de crecimiento, EFH, etc.

Además, el tamaño y forma de los organismos sésiles, como esponjas y corales, están directamente relacionados con la cantidad de alimento a la que tienen acceso. Así, para las esponjas, la cantidad de alimento es directamente proporcional a la cantidad de agua que pueden bombear (Leys *et al.*, 2011). Por lo tanto, es importante poner a punto metodologías que permitan evaluar la forma y el tamaño de los ejemplares de las diferentes especies. La relación de estos parámetros con las tasas de filtración de las diferentes especies de esponjas es un asunto complejo de evaluar, más si cabe en las zonas profundas, y hasta ahora apenas se ha abordado, con la excepción de algunos experimentos realizados con campanas de monitoreo colocadas en el fondo (Yahel *et al.*, 2007; Maldonado *et al.*, 2012, 2017; De Goeij *et al.*, 2017). La posibilidad de poder relacionar tamaño con volumen e incluso medidas de biomasa es fundamental para poder comprender procesos básicos de la biología de las especies (Palma *et al.*, 2018; Ríos *et al.*, 2020).

Los métodos comunes para medir la superficie, el área y el volumen de los organismos marinos incluyen el desplazamiento de agua (Jokiel *et al.*, 1978) y la inmersión en parafina (Stimson y Kinzie, 1991; Veal *et al.*, 2010) y requieren en todos los casos de la extracción de los especímenes y por lo tanto su muerte. El uso de metodologías extractivas suele estar prohibido para especies altamente vulnerables o en áreas de especial conservación. Por lo tanto, es muy importante desarrollar y validar metodologías no invasivas para obtener parámetros morfométricos de las diferentes especies y, posteriormente, establecer las relaciones empíricas entre las características biológicas y la morfometría de los ejemplares. Las metodologías basadas en SfM proporcionan una alternativa valiosa para abordar estos estudios desde una perspectiva no invasiva.

En esta línea, se ha realizado por primera vez una descripción precisa de la composición de la comunidad y caracterización del hábitat de una agregación de esponjas roca en el mar Cantábrico (Ríos *et al.*, 2020). En dicho estudio, la fotogrametría proporciona estimaciones precisas de la superficie y perímetro de los ejemplares de la especie estructurante de esta comunidad, *Neoschrammeniella* aff. *Bowerbankii*. Usando una metodología no invasiva SfM y relaciones empíricas de tamaño de individuos y biomasa/volumen obtenidas en laboratorio

para *N. aff. bowerbankii*, se pudo estimar la biomasa y el volumen total que aporta esta especie en el área de estudio.

Por tanto, los resultados cartográficos de alta resolución pueden aumentar la velocidad, la escala y la precisión de la evaluación morfométrica de las especies. Además, las metodologías basadas en SfM son cuantitativas y replicables, por lo que estas técnicas permiten una observación detallada y espacialmente explícita del cambio de la comunidad a lo largo del tiempo en lugar de descripciones únicamente cualitativas (Ferrari *et al.*, 2016).

1.2. Modelado predictivo de microhábitat basado en fotogrametría tridimensional y técnicas de aprendizaje profundo.

La utilización de modelos predictivos de idoneidad de hábitat se puede considerar un enfoque muy extendido dentro de la gestión de espacios marinos. Sin embargo, es difícil encontrar estudios donde estos modelos se apliquen en escalas de detalle, y que a su vez introduzcan la automatización de parte de las tareas relevantes dentro del flujo de trabajo, ambos aspectos apenas han sido abordados en la actualidad.

En esta tesis se ha presentado un estudio que demuestra como, utilizando un enfoque SfM y variables derivadas del terreno a escalas centimétricas, se pueden diseñar modelos predictivos de microhábitats con niveles de confianza muy altos. Los modelos de reconstrucción tridimensional de un área de circalitoral rocoso de la plataforma continental del mar Cantábrico ha permitido la caracterización de algunos hábitats en esta zona, extrayendo variables de terreno del modelo 3D para encontrar los principales factores que explican la ubicación de las especies. Esta aproximación detallada es especialmente relevante en hábitats complejos que presentan un alto fraccionamiento de hábitats y comunidades. Los modelos tridimensionales generados, la interpretación automática de las imágenes y los modelos de idoneidad de hábitats han permitido avanzar en el conocimiento de los factores que afectan a la distribución espacial de ejemplares de diferentes o de la misma especie a escalas muy finas.

Además, dicho estudio proporciona una primera aproximación a la automatización en el proceso de interpretación de las imágenes submarinas. Esta información que se está convirtiendo en la base de numerosos estudios oceanográficos, ofrece a los científicos una información muy valiosa acerca de la presencia de las especies y sus patrones de distribución

sobre el fondo. Sin embargo, el análisis de dichas imágenes tiene asociada la problemática de su dificultad, la necesidad de un alto grado de especialización por parte del personal analista y el enorme tiempo que consume. Por ello, se ha presentado esta alternativa, basada en algoritmos de aprendizaje profundo que consiguen realizar un etiquetado automático del contenido de las imágenes y alimentar de forma rápida los modelos de idoneidad de hábitat.

Este último aspecto de rapidez en la explotación cuantitativa de la información proporcionada por vehículos submarinos que portan cámaras es en la que se ha centrado el estudio realizado el Sistema de Cañones de Capbreton (Abad *et al.*, 2021). Esta zona está siendo objeto de estudio en la actualidad para su posible proposición como zona LIC de Red Natura 2000 en el contexto del proyecto INTEMARES. El estudio presenta una primera descripción y cartografiado del hábitat 1170 Arrecifes, basado en la distribución de una de las principales especies estructurantes del mismo (*Dendrophyllia cornígera*) en la parte circalitoral de esta zona de estudio. La localización e identificación del coral amarillo, se basó en más de 7500 fotografías utilizando un método de etiquetado y localización de ejemplares completamente automático. Las arquitecturas de redes neuronales utilizadas en este estudio lograron una precisión muy alta sobre la anotación de expertos humanos para la discriminación de presencia / ausencia de ejemplares de esta especie en las imágenes. Esta aproximación permitió alimentar los primeros modelos de idoneidad de hábitats generados en el contexto del proyecto que puede servir como una aproximación al cartografiado del hábitat 1170 en la plataforma circalitoral rocosa del área objeto de estudio.

La descripción y cartografiado preciso de los hábitats bentónicos en los ecosistemas circalitorales de plataforma es esencial para desarrollar estrategias de protección realistas, que permitan defender medidas de gestión basadas en conocimientos científicos rigurosos.

1.3. *Estimación de ratios de crecimiento*

La metodología no invasiva y los datos comparables recopilados en diferentes fechas son cruciales para estudiar cualquier dinámica poblacional, cambios en la composición de comunidades, eventos puntuales o tendencias que puedan manifestar las especies y los hábitats bentónicos dentro de RN2000. Los análisis de detección de cambios en imágenes abarcan una amplia gama de enfoques centrados en identificar cambios entre imágenes de diferentes fechas de una misma zona. Dentro de un programa de seguimiento de AMPs este enfoque puede aportar datos acerca de las respuestas temporales y la evolución de los

hábitats vulnerables en una zona concreta. Pero además, estos análisis pueden aportar también un conocimiento profundo sobre las diferentes especies y su comportamiento y respuesta biológica a determinados eventos.

En este sentido, cuando se trata de especies que habitan ecosistemas profundos existe un alto grado de desconocimiento acerca del comportamiento y otros aspectos biológicos que se manifiestan a lo largo del tiempo. Este es el caso concreto del estudio que se ha presentado, donde se muestra por primera vez una aproximación a los ratios de crecimiento de la esponja de profundidad *A. setubalense* en el AMP El Cachucho.

Utilizando un enfoque novedoso para reconstrucciones fotogramétricas a partir de vídeo ROTV, se realizaron medidas a lo largo de una serie de imágenes tomadas en diferentes años y se estimó la tasa de crecimiento de esta especie vulnerable. Es la primera vez que se estima este parámetro biológico para *A. setubalense* en el Cantábrico, además dentro de este estudio se observó un gran número de ejemplares muertos entre los diferentes años del muestreo. Estas medidas de altura y tamaño de copa describen no solo los ejemplares en un momento determinado, sino su evolución a lo largo de los años. Cabe destacar que hasta hace poco no se hubiese podido ni siquiera plantear estos estudios multitemporales sobre especies de profundidad, dado que la adquisición de datos requiere contar con un sistema de posicionamiento de vehículos submarinos de elevadas prestaciones, que permita volver a registrar los mismos ejemplares de la especie objetivo durante años posteriores a la primera adquisición.

Este estudio forma parte de los levantamientos diseñados para monitorear el Área Marina Protegida El Cachucho. Además, dentro de la Directiva marco de estrategia marina, proporciona un indicador útil que podría ayudar a evaluar el estado ambiental de los hábitats bentónicos de aguas profundas (Borja *et al.*, 2011). Los programas de seguimiento, que adquieren muestras precisas que reflejan la población de especies bentónicas, son esenciales para las AMP (Addison, 2011). Este estudio contribuye no solo a la mejora del conocimiento de esta especie sino que es útil para ayudar en la implementación de planes de monitorización de AMPs, o la implementación de directivas como Estrategias Marinas.

2. Trabajos futuros

Existe mucho por hacer en el campo del estudio de los hábitats marinos que pueden encontrarse en zonas profundas de nuestros océanos.

En el ámbito de la aplicación de las técnicas de fotogrametría al estudio de especies estructurantes bentónicas de hábitats vulnerables de profundidad se pueden encontrar numerosas cuestiones aún por resolver. Entre ellos, la mejora de los sistemas de adquisición de imágenes, iluminación, geolocalización de equipos, maniobrabilidad, iluminación y otras cuestiones de relevancia. Avanzar en todos estos campos, centrados en el desarrollo tecnológico, permitirá contar con sistemas de adquisición de imágenes de mayor calidad, más robustos y que consigan una información visual más completa. Desde luego fijarnos en los desarrollos que se están llevando a cabo en la actualidad para su aplicación en el ámbito terrestre es la línea a seguir. Desarrollo de sensores hiperespectrales, autopilotos y cámaras 4K son algunos de los aspectos en los que la tecnología del ámbito marino tiene margen de mejora.

La accesibilidad a la zona de estudio es otro de las limitaciones que presenta trabajar en zonas profundas. Las zonas, no alcanzables por técnicas de buceo, son imposibles de visitar sobre el terreno, y por lo tanto, la comparación de medidas entre diferentes métodos de muestreo (fotogrametría *versus* medidas *in situ*) no puede ser planteada. De igual modo supone una complicación señalar, o colocar estructuras de calibración, escalas o elementos de referencia que nos permitan validar de una forma más tangible las medidas obtenidas por fotogrametría. En este sentido, existe ya la posibilidad de contar, en los próximos estudios, con estructuras de calibración estáticas y de medidas conocidas, fondeadas en las zonas de trabajo, que proporcionen ese elemento artificial de medidas conocidas. Pero el establecimiento de redes geodésicas para control geométrico es algo que difícilmente será abarcable en zonas profundas. Si existe sin embargo, la posibilidad de utilizar diferentes técnicas de adquisición de datos para su posterior cruce de resultados, para apoyar y validar ambas metodologías. Así se llevó a cabo en Prado *et al.*, 2019c donde, utilizando métodos de muestreo acústicos de alta resolución y métodos ópticos, se comparó y fusionó los resultados en una única nube de puntos, adquirida sobre un pecio, mostrando resultados prometedores. Avanzar en la utilización de métodos acústicos que consigan resoluciones detalladas en zonas profundas, por ejemplo mediante la utilización de un sonar de barrido lateral, permitiría poder realizar esa intercalibración de métodos de una forma rutinaria.

Por otra parte, son muy escasos los estudios que muestran la relación entre las métricas extraídas de imágenes planas (2D) a métricas extraídas de un espacio tridimensional (3D) (Martín-García *et al.*, 2022). Y un paso más allá, establecer relaciones entre esos parámetros de tamaño, y parámetros físicos como biomasa podría ser relevantes para estimar los servicios ecosistémicos y las funciones realizadas por los corales (House *et al.*, 2018). Es por tanto necesario avanzar en parámetros de conversión específicos para las especies o morfotipos basados en el método SfM (House *et al.*, 2018). Pero, este enfoque todavía se menciona raramente en la literatura.

En cuanto al desarrollo y aplicación de técnicas de IA a la explotación e interpretación de imágenes submarinas es, igualmente, un campo con un amplio camino por delante.

La creación de bases de datos de imágenes etiquetadas a nivel de especie y de acceso libre es un tema en el que se está trabajando, pero no existen muchos conjuntos de datos disponibles. Disponer de bases de datos de imágenes de etiquetadas puede ser útil para crear soluciones de etiquetado automático y alimentar los entrenamientos de algoritmos y segmentación automática (Šiaulyš *et al.*, 2021). Opciones como Coralnet que ofrece una solución web para el análisis automático de imágenes de arrecifes de coral son opciones todavía escasas (<https://coralnet.ucsd.edu/>). Este tipo de plateamientos podrían a la vez contribuir al aumento del número de elementos de entrenamiento y a evitar el desbalanceado de clases objetivo. Estos dos últimos aspectos son de momento un reto sobre el que se puede trabajar y que sin duda supondría un avance en las aproximaciones existentes en la actualidad (Durden *et al.*, 2021).

Existe además, una problemática asociada a la adquisición de las imágenes en el entorno submarino y que dificulta este tipo de aproximaciones. La pérdida de contraste, los diferentes tipos de iluminación y la degradación del color real son problemas inherentes a las imágenes submarinas (Mittal *et al.*, 2022). Por tanto, mejorar en todos estos aspectos podría ayudar a conseguir mejores resultados en las técnicas de identificación automática de especies.

Referencias

- Abdo, D.A., Seager, J.W., Harvey, E.S., McDonald, J.I., Kendrick, G.A., Shortis, M.R. (2006). Efficiently measuring complex sessile epibenthic organisms using a novel photogrammetric technique. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 339, 120–133.
- Addison, P., (2011). A global review of long-term marine protected area monitoring programmes: the application of a good framework to marine biological monitoring. In Affiliation: A Report Prepared for JNCC by Prue Addison, School of Botany. JNCC Report No. 455. (Melbourne, VC: University of Melbourne).
- AEMA, Agencia Europea de Medio Ambiente (2015). Report No 2/2015. State of Europe's Seas. ISSN 1977-844.
- AEMA, Agencia Europea de Medio Ambiente (2020). Report No 17/2019. Marine messages II. Navigating the course towards clean, healthy and productive seas through implementation of an ecosystem-based approach. ISSN 1977-8449.
- Albertz, J., Wiedemann, A., (1996). From analogue to digital close-range photogrammetry. First Turkish-German Joint Geodetic Days 1995, Istanbul, Turkey, pp. 245-253.
- Altuna, A.; Poliseno, A., (2019). 14 Taxonomy, Genetics and Biodiversity of Mediterranean Deep-Sea Corals and Cold-Water Corals. In *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future. Coral Reefs of the World*; Orejas, C., Jiménez, C., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, Volume 9, pp. 531–533.
- Althaus, F., Williams, A., Schlacher, T.A., Kloser, R.J., Green, M.A., Barker, B.A., Bax, N. J., Brodie, P., Schlacher-Hoenlinger, M.A., (2009). Impacts of bottom trawling on deep-coral ecosystems of seamounts are long-lasting. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 397, 279–294.
- Alvarez-Filip, L., Dulvy, N.K., Cote, I.M., Watkinson, A.R., Gill, J.A., (2011). Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecol. Appl.* 21 (6), 2223–2231.
- Ambroso, S., Salazar, J., Zapata-Guardiola, R., Federwisch, L., Richter, C., Gili, J.M., Teixidó, N., (2017). Pristine populations of habitat-forming gorgonian species on the Antarctic continental shelf. *Sci. Rep.* 7, 12251.
- Anderson, O.F., Guinotte, J.M., Rowden, A.A., Clark, M.R., Mormede, S., Davies, A.J., Bowden, D.A., (2016). Field validation of habitat suitability models for vulnerable marine

- ecosystems in the South Pacific Ocean: Implications for the use of broad-scale models in fisheries management. *Ocean Coast. Manag.* 120, 110–126.
- Andrews, A.H., Cordes, E.E., Mahoney, M.M., Munk, K., Coale, K.H., Cailliet, G.M., Heifetz, J., (2002). Age, growth and radiometric age validation of a deep-sea, habitat-forming gorgonian (*Primnoa resedaeformis*) from the Gulf of Alaska. *Hydrobiologia* 471, 101–110.
- Anelli, M., Julitta, T., Fallati, L., Galli, P., Rossini, M., Colombo, R., (2017). Towards new applications of underwater photogrammetry for investigating coral reef morphology and habitat complexity in the Myeik Archipelago, Myanmar. *Geocarto Int.* 1–14.
- Ayling, A.L. (1983). Growth and regeneration rates in thinly encrusting demospongiae from temperate waters. *Biol. Bull.* 165, 343–352.
- Bak, R.P.M., Meesters, E.H., (1998). Coral population structure: the hidden information of colony size–frequency distributions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162, 301–306.
- Baker, K.D., Snelgrove, P.V.R., Fifield, D.A., Edinger, E.N., Wareham, V.E., Haedrich, R.L., Gilkinson, K.D., (2019). Small-scale patterns in the distribution and condition of bamboo coral, *Keratoisis grayi*, in submarine canyons on the grand banks, Newfoundland. *Front. Mar. Sci.* 6, 374.
- Barreira, A., Bouzada, E., Romo, P., Giménez, M. (2009). *Gobernanza para la protección del medio marino en España: Guía Práctica*, Madrid: Instituto Internacional de Derecho y Medio Ambiente (IIDMA).
- Bass, G.F. (1970). *Archaeology under Water*. Penguin Book ed. Harmondsworth: Pelican Book, isbn/issn: 0140212191.
- Beijbom, O., Edmunds, P.J., Kline, D.I., Greg, M.B., Kriegman, D., (2012). Automated Annotation of Coral Reef Survey Images. In *Proceedings of the IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition*, Providence, RI, USA, 16–21 June 2012; pp. 1170–1177.
- Beijbom, O., Edmunds, P.J., Roelfsema, C., Smith, J., Kline, D.I., Neal, B.P., Dunlap, M.J., Moriarty, V., Fan, T.-Y., Tan, C.-J., (2015). Towards Automated Annotation of Benthic Survey Images: Variability of Human Experts and Operational Modes of Automation. *PLoS ONE*, 10.

- Bennecke, S., Kwasnitschka, T., Metaxas, A., Dullo, W.C., (2016). *In situ* growth rates of deep-water octocorals determined from 3d photogrammetric reconstructions. *Coral Reefs* 35 (4), 1227–1239.
- Bewley, M., Douillard, B., Nourani-Vatani, N., Friedman, A., Pizarro, O., and Williams, S. (2012). Automated species detection: an experimental approach to kelp detection from sea-oor auv images. In *Proceedings of Australasian Conference on Robotics and Automation* (Wellington).
- Bo, M., Canese, S., Spaggiari, C., Pusceddu, A., Bertolino, M., Angiolillo, M., Giusti, M., Loreto, M.F., Salvati, E., Greco, S., Bavestrello, G., (2012). Deep coral oases in the south Tyrrhenian Sea. *PLoS One* 7 (11), e49870.
- Bo, M., Bava, S., Canese, S., Angiolillo, M., Cattaneo-Vietti, R., Bavestrello, G., (2014). Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biol. Conserv.* 171, 167–176.
- Bochkovskiy, A., Wang, C.-Y., Liao, H.-Y.M., (2020). YOLOv4: Optimal Speed and Accuracy of Object Detection. arXiv: 2004.10934.
- BOE, Boletín Oficial del Estado (2010). Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino, BOE núm. 317, de 30/12/2010, BOE-A-2010-20050.
- BOE, Boletín Oficial del Estado, (2011). Real Decreto 1629/2011, de 14 de noviembre, por el que se declara como Área Marina Protegida y como Zona Especial de Conservación el espacio marino de El Cachucho, y se aprueban las correspondientes medidas de conservación. BOE núm. 295, de 8 de diciembre de 2011, páginas 130084 a 130138 (55 págs.). BOE-A-2011-19246.
- Bongiorni, L., Mea, M., Gambi, C., Pusceddu, A., Taviani, M., (2010). Deep-water corals promote higher diversity in deep-sea meiofaunal assemblages along continental margins. *Biol. Conserv.* 143 (7), 1687–1700.
- Borja, A., Galparsoro, I., Irigoien, X., Iriondo, A., Menchaca, I., Muxika, I., *et al.* (2011). Implementation of the European marine strategy framework directive: a methodological approach for the assessment of environmental status, from the basque country (Bay of Biscay). *Mar. Poll. Bull.* 62, 889–904.
- Borja, A., Galparsoro, I., Irigoien, X., Iriondo, A., Menchaca, I., Muxika, I., Pascual, M., Quincoces, I., Revilla, M., Germán Rodríguez, J., Santurtún, M., Solaun, O.,

- Uriarte, A., Valencia, V., Zorita, I., 2011. Implementation of the European marine strategy framework directive: a methodological approach for the assessment of environmental status, from the Basque country (Bay of Biscay). *Mar. Pollut. Bull.* 62, 889–904.
- Brito, A., Ocaña, O., (2004). Corales de las Islas Canarias. Antozoos con esqueleto de los fondos litorales y profundos. Francisco Lemus Editor. La Laguna, p. 477.
- Broom, D.M., (1975). Aggregation behaviour of the brittle-star ophiothrix fragilis. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 55, 191–197.
- Brown, C.J., Smith, S.J., Lawton, P., Anderson, J.T., (2011). Estuarine, Coastal and Shelf Science Benthic hábitat mapping: A review of progress towards improved understanding of the spatial ecology of the sea floor using acoustic techniques. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 92, 502–520.
- Bryson, M., Ferrari, R., Figueira, W., Pizarro, O., Madin, J., (2017). Characterization of measurement errors using structure from-motion and photogrammetry to measure marine habitat structural complexity. *Ecol. Evol.* 7, 5669–5681.
- Buhl-Mortensen, P., Buhl-Mortensen, L., (2004). Distribution of deep-water corals in relation to benthic habitat features in the Northeast Channel (Atlantic Canada). *Mar. Biol.* 144, 1223–1238.
- Buhl-Mortensen, P., Buhl-Mortensen, L., (2005). Morphology and growth of the deep water gorgonians *Primnoa resedaeformis* and *Paragorgia arborea*. *Mar. Biol.* 147, 775–788.
- Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A.J., Levin, L.A., Priede, I.G., Buhl-Mortensen, P., Gheerardyn, H., King, N.J., Raes, M., (2010). Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Mar. Ecol.* 31, 21–50.
- Buhl-Mortensen, P., Buhl-Mortensen, L., (2014). Diverse and vulnerable deep-water biotopes in the Hardangerfjord. *Mar. Biol. Res.* 10, 253–267.
- Buhl-Mortensen, L., Olafsdottir, S.H., Buhl-Mortensen, P., Burgos, J.M., Ragnarsson, S.A., (2015a). Distribution of nine cold-water coral species (Scleractinia and Gorgonacea) in the cold temperate North Atlantic: effects of bathymetry and hydrography. *Hydrobiologia* 759 (1), 39–61.

- Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Dolan, M.J.F., Gonzalez-Mirelis, G., (2015b). Habitat mapping as a tool for conservation and sustainable use of marine resources: some perspectives from the MAREANO Programme, Norway. *J. Sea Res.* 100, 46–61.
- Burke, L., Reynter, K., Spalding, M., Perry, A. (2011). *Reefs at risk revisited*. Washington, DC: World Resources Institute, 114.
- Burns, J.H.R., Delparte, D., Gates, R.D., Takabayashi, M., (2015a). Integrating structure- from-motion photogrammetry with geospatial software as a novel technique for quantifying 3D ecological characteristics of coral reefs. *PeerJ* 3, e1077.
- Burns, J.H.R., Delparte, D., Gates, R.D., Takabayashi, M., (2015b). Utilizing underwater three-dimensional modeling to enhance ecological and biological studies of coral reefs. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* XL-5/W5, 61–66.
- Burns, J.H.R., Delparte, D., (2017). Comparison of commercial structure-from-motion photogrammetry software used for underwater three-dimensional modeling of coral reef environments. In: *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, pp. 127–131. XLII-2/W3.
- Burns, J.H.R., Fukunaga, A., Pascoe, K.H., Runyan, A., Craig, B.K., Talbot, J., Pugh, A., Kosaki, R.K., (2019). 3D habitat complexity of coral reefs in the northwestern Hawaiian Islands is driven by corals assemblage structure. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.* XLII-2/W10, 61–67.
- Bythell, J., Pan, P., Lee, J., (2001). Three-dimensional morphometric measurements of reef corals using underwater photogrammetry techniques. *Coral Reefs* 20, 193–199.
- Carrivick, J.L., Smith, M.W., Quincey, D.J., (2016). *Structure from Motion in the Geosciences*. ISBN: 978-1-118-89584-9. September 2016. Wiley-Blackwell 208 Pages.
- CE, Comisión Europea (2011). *Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural. /* COM/2011/0244 final */.*
- CE, Comisión Europea (2015). *Informe de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo sobre los progresos realizados en la creación de zonas marinas protegidas (como exige el artículo 21 de la Directiva marco sobre la estrategia marina -Directiva 2008/56/CE). COM/2015/0481 final*

- CE, Consejo Europeo (1992). Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 206 / 7.
- Cerrano, C., Danovaro, R., Gambi, C., Pusceddu, A., Riva, A., Schiaparelli, S., (2010). Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. *Biodivers. Conserv.* 19, 153–167.
- Cifuentes, M.A., Izurieta, A.V., Henrique de Faria, H., (2000). Medición de la efectividad del manejo de áreas protegidas. Turrialba, CC.R.: WWF: IUCN: GTZ, 2000. 105 p., 22 cm.
- Clark, M.R., Rowden, A.A., Schlacher, T., Williams, A., Consalvey, M., Stocks, K.I., Rogers, A.D., O’Hara, T.D., White, M., Shank, T.M., Hall-Spencer, J.M., (2010). The ecology of seamounts: structure, function, and human impacts. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 2, 253–278.
- Claudet, J., Pelletier, D., Jouvenel, J.Y., Bachet, F., Galzin, R., (2006). Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: identifying community-based indicators. *Biol. Conserv.* 130 (3), 349–369.
- Claudet J., Guidetti, P., (2010). Improving assessments of marine protected areas. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 20:239-242.
- Cocito, S., Sgorbini, S., Peirano, A., Valle, M., (2003). 3-D reconstruction of biological objects using underwater video technique and image processing. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 297, 57–70.
- Coma, R., Ribes, M., Gili, J.M., Zabala, M., (1995). Reproduction and cycle of gonadal development in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 117, 173–183.
- Coma, R., Ribes, M., Zabala, M., Gili, J.M., (1998). Growth in a modular colonial marine invertebrate. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 47, 459–470.
- Council of Europe, (2015). Group of Experts on Protected Areas and Ecological Networks. Interpretation Manual of the Habitats Listed in Resolution No. 4 (1996). Listing Endangered Natural Habitats Requiring Specific Conservation Measures; Third Draft Version 2015; Council of Europe: Strasbourg, Franch, 31 August 2015; T-PVS/PA (2015) 9.

- Courtney, L.A., Fisher, W.S., Raimondo, S., Oliver, L.M., Davis, W.P., (2007). Estimating 3-dimensional colony surface area of field corals. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 351, 234–242.
- Dayton, P.K. (1979). Observations of growth, dispersal and population dynamics of some sponges in McMurdo Sound, Antarctica, in *Colloques Internationaux du Centre National de la Recherche Scientifique*, eds C. Lèvi and N. Boury-Esnault, Paris: *Biologie des Spongiaires (Sponge Biology)*, 271–282.
- Dayton, P.K., Kim, S., Jarrell, S.C., Oliver, J.S., Hammerstrom, K., Fisher, J.L., O'Connor, K., Barber, J.S., Robilliard, G., Barry, J., Thurber, A.R., Conlan, K., (2013). Recruitment, growth and mortality of an Antarctic hexactinellid sponge, *Anoxycalyx joubini*. *PLoS One* 8:e56939.
- De Caralt, S., Agell, G., Uriz, M.J. (2003). Long-term culture of sponge explants: conditions enhancing survival and growth, and assessment of bioactivity. *Biomol. Eng.* 20, 339–347.
- De Goeij, J.M., Lesser, M.P., Pawlik, J.R., (2017). Nutrient Fluxes and Ecological Functions of Coral Reef Sponges in a Changing Ocean. In: Carballo J., Bell J. (Eds) *Climate Change, Ocean Acidification and Sponges*. Springer, Cham., pp. 373-410.
- Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva Marco sobre la Estrategia Marina). *Off. J. Eur. Union* L164, 19–40.
- Doughty, C.L., Quattrini, A.M., Cordes, E.E., (2014). Insights into the population dynamics of the deep-sea coral genus *Paramuricea* in the Gulf of Mexico. *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 99, 71–82.
- Drap, P., (2012). Underwater Photogrammetry for Archaeology. In *Special Applications of Photogrammetry*. Da Silva, D.C., Ed. InTech: Rijeka, Croatia, pp. 111–136.
- Drap, P., Royera, J.P., Nawaf, M.M., Saccone, M., Merad, D., Lopez-Sanz, A., Ledoux, J. B., Garrabou, J., (2017). Underwater photogrammetry, coded target and plenoptic technology: a set of tools for monitoring red corals in Mediterranean Sea in the framework of the 'PERFECT' project. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* XLII-2/W3G, 275–282.

- Duckworth, A.R., Pomponi, S.A. (2005). Relative importance of bacteria, microalgae and yeast for growth of the demospongiae *Halichondria melanadocia*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 323, 151–159.
- Dudley, N. (Editor) (2008). Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas. Gland, Suiza: UICN. x + 96pp. ISBN: 978-2-8317-1088-4.
- Dumas, P., Jimenez, H., Peignon, C., Wantiez, L., Adjeroud, M., (2013). Small-Scale Habitat Structure Modulates the Effects of No-Take Marine Reserves for Coral Reef Macroinvertebrates. *PLoS ONE*, 8.
- Durden, J.M., Hosking, B., Bett, B.J., Cline, D., Ruhl, H.A., (2021). Automated classification of fauna in seabed photographs: The impact of training and validation dataset size, with considerations for the class imbalance, *Progress in Oceanography*, Volume 196, 102612.
- Ellwood, M.J., Kelly, M., de Forges, B.R. (2007). Silica banding in the deep sea lithistid sponge *Corallistes undulatus*: investigating the potential influence of diet and environment on growth. *Limnol. Oceanogr.* 52, 1865–1873.
- Embley, R.W., Rubin, K.H., (2018). Extensive young silicic volcanism produces large deep submarine lava flows in the NE Lau Basin. *Bull. Volcanol.* 80 (4), 23.
- Ercilla, G., Casas, D., Estrada, F., Vázquez, J.T., Iglesias, J., García, M., (2008). Morphosedimentary features and recent depositional architectural model of the Cantabrian continental margin. *Mar. Geol.*, 247, 61–83.
- Ercolano, G., De Cicco, P., and Ianaro, A. (2019). New drugs from the sea: proapoptotic activity of sponges and algae derived compounds. *Mar. Drugs* 17:31.
- EC, European Commission, Directorate General for Environment (2019). The EU nature directives: protecting Europe's marine biodiversity, Publications Office, <https://data.europa.eu/doi/10.2779/382987>.
- EU IOG, European Union International Ocean Governance Forum. Setting the Course for a Sustainable Blue Planet: Recommendations for Enhancing EU Action (2021).
- Fallon, S.J., James, K., Norman, R., Kelly, M., Ellwood, M.J. (2010). A simple radiocarbon dating method for determining the age and growth rate of deep-sea sponges. *Nuclear Instruments Methods Phys. Res. Sec B, Beam Interact. Materials Atoms* 268, 1241–1243.

- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y PNUMA, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma.
- Ferrari, R., McKinnon, D., He, H., Smith, R.N., Corke, P., González-Rivero, M., Mumby, P.J., Upcroft, B., (2016). Quantifying multiscale habitat structural complexity: A cost-effective framework for underwater 3D modelling. *Remote Sens.* 8, 113.
- Ferrari, R., Figueira, W. F., Pratchett, M. S., Boube, T., Adam, A., KobelkowskyVidrio, T., et al. (2017). 3D photogrammetry quantifies growth and external erosion of individual coral colonies and skeletons. *Sci. Rep.* 7:16737.
- Ferrari, R., Marzinelli, E.M., Ayroza, C.R., Jordan, A., Figueira, W.F., Byrne, M., Malcolm, H.A., Williams, S.B., Steinberg, P.D., (2018). Large-scale assessment of benthic communities across multiple marine protected areas using an autonomous underwater vehicle. *PLoS One*, 13, e0193711.
- Ferreira, C.E.L., Goncalves, J.E.A., Coutinho, R., (2001). Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes*, 61:353–369.
- Figueira, W., Ferrari, R., Weatherby, E., Porter, A., Hawes, S., Byrne, M., (2015). Accuracy and precision of habitat structural complexity metrics derived from underwater photogrammetry. *Remote Sens.* 7 (12), 16883–16900.
- Fillinger, L., Janussen, D., Lundälv, T., and Richter, C. (2013). Rapid glass sponge expansion after climate-induced Antarctic ice shelf collapse. *Curr. Biol.* 23, 1330–1334.
- Fiuza, A., Hamann, M., Ambar, I., Díaz del Rio, G., González, N., Cabanas, J.M., (1998). Water masses and their circulation off western Iberia during May 1993. *Deep-Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 45, 1127–1160.
- Fosså, J.H., Mortensen, P.B., Furevik, D.M., (2002). The cold-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia* 471, 1–12.
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., Micheli, F., Benedetti-Cecchi, F., Boero, F., (2002). Marine protected areas in the Mediterranean Sea: objectives, effectiveness and monitoring. *Mar. Ecol.* 23 (1), 190–200.
- Friedlander, A.M., (2001). Essential fish habitat and the effective design of marine reserves: application for marine ornamental fishes. *Aquarium Sci. Conserv.* 3 (1–3), 135–150.

- Fukunaga, A., Burns, J.H.R., Pascoe, K.H., Kosaki, R.K., (2020). Associations between benthic cover and habitat complexity metrics obtained from 3D reconstruction of coral reefs at different resolutions. *Remote Sens.*, 12, 1011.
- Fulton, E.A., Bax, N.J., Bustamante, R.H., Dambacher, J.M., Dichmont, C., Dunstan, P.K., Hayes, K.R., Hobday, A.J., Pitcher, R., Plaganyi, E.E., Punt, A.E., Savina-Rolland, M., Smith D.M., Smith D.C., (2015). Modelling marine protected areas: Insights and hurdles. *Biol. Sci.*, 370, 20140278370.
- Galparsoro, I., Borja, Á., Kostylev, V.E., Rodríguez, J.G., Pascual, M., Muxika, I., (2013). A process-driven sedimentary habitat modelling approach, explaining sea floor integrity and biodiversity assessment within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 131, 194–205.
- García-Alegre, A., Sánchez, F., Gómez-Ballesteros, M., Hinz, H., Serrano, A., Parra, S., (2014). Modelling and mapping the local distribution of representative species on the Le Danois Bank, El Cachucho Marine Protected Area (Cantabrian Sea). *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 106, 151–164.
- Garrabou, J., Zabala, M. (2001). Growth dynamics in four Mediterranean demosponges. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 52, 293–303.
- Gerdes, K., Arbizu, P.M., Schwarz-schampera, U., (2019). Detailed Mapping of Hydrothermal Vent Fauna: A 3D Reconstruction Approach Based on Video Imagery. *Front. Mar. Sci.* 6.
- Gerovasileiou, V., Chintiroglou, C.C., Konstantinou, D., (2016). Sponges as ‘living hotels’ in Mediterranean marine caves. *Sci. Mar.*, 80(3): 279-289.
- Giakoumi, S., Scianna, C., Plass-Johnson, J., Micheli, F., Grorud-Colvert, K., Thiriet, P., Claudet, J., Di Carlo, G., Di Franco, A., Gaines, S.D., García-Charton, J.A., Lubchenco, J., Reimer, J., Sala, E., Guidetti, P., (2017). Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: a regional meta-analysis. *Sci. Rep.* 7:8940.
- Gómez-Ballesteros, M.; Druet, M.; Muñoz, A.; Arrese, B.; Rivera, J.; Sánchez, F.; Cristobo, J.; Parra, S.; García-Alegre, A.; González-Pola, C.; *et al.* Geomorphology of the Avilés Canyon System, Cantabrian Sea (Bay of Biscay). *Deep. Res. Part II* 2014, 106, 99–117.
- Gómez-Ríos, A., Tabik, S., Luengo, J., Shihavuddin, A., Krawczyk, B., Herrera, F., (2019). Towards highly accurate coral texture images classification using deep convolutional

- neural networks and data augmentation. *Expert Systems with Applications*, Vol. 118, pp. 315-328.
- González-Mirelis, G., Buhl-mortensen, P., (2015). Modelling benthic habitats and biotopes off the coast of Norway to support spatial management. *Ecol. Inform.*, 30, 284–292.
- González-Pola, C., Díaz, del Río, G., Ruiz-Villarreal, M., Sánchez, R. F., Mohn, Ch., (2012). Circulation patterns at Le Danois Bank, an elongated shelf-adjacent seamount in the Bay of Biscay. *Deep-Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 60, 7–21.
- González-Rivero, M., Harborne, A.R., Herrera-Reveles, A., Bozec, Y.M., Rogers, A., Friedman, A., Ganase, A., Hoegh-Guldberg, O., (2017). Linking fishes to multiple metrics of coral reef structural complexity using three-dimensional technology. *Sci. Rep.* 7, 13965.
- Gori, A., Rossi, S., Linares, C., Berganzo, E., Orejas, C., Dale, M.R.T., Gili, J.M., (2011a). Size and spatial structure in deep versus shallow populations of the Mediterranean gorgonian *Eunicella singularis* (Cap de Creus, northwestern Mediterranean Sea). *Mar. Biol.* 158, 1721–1732.
- Gori, A., Rossi, S., Berganzo, E., Pretus, J.L., Dale, M.R.T., Gili, J.M., (2011b). Spatial distribution patterns of the gorgonians *Eunicella singularis*, *Paramuricea clavata*, and *Leptogorgia sarmentosa* (Cape of Creus, Northwestern Mediterranean Sea). *Mar. Biol.* 158, 143–158.
- Graham, N.A.J., Nash, K.L., (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32 (2): 315-326.
- Grasshoff, M., (1977). Die Gorgonaria des östlichen Nordatlantik und des Mittelmeeres. III. Die Familie Paramuriceidae (Cnidaria: anthozoa). "Meteor" *Forsch. Ergeb.*, (D) 27, 5–76.
- Greene, H.G., Yoklavich, M.M., Starr, R.M., O'Connell, V.M., Wakefield, W.W., Sullivan, D.E., McRea, J.E. Jr., Cailliet, G.M., (1999). A classification scheme for deep seafloor habitats. *Oceanol. Acta*, 22, 663–678.
- Grigg, R.W., 1972. Orientation and growth form of sea fans. *Limnol. Oceanogr.* 17, 185–192.
- Grinyó, J., Gori, A., Ambroso, S., Purroy, A., Calatayud, C., Dominguez-Carrió, C., Coppari, M., Lo Iacono, C., López-González, P.J., Gili, J.M., (2016). Diversity, distribution and

- population size structure of deep Mediterranean gorgonian assemblages (Menorca Channel, Western Mediterranean Sea). *Prog. Oceanogr.* 145, 42–56.
- Guinan, J., Brown, C., Dolan, M.F.J., Grehan, A.J., (2009). Ecological niche modeling of the distribution of cold-water coral habitat using underwater remote sensing data. *Ecological Informatics* 4:83-92
- Guinotte, J., Baco, A., Black, J., Hall-spencer, J.M., (2012). Global habitat suitability of cold-water octocorals. *J. Biogeogr.*, 39, 1278–1292.
- Gulland, J.A., Holt, S.J., (1959). Estimation of growth parameters for data at unequal time intervals. *J. Cons. CIEM.* 25, 47–49.
- Guo, T., Capra, A., Troyer, M., Gruen, A., Brooks, A.J., Hench, J.L., Schmitt, R.J., Holbrook, S.J., Dubbini, M., (2016). Accuracy assessment of underwater photogrammetric three dimensional modelling for coral reefs. *ISPRS Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* XLI-B5, 821–828.
- Gutierrez-Heredia, L., D’Helft, C., Reynaud, E.G., (2015). Simple methods for interactive 3D modeling, measurements, and digital databases of coral skeletons. *Limnol Oceanogr. Methods* 13, 178–193.
- Haase, P. (1995). Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley’s K-function: Introduction and methods of edge correction. *J. Veg. Sci.*, 6, 575–582.
- Hall-Spencer, J.M., Allain, V., Fosså, J.H., (2002). Trawling damage to Northeast Atlantic ancient coral reefs. *Proc. R. Soc. Lond.* 269, 507–511.
- Harmelin, J.G., Marinopoulos, J., (1994). Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (risso) in the north-western mediterranean (France, port-cros Island). *Mar. Life* 4, 5–13.
- Hayes, K.R., Hosack, G.R., Lawrence, E., Hedge, P., Barrett, N.S., Przeslawski, R., Caley M.J., Foster, S.D., (2019). Designing Monitoring Programs for Marine Protected Areas Within an Evidence Based Decision Making Paradigm. *Front. Mar. Sci.*, 29 November 2019.
- Hazen, E.L., Suryan, R.M., Santora, J.A., Bograd, S.J., Watanuki, Y., Wilson, R.P., (2013) Scales and mechanisms of marine hotspot formation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 487:177-183.

- He, H., Ferrari, R., McKinnon, D., Roff, G., Smith, R., Mumby, P., Upcroft, B.H., (2012). Measuring reef complexity and rugosity from monocular vídeo bathymetric reconstruction. In Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 9–13 July 2012; pp. 1–5.
- Heredia, B., Pantoja, J., Tejedor, A., Sánchez, F. (2008). El Cachucho, un oasis de vida en el Cantábrico. *Ambienta* 76, 10–17.
- Hermans, J., Dubois, P., Andre, L., Vacelet, J., Willenz, P. (2010). Growth rate and chemical features of the massive calcium carbonate skeleton of *Petrobiona massiliana* (Baeriida: Calcaronea: Calcispongiae). *J. Mar. Biol. Assoc. U K.* 90:749754.
- Hernández, P., Graham, C.H., Master, L.L., Albert, D.L., (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773–785.
- Hobday, A.J., Pecl, G.T., (2014). Identification of global marine hotspots: sentinels for change and vanguards for adaptation action. *Rev. Fish. Biol. Fisher.* 24:415–425.
- Hogg, M.M., Tendal, O.S., Conway, K.W., Pomponi, S.A., van Soest, R.W.M., Gutt, J., Krautter, M., Roberts, J.M. (2010). Deep-sea sponge grounds: Reservoirs of biodiversity. Cambridge: UNEP-WCMC. UNEP-WCMC Biodiversity Series No.32.
- Hopkinson, B.M., King, A.C., Owen, D.P., Johnson-Roberson, M., Long, M.H., Bhandarkar, S.M., (2020). Automated classification of three-dimensional reconstructions of coral reefs using convolutional neural networks. *PLoS ONE*, 15, e0230671.
- House, J.E., Brambilla, V., Bidaut, L.M., Christie, A.P., Pizarro, O., Madin, J.S., Dornelas, M., (2018). Moving to 3D: relationships between coral planar area, surface area and volume. *PeerJ* 6, e4280.
- Huetten, E., Greinert, J. (2008). Software controlled guidance, recording and postprocessing of seafloor observations by ROV and other towed devices: the software package OFOP. *Geophys. Res. Abstr.* 10: EGU2008-A-03088.
- ICES, International Council for the Exploration of the Sea (2007). Report of the Working Group on Deep-Water Ecology (WGDEC), 26-28 February 2007. ICES, pp. 35–49 (Chapter 7) Soft corals in the North Atlantic.

- Jackson, T.D.U., Williams, G.J., Walker-Springett, G., Davies, A.J., (2020). Three-dimensional digital mapping of ecosystems: A new era in spatial ecology. *Proc. R. Soc. B.*, 287, 20192383.
- James, M.R., Robson, S., (2012). Straightforward reconstruction of 3D surfaces and topography with a camera: accuracy and geoscience application. *J. Geophys. Res.: Earth Surf.* 117 (F3).
- Jokiel, R.L., Maragos, J.E., Franzisket, L., (1978). Coral growth: buoyant weight technique, in *Coral Reef Research Methods*, Eds D.R. Stoddart and R.E. Johannes (Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization), 529–542.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., (1996). Organisms as ecosystem engineers. In *Ecosystem Management*. Eds. Samson, F.B., Knopf, F.L. 130–147. Springer.
- Kahn, A.S., Yahel, G., Chu, J.W.F., Tunnicliffe, V., Leys, S.P., (2015). Benthic grazing and carbon sequestration by deep-water glass sponge reefs. *Limnol. Oceanography* 60, 78–88.
- Kalacska, M., Chmura, G.L., Lucanus, O., Bérubé, D., Arroyo-Mora, J.P., (2017). Structure from motion will revolutionize analyses of tidal wetland landscapes. *Remote Sens. Environ.*, 199, 14–24.
- Kersting, DK., (2016) Cambio climático en el medio marino español: impactos, vulnerabilidad y adaptación. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, 166 pág.
- Khang, S.E., Benayahu, Y., Lasker, H.R., (2011). Sexual reproduction in octocorals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 443, 265–283.
- Kipson, S., Linares, C., Cízmek, H., Cebrián, E., Ballesteros, E., Bakran-Petricioli, T., (2015). Population structure and conservation status of the red gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso, 1826) in the Eastern Adriatic Sea. *Mar. Ecol.* 36 (4), 982–993.
- Koopmans, M., Wijffels, R.H. (2008). Seasonal growth rate of the sponge *Haliclona oculata* (Demospongiae: Haplosclerida). *Mar. Biotechnol.* 10, 502–510.
- Kovalenko, K.E., Thomaz, S.M., Warfe, D.M., (2012). Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia* 685:1–17.

- Krieger, K.J., (2001). Coral (*Primnoa*) impacted by fishing gear in the Gulf of Alaska. In: Wilson, J.H.M., Hall, J., Gass, S.E., Kenchington, E., Butler, M., Doherty, P. (Eds.), Proceedings of the 1st International Symposium on Deep-Sea Corals. Ecology Action Center, Halifax, pp. 106–116.
- Krieger, K.J., Wing, B.L., (2002). Megafauna associations with deepwater corals (*Primnoa* spp.) in the Gulf of Alaska. *Hydrobiologia* 3, 83–90.
- Kwasnitschka, T., Hansteen, T.H., Devey, C.W., and Kutterolf, S. (2013). Doing fieldwork on the seafloor: photogrammetric techniques to yield 3D visual models from ROV video. *Comput. Geosci.* 52, 218–226.
- Lacharite, M., Brown, C.J., (2019). Utilizing benthic habitat maps to inform biodiversity monitoring in marine protected areas. *Aquat Conserv.* 29(6): 938–51.
- Lambe, L.M., (1893). On some sponges from the pacific coast of Canada and Behring Sea. *Trans. Royal Soc. Canada* 10, 67–78.
- Lambert, G.I., Jennings, S., Hinz, H., Murray, L.G., Lael, P., Kaiser, M.J., Hiddink, J.G., (2012). A comparison of two techniques for the rapid assessment of marine habitat complexity. *Methods Ecol. Evol.* 4, 226–235.
- Lange, I.D., Perry, C.T. (2020). A quick, easy and non-invasive method to quantify coral growth rates using photogrammetry and 3D model comparisons. *Methods Ecol. Evol.* 2020, 714–726.
- Lavy, A., Eyal, G., Neal, B., Keren, R., Loya, Y., Ilan, M., McMahon, S., (2015). A quick, easy and non-intrusive method for underwater volume and surface area evaluation of benthic organisms by 3D computer modelling. *Methods Ecol. Evol.* 6, 521–531.
- Leatherdale, J.D., Turner, D.J., (1983). Underwater Photogrammetry in the North Sea. *Technical Meeting of the Society*, 167, 151–167.
- Lecours, V., Devillers, R., Schneider, D.C., (2015). Spatial scale and geographic context in benthic habitat mapping: Review and future directions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 535, 259–284.
- LeCun, Y., Bengio, Y., Hinton, G., (2015). Deep learning. *Nature* 521, 436–444.

- Leon, J. X., Roelfsema, C.M., Saunders, M.I., Phinn, S.R., (2015). Measuring coral reef terrain roughness using 'Structure-from-Motion' close-range photogrammetry. *Geomorphology*, 242, 21–28.
- Lester, E., Halpern, B.S., (2008). Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 367: 49–56.
- Leys, S.P., Lauzon, N.R.J. (1998). Hexactinellid sponge ecology: growth rates and seasonality in deep water sponges. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 230, 111–129.
- Leys, S.P., Yahel, G., Reidenbach, M.A., Tunnicliffe, V., Shavit, U., Reiswig, H.M., (2011) The Sponge Pump: The Role of Current Induced Flow in the Design of the Sponge Body Plan. *PLoS ONE* 6(12): e27787.
- Linares, C., Coma, R., Diaz, D., Zabala, M., Hereu, B., Dantart, L., (2005). Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 305, 127–137.
- Linares, C., Coma, R., Garrabou, J., Diaz, D., Zabala, M., (2008). Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *J. Appl. Ecol.* 45, 688–699.
- Lindeman, K.C., Pugliese, R., Waugh, G.T., Ault, J.S., (2000). Developmental patterns within a multispecies reef fishery: management applications for essential fish habitats and protected areas. *Bull. Mar. Sci.* 33, 929–956.
- Lingo, M.E., Szedlmayer, S.T., (2006). The Influence of Habitat Complexity on Reef Fish Communities in the Northeastern Gulf of Mexico. *Environ. Biol. Fishes*, 76, 71–80.
- Mahmood, A., Bennamoun, M., An, S., Sohel, F., Boussaid, F., Hovey, R., Kendrick, G., Fisher, R.B., (2016). Automatic annotation of coral reefs using deep learning. In *Proceedings of the OCEANS 2016 MTS/IEEE Monterey*, Monterey, CA, USA, 19–23, pp. 1–5.
- Maier, S.R., Kutti, T., Bannister, R.J., Fang, J.K.H., van Breugel, P., van Rijswijk, P., van Oevelen, D., (2020). Recycling pathways in cold-water coral reefs: Use of dissolved organic matter and bacteria by key suspension feeding taxa. *Sci Rep* 10, 9942.
- Maldonado, M., Ribes, M., and Van Duyl, F.C., (2012). Nutrient fluxes through sponges: biology, budgets, and ecological implications. *Adv. Mar. Biol.* 62, 114–182.

- Maldonado, M., López-Acosta, M., Beazley, L., Kenchington, E., Koutsouveli, V., Riesgo, A. (2020). Cooperation between passive and active silicon transporters clarifies the ecophysiology and evolution of biosilicification in sponges. *Science Advance* 6:eaba9322.
- Manjón-Cabeza, M.E., Ríos, P., García-Guillén, L.M., Macías-Ramírez, A., Sánchez, F., Rodríguez-Básalo, A., Ibarrola, T.P., Cristobo, J., (2021). Asteroids and ophiuroids associated with sponge aggregations as a key to marine habitats. A Comparative Analysis between Avilés Canyons System and El Cachucho, Marine Protected Area. *Front. Mar. Sci.* 7:606749.
- Marburg, A., Bigham, K., (2016). Deep learning for benthic fauna identification. *OCEANS 2016 MTS/IEEE Monterey*, pp. 1-5.
- Marchese, C., (2015). Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. *Global Ecology and Conservation*, Volume 3, 2015, pp. 297-309, ISSN 2351-9894.
- Marliave, J. (2015). Cloud sponge, *Aphrocallistes vastus* (Porifera: Hexactinellida), fragment healing and reattachment. *Can. Field-Nat.* 129, 399–402.
- McCarthy, J., Benjamin, J., (2014). Multi-image photogrammetry for underwater archaeological site recording: an accessible, diverbased approach. *J. Marit. Archaeol.* 9, 95–114.
- McClanahan, T.R., Muthiga, N.A., Mangi, S., (2001). Coral and algal changes after the 1998 coral bleaching: interaction with reef management and herbivores on Kenyan reefs. *Coral Reefs* 19, 380–391.
- McFadden, C.S., Benayahu, Y., Pante, E., Thoma, J.N., Nevarez, P.A., France, S.C., (2011). Limitations of mitochondrial gene barcoding in Octocorallia. *Mol. Ecol. Res.* 11 (1), 19–31.
- McKinney, F.K., Jackson, J.B.C., (1989). *Bryozoan Evolution*. Unwin Hyman, Boston, pp. 238.
- McMurray, S.E., Blum, J.E., Pawlik, J.R. (2008). Redwood of the reef: growth and age of the giant barrel sponge *Xestospongia muta* in the Florida Keys. *Mar. Biol.* 155, 159–171.
- Meesters, E.H., Hilterman, M., Kardinaal, E., Keetman, M., de Vries, M., Bak, R.P.M., (2001). Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 209, 43–54.

- Miller, R.J., Hocevar, J., Stone, R.P., Fedorov, D.V., (2012). Structure-forming corals and sponges and their use as fish habitat in Bering Sea submarine canyons. *PLoS One* 7, e3385.
- Mistri, M., (1995). Gross morphometric relationships and growth in the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata*. *Ital. J. Zool.* 62 (1), 5–8.
- Mittal, S., Srivastava, S., Jayanth, J.P., (2022). A Survey of Deep Learning Techniques for Underwater Image Classification, in *IEEE Transactions on Neural Networks and Learning Systems*.
- Mohamed, H., Nadaoka, K., Nakamura, T., (2020). Towards Benthic Habitat 3D Mapping Using Machine Learning Algorithms and Structures from Motion Photogrammetry. *Remote Sens.*, 12, 127.
- Moniruzzaman, M., Islam, S.M.S., Bennamoun, M., Lavery, P., (2017). Deep learning on underwater marine object detection: A survey. In *Proceedings of the International Conference on Advanced Concepts for Intelligent Vision Systems (ACIVS)*, Poitiers, France, 24–27 September 2017; Springer: Cham, Switzerland, 2017; 10617 LNCS, pp. 150–160.
- Moore, E.C., Hovel, K.A., (2010). Relative influence of habitat complexity and proximity to patch edges on seagrass epifaunal communities. *Oikos*, 119, 1299–1311.
- Myers, N. (1988). Threatened biotas: “hot spots” in tropical forests *Environmentalist*, 8, pp. 187-208
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A., Kent, J., (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, pp. 853-858.
- National Research Council, (2001). *Marine Protected Areas: Tools for Sustaining Ocean Ecosystems*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/9994>.
- Nash, K.L., Graham, N.A., Wilson, S.K., Bellwood, D.R., (2013). Cross-scale habitat structure drives fish body size distributions on coral reefs. *Ecosystems* 16, 478–490.
- Neves, B.M., Preez, C.D., Edinger, E., (2014). Mapping coral and sponge habitats on a shelf-depth environment using multibeam sonar and ROV video observations: learnmonth Bank, northern British Columbia, Canada. *Deep-Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 99, 169–183.

- Neyer, F., Nocerino, E., Gruen, A., (2018). Monitoring coral growth - the dichotomy between underwater photogrammetry and geodetic control network. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* XLII-2, 759–766.
- Obelcz, J., Brothers, D., Chaytor, J., Brink, U.t., Ross, S.W., Brooke, S., (2014). Geomorphic characterization of four shelf-sourced submarine canyons along the U.S. Mid-Atlantic continental margin. *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 104, 106–119.
- Olinger, L.K., Scott, A.R., McMurray, S.E., Pawlik, J.R., (2019). Growth estimates of Caribbean reef sponges on a shipwreck using 3D photogrammetry. *Sci. Rep.*, 9, 18398.
- Osman, A., (2019). Radiation Oncology in the Era of Big Data and Machine Learning for Precision Medicine. In: *Machine Learning in Medicine and Biology*. London, United Kingdom: IntechOpen.
- OSPAR, (2010). Background Document for Deep-sea Sponge Aggregations. London: OSPAR Commission.
- Palma, M., Rivas-Casado, M., Pantaleo, U., Pavoni, G., Pica, D., and Cerrano, C. (2018). SfM-Based method to assess gorgonian forests (*Paramuricea clavata* (Cnidaria. Octocorallia)). *Remote Sens.* 10:1154.
- Pardo, E., Aguilar, R., García, S., de la Torriente, A., Ubero, J., (2011). Documentación de arrecifes de corales de agua fría en el Mediterráneo occidental (Mar de Alborán). *Chronica Naturae* 1, 20–34.
- Pavoni, G., Corsini, M., Callieri, M., Palma, M., Scopigno, R., (2019). Semantic segmentation of benthic communities from ortho-mosaic maps. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, XLII-2/W10, 151–158.
- Perkins, N.R., Hosack, G.R., Foster, S.D., Monk, J., Barrett, N.S., (2020) Monitoring the resilience of a no-take marine reserve to a range extending species using benthic imagery. *PLOS ONE* 15(8): e0237257.
- Piazza, P., Cummings, V., Lohrer, D., Marini, S., Marriott, P., Menna, F., Nocerino, E., Peirano, A., Schiaparelli, S., (2018). Divers-operated underwater photogrammetry: applications in the study of Antarctic benthos. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.* XLII-2, 885–892.

- Poliseno, A., Altuna, A., Cerrano, C., Woërheide, G., Vargas, S., (2017). Historical biogeography and mitogenomics of two endemic Mediterranean gorgonians (Holaxonia, Plexauridae). *Org. Divers. Evol.* 17, 365–373.
- Ponti, M., Grech, D., Mori, M., Perlini, R.A., Panzalis, P.A., Ventra, V., Cerrano, C., (2016). The role of gorgonians on the diversity of vagile benthic fauna in Mediterranean rocky habitats. *Mar. Biol.* 163, 1–14.
- Prado, E., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Altuna, A., and Cobo, A. (2019a). Analysis of the population structure of a gorgonian forest (*Placogorgia* sp.) using a photogrammetric 3D modeling approach at Le Danois Bank, Cantabrian Sea. *Deep-Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 153: 3124.
- Prado, E., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Altuna, Á., Cobo, A., (2019b). Semi-automatic method of fan surface assessment to achieve gorgonian population structure in Le Danois Bank, Cantabrian Sea. *ISPRS Int. Arch. Photogramm. Remote. Sens. Spat. Inf. Sci.* 2019, XLII-2/W10, 2–3.
- Prado, E., Gómez-Ballesteros, M., Cobo, A., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Arrese, B., Rodríguez-Cobo, L. (2019c). 3D Modeling of Rio Miera wreck ship merging optical and multibeam high resolution points cloud. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, XLII-2/W10, 159–165.
- Price, D.M., Robert, K., Callaway, A., Lacono, C.L., Hall, R.A., Huvenne, V.A.I., (2019). Using 3D photogrammetry from ROV vídeo to quantify cold- water coral reef structural complexity and investigate its influence on biodiversity and community assemblage. *Coral Reefs* 38, 1007–1021.
- Punzón, A., Arronte, J.C., Sánchez, F., García-alegre, A., (2016). Spatial characterization of the fisheries in the Avilés Canyon System (Cantabrian Sea, Spain). *Caracterización espacial de las pesquerías en el Sistema de Cañones de Avilés (mar Cantábrico, España)*. *Cienc. Mar.*, 42 (4), 237–260.
- Purser, A., Bergmann, M., Lundälv, T., Ontrup, J., (2009). Use of machine-learning algorithms for the automated detection of cold-water coral habitats: A pilot study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 397, 241–251.
- Raghu, M., Schmidt, E., (2020). A Survey of Deep Learning for Scientific Discovery. *arXiv: 2003.11755*.

- Raoult, V., Reid-Anderson, S., Ferri, A., Williamson, J.E., (2017). How reliable is structure from motion (SfM) over time and between observers? A case study using coral reef bommies. *Remote Sens.* 9, 740.
- Redmon, J., Divvala, S., Girshick, R., & Farhadi, A. (2016). You only look once: Unified, real-time object detection. In *Proceedings of the IEEE conference on computer vision and pattern recognition*, pp. 779-788.
- Rees, M.J., Knot, N.A., Neilson, J.M., Linklater, M., Osterloh, I., Jordan, A., Davis, A.R., (2018). Accounting for habitat structural complexity improves the assessment of performance in no-take marine reserves. *Biol. Conserv.*, 224, 100–110.
- Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink, J., Krause, J., Lorange, P.I, Áki Ragnarsson, S., Skoeld, M., Trabucchoj, B., Enserink, L., Norkkolet, A., (2012). Indicators for sea-floor integrity under the European marine strategy framework directive. *Ecol. Indicat.* 12, 174–184.
- Richardson, L.E., Graham, N.A.J., Hoey, A.S., (2017). Cross-scale habitat structure driven by coral species composition on tropical reefs. *Sci. Rep.* 7, 7557.
- Rieser, A., (2000). Essential fish habitat as a basis for marine protected areas in the U.S. Exclusive Economic Zone. *Bull. Mar. Sci.* 66 (3), 889–899.
- Ríos, P., Aguilar, R., Torriente, A., Muñoz, A., Cristobo, J., (2018). Sponge grounds of *Artemisina* (Porifera, Demospongiae) in the Iberian Peninsula, ecological characterization by ROV techniques. *Zootaxa* 2018, 4466, 95–123.
- Ríos, P., Prado, E., Carvalho, F. C., Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Xavier, J. R., Ibarrola, T.P., Cristobo, J., (2020). Community composition and habitat characterization of a rock sponge aggregation (Porifera, Corallistidae) in the Cantabrian Sea. *Front. Mar. Sci.* 7:578.
- Ríos, P., Sánchez, F., (2021). Informe sobre el estado actual de conocimiento de la biodiversidad del LIC-ESZZ12003 “SISTEMA DE CAÑONES SUBMARINOS DE AVILÉS”, LIFE IP INTEMARES, 9 de febrero de 2021, accesible en https://intemares.es/sites/default/files/inventario_canon_de_aviles_2021.pdf.
- Robert, K., Huvenne, V.A.I., Georgiopoulou, A., Jones, D.O.B., Marsh1, L., Carter, G.D.O., Chaumillon, L., (2017). New approaches to high-resolution mapping of marine vertical structures. *Sci. Rep.* 7, 9005.

- Roberts, C.M., McClean, C.J., Veron, J.E., Hawkins, J.P., Allen, G.R., McAllister, D.E., Mittermeier, C.G., Schueler, F.W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C., Werner, T.B., (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, 295, pp. 1280-1284.
- Rodríguez-Basalo, A., Sánchez, F., Punzón, A., Gómez-Ballesteros, M., (2019). Updating the Master Management Plan for El Cachucho MPA (Cantabrian Sea) using a spatial planning approach. *Cont. Shelf Res.*, 184, 54–65.
- Rodríguez-Basalo, A., Prado, E., Sánchez, F., Ríos, P., Gómez-Ballesteros, M., Cristobo, J. (2021). High resolution spatial distribution for the hexactinellid sponges *Asconema setubalense* and *Pheronema carpenteri* in the Central Cantabrian Sea. *Front. Mar. Sci.*
- Rooper, C.N., Etnoyer, P.J., Stierhoff, K.L., Olson, J.V., (2017). Effects of fishing gear on deep-sea corals and sponges in U.S. Waters. In: Hourigan, T.F., Etnoyer, P.J., Cairns, S.D. (Eds.) *The State of Deep Sea Coral and Sponge Ecosystems of the United States*. NOAA Technical Memorandum NMFS-OHC-4. Silver Spring, MD, p. 36.
- Ross, R.E., Howell, K.L., (2013). Use of predictive habitat modelling to assess the distribution and extent of the current protection of 'listed' deep-sea habitats. *Divers. Distrib.* 19, 433–445.
- Rowden, A.A., Anderson, O.F., Georgian, S.E., Bowden, D.A., Clark, M.R., Pallentin, A., Miller, A., (2017). High-Resolution Habitat Suitability Models for the Conservation and Management of Vulnerable Marine Ecosystems on the Louisville Seamount Chain, South Pacific Ocean. *Front. Mar. Sci.*, 4, 335.
- Royer, J.P., Nawaf, M.M., Merad, D., Saccone, M., Bianchimani, O., Garrabou, J., Ledoux, J.B., Lopez-Sanz, A., Drap, P., (2018). Photogrammetric surveys and geometric processes to analyse and monitor red coral colonies. *J. Mar. Sci. Eng.* 6 (2), 42.
- Sánchez, F., Serrano, A., Parra, S., Ballesteros, M., 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). *J. Mar. Syst.* 72, 64–86.
- Sánchez, F., Serrano, A., Gomez-Ballesteros, M., (2009). Photogrammetric quantitative study of habitat and benthic communities of deep Cantabrian Sea hard grounds. *Cont. Shelf Res.* 29, 1174–1188.

- Sánchez, F., Rodríguez, J.M., (2013). POLITOLANA, a new low cost towed vehicle designed for the characterization of the deep-sea floor. In Proceedings of the Martech 2013 5th International Workshop on Marine Technology, Girona, Spain, 9–11 October 2013.
- Sánchez, F., González-Pola, C., Druet, M., García-Alegre, A., Acosta, J., Cristobo, F.J., Parra, S., Ríos, P., Altuna, A., Gómez-Ballesteros, M., Muñoz-Recio, A., Rivera, J., Díaz del Río, G., (2014). Habitat characterization of deep-water coral reefs in La Gavierra canyon (Avilés canyon system, Cantabrian Sea). *Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 106, 118–140.
- Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., García-Alegre, A., Gómez-Ballesteros, M., (2017). Hard bottom bathyal habitats and keystone epibenthic species on Le Danois Bank (Cantabrian Sea). *J. Sea Res.* 130, 134–135.
- Sánchez, F., Rodríguez-Basalo, A., Gómez-Ballesteros, M., Prado, E., Patrocinio, T., Ríos, P., Punzon, A., Rueda, J., Cristobo, J., (2019). Habitats characterization of circalittoral rocky bottoms of the Avilés Canyon System (Cantabrian Sea). *Front. Mar. Sci. Conf. Abstr. XX Iber. Symp. Mar. Biol. Stud. (SIEBM XX)*.
- SCDB, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2010). *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 3*. Montreal, 2010. 94 páginas
- SCDB, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2020) *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 5*. Montreal.
- Šiaulys, A., Vaičiukynas, E., Medelytė, S., Olenin, S., Šaškov, A., Buškus, K., Verikas, A., (2021). A fully-annotated imagery dataset of sublittoral benthic species in Svalbard, Arctic, *Data in Brief*, Volume 35, 106823.
- Sherwood, O.A., Edinger, E.N., (2009). Ages and growth rates of some deep-sea gorgonians and antipatharian corals of Newfoundland and Labrador. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66, 142–152.
- Shihavuddin, A., Gracias, N., Garcia, R., Gleason, A., Gintert, B., (2013). Image-based coral reef classification and thematic mapping. *Remote Sensing.* 5(4): 1809-41.
- Sipkema, D., Osinga, R., Schatton, W., Mendola, D., Tramper, J., Wijffels, R.H. (2005). Large-scale production of pharmaceuticals by marine sponges: Sea, cell, or synthesis? *Biotechnol. Bioeng.* 90, 201–222.

- Sitjà, C., Maldonado, M. (2014). New and rare sponges from the deep shelf of the Alboran Island (Alboran Sea, Western Mediterranean). *Zootaxa* 3760, 141–179.
- Sponaugle, S., LaBarbera, M., (1991). Drag-induced deformation: a functional feeding strategy in two species of gorgonians. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 148, 121–134.
- Stimson, J., Kinzie, R.A.I.I.I., (1991). The temporal pattern and rate of release of zooxanthellae from the reef coral *Pocillopora damicornis* (Linnaeus) under nitrogen-enrichment and control conditions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 153, 63–74.
- Storlazzi, C.D., Dartnell, P., Hatcher, G.A., Gibbs, A.E., (2016). End of the chain? Rugosity and fine-scale bathymetry from existing underwater digital imagery using structure-from-motion (SfM) technology. *Coral Reefs*, 35, 887–892.
- Sweeney, C., (2016). Theia Multiview Geometry Library: Tutorial & Reference. Theia-manual. <http://theia-sfm.org>.
- Tabachnick, K.R., Menshenina, L.L., (2007). Revision of the genus *Asconema* (Porifera: Hexactinellida: Rossellidae). *J. Mar. Biol. Assoc. U K.* 87, 1403–1429.
- Taboada, S., Altuna, A., Sánchez, A., Junoy, J., (2019). A new species of astacilla (Crustacea: isopoda: valvifera) from the Le Danois Bank (N Spain, NE Atlantic), living on *Placogorgia* sp. (Cnidaria: octocorallia) with notes on the cnidarian host. *Deep-Sea research Part I. Oceanogr. Res. Pap.* 148, 108–122.
- Tola, E., Lepetit, V., Fua, P., (2010). DAISY: an efficient dense descriptor applied to wide-baseline stereo. *IEEE Trans. Pattern Anal. Mach. Intell.* 32 (5), 815–830.
- Topsent, E. (1901). Spongiaires. Résultats du voyage du S.Y. 'Belgica' en 1897–99 sous le commandement de A. de Gerlache de Gomery. *Expédition antarctique belge. Zoologie* 4, 1–54.
- Topsent, E. (1916). Diagnoses d'éponges recueillies dans l'Antarctique par le Pourquoi-Pas? *Bulletin du Muséum national d'histoire naturelle, Paris* 22, 163–172.
- Tribunal de Cuentas Europeo (2020). Informe Especial Medio marino: la protección de la Unión Europea es extensa pero poco profunda. ISBN 978-92-847-5464-9.
- Turón, X., Tarjuelo, I., Uriz, M.J. (1998). Growth dynamics and mortality of the encrusting sponge *Crambe crambe* (Poecilosclerida) in contrasting habitats: correlation with population structure and investment in defence. *Funct. Ecol.* 12, 631–639.

- Van Aken, H.M., (2000). The hydrography of the mid-latitude Northeast Atlantic Ocean. II: the intermediate water masses. *Deep-Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 47, 789–824.
- Van den Beld, I.M.J., Bourillet, J.F., Arnaud-Haond, S., de Chambure, L., Davies, J.S., Guillaumont, B., Olu, K., Menot, L., (2017). Cold-water coral habitats in submarine canyons of the Bay of Biscay. *Front. Mar. Sci.* 4, 118.
- Van Proosdij, A.S.J., Sosef, M.S.M., Wieringa, J.J., Raes, N., (2016). Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography*, 39, 542–552.
- Veal, C.J., Carmi, M., Fine, M., Hoegh-Guldberg, O., (2010). Increasing the accuracy of surface area estimation using single wax dipping of coral fragments. *Coral Reefs* 29, 893–897.
- Von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth (Inquires on growth laws. II). *Hum. Biol.* 10, 181–213.
- Wainwright, S.A., Dillon, J.R., (1969). On the orientation of sea fans (Genus *Gorgonia*). *Biol. Bull.* 136, 136–139.
- Watanabe, S., Metaxas, A., Sameoto, J., Lawton, P., (2009). Patterns in abundance and size of two deep-water gorgonian octocorals, in relation to depth and substrate features off Nova Scotia. *Deep-Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 56, 2235–2248.
- Weil, E., Rogers, C.S., Croquer, A., (2016). Octocoral diseases in a changing ocean. In: Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A., Orejas Saco Del Valle, C. (Eds.), *Marine Animal Forests*. Springer, Cham, pp. 1–55.
- Westoby, M.J., Brasington, J., Glasser, N.F., Hambrey, M.J., Reynolds, J.M., (2012). Structure-from-Motion photogrammetry: a low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology* 179, 300–314.
- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A., (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity Distrib.* 14, 763–773.
- Wyville, T.C. (1873) *Depths of the Sea: an account of the General Results of the Dredging Cruises of H.M.S.S. 'Porcupine' and 'Lightning' During the Summers of 1868, 1869, and 1870 under the Scientific Direction of Dr. Carpenter, F.R.S., J.Gwyn Jeffreys, F.R.S., and Dr. Wyville Thomson, F. R. S.*, London: MacMillan and Co.

- Yahel, G., Whitney, F., Reiswig, H.M., Eerkes-Medrano, D.I., Leys, S.P. (2007). In situ feeding and metabolism of glass sponges (Hexactinellida, Porifera) studied in a deep temperate fjord with a remotely operated submersible. *Limnol. Oceanogr.* 52, 428–440.
- Yang, X., Zeng, Z., Teo, S.G., Wang, L., Chandrasekhar, V., Hoi, S., (2018). Deep Learning for Practical Image Recognition: Case Study on Kaggle Competitions. In *KDD '18: The 24th ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery & Data Mining*, August 19–23, 2018, London, United Kingdom. ACM, New York, NY, USA, 9 pages.
- Yanovski, R., Nelson, P.A., Abelson, A., (2017). Structural Complexity in Coral Reefs: Examination of a Novel Evaluation Tool on Different Spatial Scales. *Front. Ecol. Evol.*, 5, 1–9.
- Young, G.C., Dey, S., Rogers, A.D., Exton, D., (2018). Correction: Cost and time-effective method for multi-scale measures of rugosity, fractal dimension, and vector dispersion from coral reef 3D models. *PLoS ONE*, 13, e0201847.
- Zapata-Ramírez, P.A., Huete-stauffer, C., Scaradozzi, D., Marconi, M., Cerrano, C., (2016). Testing methods to support management decisions in coralligenous and cave environments. A case study at Porto Fino MPA. *Mar. Environ. Res.*, 118, 45–56.

