

Revista de Ciencias Naturales en islas

SCIENTIA INSULARUM

Universidad de La Laguna

5

2024



Revista
SCIENTIA
INSULARUM

Revista
SCIENTIA INSULARUM

Revista Científica
de la Universidad de La Laguna

DIRECTOR / EDITOR IN CHIEF

José Carlos Hernández (ULL). jocarther@ull.es

COORDINADORES / SENIOR EDITORS

Carlos Sangil Hernández (ULL). carlossangilhernandez@gmail.com

José María Fernández-Palacios (ULL). jmferpal@gmail.com

Lea de Nascimento (ULL). leadenas@gmail.com

CONSEJO DE REDACCIÓN / ASSISTANT EDITORS

Beatriz Alfonso. Investigadora postdoctoral (UB-ULL).

Sara González-Delgado. Investigadora postdoctoral (UB-ULL).

Elena Rocafull. Investigadora predoctoral (ULL).

CONSEJO ASESOR / SCIENTIFIC BOARD

Aarón González Castro, Adriana Rodríguez Hernández, Airam Rodríguez Martín, Alberto Brito Hernández, Alejandro Escánez, Alejandro Martínez García, Alfredo Reyes Betancort, Alfredo Valido Amador, Ana Isabel de Melo Azevedo Neto, Ana Sofía P.S. Reboleira, Aníbal Delgado Medina, Beatriz Rumeu, Beneharo Rodríguez Martín, Carlos Aguiar, Celso A. Hernández Díaz, Corrine Almeida, David Hernández Teixidor, David Pérez Padilla, Eliseba García Padrón, Félix Manuel Medina Hijazo, Fernando Espino, Filipe Alves, Francisco J. Pérez-Torrado, Guilherme Ortigara Longo, Gustavo M. Martins, Heriberto López, Isildo Gomes, Israel Pérez Vargas, Jairo Patiño Llorente, Jesús M. Falcón Toledo, Jorge Henrique Capelo Gonçalves, Jorge Núñez Fraga, José María Landeira, José Ramón Arévalo, Juan Carlos Illera Cobo, Juan Domingo Delgado García, Juan Pedro Díaz, Juana María González Mancebo, Juli Caujapé-Castells, Julio Afonso Carrillo, Kilian Toledo Guedes, Leopoldo Moro Abad, Manfred Kaufman, Manuel Nogales Hidalgo, Marcelino José del Arco Aguilar, Marta López Darías, Marta Sansón Acedo, Miguel Menezes de Sequeira, Natacha Aguilar de Soto, Nuria Macías-Hernández, Paulo Alexandre Vieira Borges, Pedro Afonso, Pedro Oromí Masoliver, Pedro Sosa, Ramón Casillas, Ricardo Haroun, Rogelio Herrera Pérez, Rüdiger Otto, Rui Freitas, Ruth Jaén Molina, Juan Carlos Rando Reyes, Israel Pérez-Vargas, Jairo Patiño, Carlos Ruiz Carreira, Carolina Mallol.

PÁGINA WEB: <https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/index>

EDITA

Servicio de Publicaciones de la Universidad de La Laguna
Campus Central. 38200 La Laguna. Santa Cruz de Tenerife
Tel.: 34922319198

DISEÑO EDITORIAL

Jaime H. Vera
Javier Torres/Luis C. Espinosa

MAQUETACIÓN Y PREIMPRESIÓN

Servicio de Publicaciones

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05>

ISSN: 2659-6644 (edición digital)

Prohibida la reproducción total o parcial de esta obra sin permiso del editor.

Revista
SCIENTIA
INSULARUM

5

SERVICIO DE PUBLICACIONES
UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA, 2024

REVISTA Scientia Insularum [recurso electrónico]. –La Laguna: Servicio de Publicaciones, Universidad de La Laguna, 2018–.

Anual.

En portada: Universidad de La Laguna. Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología.

Acceso libre.

Revista electrónica.

Modo de acceso: World Wide Web.

Tít. tomado de la página principal (consultada: 29 de enero de 2019).

ISSN En trámite.

I. Ciencias Naturales-Islas-Publicaciones Periódicas-En línea. I. Universidad de La Laguna. Departamento de Biología Animal y Edafología y Geología.

504(22)(05)

NORMAS GENERALES PARA EL ENVÍO Y PRESENTACIÓN DE TRABAJOS

1. La revista acepta el envío de manuscritos originales en español o en inglés, a través de la plataforma OJS de la ULL (<https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/index>).
2. Todos los trabajos deberán ser originales o inéditos y no deben estar en proceso de revisión por la editorial de otra revista. Los autores deberán, además, asumir el compromiso de no remisión a otra revista, una vez presentado e iniciado el proceso de revisión por parte de *Scientia Insularum*.
3. Los artículos, escritos en Word, deberán seguir las normas de envío que se encuentran en el siguiente *link*: <https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/about/submissions>.
4. En la primera página del artículo se ha de incluir el título del trabajo, autoría, institución a la que pertenece, *email* del autor para la correspondencia, breve resumen (200 palabras máximo) con palabras clave (entre 3 y 6) y su correspondiente traducción en castellano o en inglés, según corresponda.
5. Existen cuatro tipos diferentes de contribuciones: artículo, nota, síntesis e historia natural. Para más detalle ver las normas de envío en el *link* anterior.

GENERAL SUBMISSION NORMS AND TEXT FORMATING

1. The journal accepts the submission of original manuscripts in Spanish or English, submitted through the ULL - OJS platform (<https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/index>).
2. All the articles should be original or unpublished, and should not be in the revision process of another journal. Additionally, the authors should assume the compromise of not submitting the manuscript to another journal once submitted to *Scientia Insularum*.
3. The articles written in Word should carefully follow the authors guide for submission, described in the following link: <https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/about/submissions>.
4. The first page of the article should include the title, the authorship, the institution of the author/s, email of the corresponding author, abstrac (200 word maximum) with key words (3 to 6) and its translation to English of Spanish, depending on the language submission of the contribution.
5. There are four types of different contributions: Article, Note, Synthesis and Natural History. For more details, please see the authors guide in the previous link.

Revista *Scientia Insularum*

Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología y

Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal

Facultad de Ciencias. Universidad de La Laguna

LA LAGUNA (SANTA CRUZ DE TENERIFE, CANARIAS, ESPAÑA)

EDITA

Servicio de Publicaciones

UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA

Campus Central

38200, LA LAGUNA (SANTA CRUZ DE TENERIFE, CANARIAS, ESPAÑA)

SISTEMA DE EVALUACIÓN DE LOS TRABAJOS

Una vez recibido el manuscrito, será considerado por los editores, quienes se reservan el derecho de rechazarlo directamente o enviarlo a los revisores. Los motivos de un rechazo directo pueden ser el incumplimiento de las normas de publicación o la incoherencia del trabajo con el objetivo principal de la revista. Si el artículo pasa esta primera evaluación, será enviado a dos revisores especializados del consejo asesor, quienes podrán sugerir un tercer o cuarto revisor. Una vez recibidos los comentarios de los revisores, los editores podrán aceptar el manuscrito sin cambios, con cambios menores, con cambios mayores o rechazarlo. Una vez que los autores hayan recibido los comentarios de los editores y revisores, tendrán un tiempo prudencial de un mes para reenviar sus correcciones a la revista. A todos los artículos aceptados se les adjudicará un identificador de objeto digital (DOI) y serán publicados de manera inmediata *online*. Estos se subirán a la página web del SPULL en formato pdf y serán de libre acceso con licencia Creative Commons –[Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional](#)–.

Scientia Insularum pretende ser una revista electrónica con un corto periodo de revisión y publicación de los artículos. También, se planea la elaboración de volúmenes temáticos que podrán ser publicados en formato papel.

EVALUATION PROCESS OF THE ARTICLES

Once we receive the manuscript it will be considered by the editors who have the right to reject it or to submit it to reviewers. The main reason for a direct rejection could be that it does not comply with the general author guidelines or the incoherence of the manuscript with the main scope of the journal.

If the manuscript passes the first evaluation it will be submitted to two specialized reviewers of the scientific council who could suggest a third or a fourth reviewer. Once we receive the reviewer comments, the editors would accept the manuscript with no changes, with minor changes, with major changes or to reject it. Once the authors have received editor and reviewer's comments will have a prudential time of one month to re-submit their corrections to the journal.

All the accepted papers will have a digital object identifier (DOI) and will be published online immediately. These will be uploaded to the web page of the Servicio of SPULL in pdf format and will be open access with Creative Commons –[Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional](#)–.

Scientia Insularum wants to be a fast-publishing electronic journal with a short review and publication process of papers. It is also planned to compile specific volumes that would be published in paper format.

SCIENTIA INSULARUM / ISLANDS SCIENCE

Revista de Ciencias Naturales que tiene por contenido el *estudio de los organismos, los procesos ecológicos y geológicos en islas y el impacto de las actividades humanas sobre ellos*, tanto en el ambiente terrestre como en el marino. Con este objetivo tienen cabida trabajos de investigación en el ámbito de la Biología: *taxonomía, ecología, biogeografía, evolución y conservación*, así como aquellos más ligados a las Ciencias de la Tierra: *vulcanología, geomorfología, climatología y oceanografía*. Con este enfoque, *Scientia Insularum* pretende ser una revista que aborde de manera integral el estudio de la naturaleza de las islas y así ahondar en el conocimiento de su biodiversidad y de los procesos geológicos y ecológicos que la determinan.

Natural Science journal that has as content *the study of organisms, ecological and geological processes in Islands and the impact of human activities on them*, in both terrestrial and marine environments. With this objective, we welcome biological studies on *taxonomy, ecology, biogeography, evolution and conservation*; as well as those related with Earth Science on *volcanology, geomorphology, climatology and oceanography*. With this scope, the *Journal of Islands Science* pretend to be a journal that integrates the study of islands nature to promote wider knowledge of its biodiversity and the geological and ecological processes that determine it.

Esta revista surge por la necesidad de tener un espacio común para la difusión y reflexión sobre los procesos singulares que ocurren en las islas y que las hace auténticos laboratorios naturales. Estas materias son, además, objeto de enseñanza y estudio en dos másteres oficiales de la Universidad de La Laguna: «Biodiversidad Terrestre y Conservación en Islas» y «Biología Marina: Biodiversidad y Conservación». Por lo que este compendio anual de trabajos puede servir de apoyo didáctico a profesores y alumnos de dichos másteres, y para ayudar a aquellos estudiantes que tengan una vocación más científica y quieran dar sus primeros pasos en la publicación de sus trabajos.

This journal arises from the need to have a common space for the dissemination and reflection of the singular processes that occur in islands, and that makes them genuine natural laboratories. These knowledge topics are also studied in our official master programs of the Universidad de La Laguna: “Terrestrial Biodiversity and Conservation on Islands” and “Marine Biology: Biodiversity and Conservation”. In this sense, these annual issues will act as a teaching support for professors and students of these masters, and to help those students with scientific vocation looking for their first steps on the publication of their studies.

Periodicidad anual / Anual

Idiomas español e inglés / Spanish and English

Acceso abierto / Open Access

Revista electrónica / e-journal

Servicio de publicaciones de la Universidad de La Laguna
<https://www.ull.es/servicios/publicaciones/categoria/publicaciones-periodicas/>

SUMARIO / CONTENTS

ARTÍCULOS / ARTICLES

- La seminoteca del herbario TFC (SEGAI): desempolvando un pequeño gran tesoro / TFC Herbarium Seed Preserved Collection (SEGAI): dusting off a small but valuable treasure
Cristina González Montelongo, Paula Aguiar Gil y Marcelino del Arco Aguilar..... 11
- Invertebrados presentes en el intermareal del islote de Lobos. Invertebrates found at the intertidal of Lobos Islet
Marina Aliende-Hernández, Sara González-Delgado, Beatriz Alfonso, Iván Cano y José Carlos Hernández..... 37
- Early life stages of common brachyuran species found in shallow waters of Tenerife Island. Etapas de vida temprana de braquiuros comunes en aguas someras de la isla de Tenerife
Aitor Ugena, Estefanía González-González e Iván Cano..... 51
- Presencia y residencia temporal de individuos de tortuga verde (*Chelonia mydas*) en la bahía de Abades (Tenerife). Presence and temporary residence of green turtle individuals (*Chelonia mydas*) in Abades Bay (Tenerife)
Marc Martín Solà, Alejandro Usategui Martín y Elisabet Badosa Clemente..... 65
- Identifying perspectives and framing attitudes on spearfishing in The Canary Islands (Spain). Identificando perspectivas y enmarcando actitudes sobre la pesca submarina en las Islas Canarias (España)
Pablo Martín-Sosa, José J. Castro y Ana Gordo..... 77
- Caracterización de las comunidades ícticas de charcos intermareales en la isla de Tenerife. Characterization of intertidal pool fish communities on Tenerife Island
Alberto Gayá Vilar, Juan Antonio Torres Gil y Marta García-Doce... 101



SÍNTESIS / SYNTHESIS

Uso de los Sistemas de Vídeo Estereoscópico Submarino Remoto pelágicos (stereo-BRUV) para el estudio de las tortugas marinas en aguas atlánticas. Use of pelagic Baited Remote Underwater Stereo-Video (stereo-BRUVs) systems for the study of sea turtles in the Atlantic Waters

Claudia Hurtado-Pampín, Raquel de la Cruz-Modino y José Carlos Hernández.....

117

NOTA / NOTE

Preliminary study on the effect of natural acidification on meiofaunal communities in sandy substrates. Estudio preliminar sobre el efecto de la acidificación natural en las comunidades meiofaunales de sustratos arenosos

Sara González-Delgado, Jorge Núñez y José Carlos Hernández.....

135

HISTORIA NATURAL / NATURAL HISTORY

Primer registro de torpedo atlántico (*Tetronarce nobiliana*) en la costa de Tenerife. First record of Atlantic Torpedo (*Tetronarce nobiliana*) on the coast of Tenerife

Antonio Sabuco Blaya, Marc Martín Solà, Martí Vilanova Gallardo y Pau Homedes Guerrero.....

145

Passive trans-Atlantic dispersal of the pearl-oyster *Pinctada imbricata* Röding, 1798 to the Canaries. Transporte transatlántico pasivo de la ostra perlífera *Pinctada imbricata* Röding, 1798 hacia Canarias

José Carlos Hernández, Leopoldo Moro-Abad, Sara González-Delgado, Beatriz Alfonso, Marina Aliende, Carlos Sangil y Rogelio Herrera.....

149

First observation of the green algae *Codium bursa* at the Natural Park Islote de Lobos, Fuerteventura (Canary Islands). Primera observación del alga verde *Codium bursa* en el Parque Natural Islote de Lobos, Fuerteventura (islas Canarias)

Beatriz Alfonso.....

153



ARTÍCULOS / ARTICLES

LA SEMINOTECA DEL HERBARIO TFC (SEGAI): DESEMPOLVANDO UN PEQUEÑO GRAN TESORO

Cristina González Montelongo*, Paula Aguiar Gil**
& Marcelino del Arco Aguiar***

RESUMEN

La seminoteca del Herbario TFC (SEGAI) es una colección accesoria iniciada en 1974 por iniciativa del Dr. Wildpret y que hasta 1985 participó en intercambios a través de *Index Seminum* (Departamento de Botánica, 1974-1976 y 1978-1985), momento en el que la colección se abandonó para focalizar el esfuerzo técnico de conservación en las colecciones principales del Herbario. Hasta el presente, esta colección, constituida por 3061 muestras, se ha mantenido prácticamente sin uso, salvo excepcionalmente alguna consulta de naturaleza taxonómica. El objetivo principal del trabajo ahora emprendido es mejorar las condiciones generales de conservación de la colección y darla a conocer a la comunidad científica. Se han analizado las coberturas taxonómicas, espaciales y temporales de las 1565 muestras de semillas recolectadas en el archipiélago canario, y se ha realizado un análisis de la calidad de los datos de dichas muestras.

Palabras clave: colección de semillas; Herbario TFC.

TFC HERBARIUM SEED PRESERVED COLLECTION (SEGAI): DUSTING OFF A SMALL BUT
VALUABLE TREASURE

ABSTRACT

The seed library ("*seminoteca*") of the Herbarium TFC, belonging to the General Research Support Service (SEGAI) of the University of La Laguna, is an accessory collection started in 1974 at the initiative of Dr Wildpret. Until 1985, it carried out exchanges through an *Index Seminum* (Department of Botany, 1974-1976 and 1978-1985). Subsequently, its activity ceased to focus on the conservation of the Herbarium main collections, and the seed collection, made up of 3061 samples, was left unused, except for some taxonomic queries. Now, we have undertaken the improvement of the general conservation of the collection, and we want to make it known to the scientific community. Taxonomic, spatial, and temporal coverage of the 1565 seed samples collected in the Canary Archipelago has been analysed, and an evaluation of the quality of the sample data has been carried out.

Keywords: Seed preserved collection, TFC Herbarium.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05.01>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 5; febrero 2024, pp. 11-35; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas se ha observado un interés creciente en el estudio morfológico de las semillas (forma, ornamentación, peso, tamaño, etc.) para estudios taxonómicos, ecológicos o de conservación (Foster & Janson, 1985; Rees, 1995; Khurana *et al.*, 2006; Romero-Saritama, 2015; Romero-Saritama & Pérez, 2016; Nualart *et al.*, 2017). En este sentido, las colecciones de semillas presentes en museos, colecciones museográficas y herbarios institucionales y privados toman un papel de relativa importancia, al proveer no solo de material actual, sino también de material antiguo, siendo este de interés para el estudio de fenómenos ambientales como son el cambio climático, y para la agronomía o la actividad industrial (Singh *et al.*, 2013; Panchen & Gorelick, 2017; Chapman *et al.*, 2019; Nair, 2019), entre otros.

La colección de semillas del Herbario TFC (SEGAI, 2021) nació en 1974 por iniciativa del catedrático de botánica Wolfredo Wildpret de la Torre y fue su conservador responsable el Dr. Eduardo Barquín Díez, quien con mucho afán y de forma metódica llevó a cabo todas las tareas propias desde la recolección hasta la conservación final de las muestras, con la colaboración del resto de componentes del Departamento de Botánica en aquella época. Durante los primeros años esta colección participó en intercambios con otras instituciones, nacionales e internacionales, a través de *Index Seminum* (Departamento de Botánica, 1974-1976, 1978-1985). A partir de 1985, limitó su crecimiento y dejó de participar en los mencionados intercambios para focalizar el esfuerzo técnico de conservación en las colecciones principales del Herbario, fundamentalmente las colecciones de plantas vasculares (TFC) y hongos (TFC-Mic), sumando estas en la actualidad más de 130 000 especímenes (Thiers, 2021). Hasta el presente, la colección de semillas se ha mantenido prácticamente sin uso, desconociéndose el número de muestras del que consta. Teniendo en cuenta que las condiciones de conservación de las muestras de la seminoteca del TFC no han sido las óptimas (se han conservado en un garaje expuesto a condiciones ambientales de temperatura y humedad cambiantes, diaria y anualmente), no hemos realizado, por el momento, estudios de viabilidad de las semillas que forman parte de esta colección (Pérez & Pita, 2001; Gold *et al.*, 2004).

El objetivo principal del trabajo fue mejorar las condiciones generales de conservación de la colección y darla a conocer a la comunidad científica. Para ello, los objetivos parciales marcados fueron: i) informatizar la colección de semillas y ii) realizar las tareas de conservación necesarias para su mantenimiento a largo plazo.

* Servicio General de Apoyo a la Investigación (Herbario TFC). Vicerrectorado de Investigación. Universidad de La Laguna.

** Grado de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad de La Laguna.

*** Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Facultad de Ciencias. Universidad de La Laguna.

* Autor para la correspondencia: cgonzalm@ull.es.

MATERIALES Y MÉTODOS

La colección de semillas se organizó provisionalmente en cajas de herbario, atendiendo a la procedencia de las muestras (material recolectado en Canarias y material procedente de intercambio), y en orden alfabético, limpiando los tubos de ensayo o los sobres de cada muestra. Se informatizó la información presente en cada muestra haciendo uso del programa Microsoft Excel® 2010, incorporando los siguientes campos: cf., aff., género, cf., aff., sp., epíteto específico, autoría, cf., aff., ssp., epíteto, autoría, var./f., epíteto, autoría, país, comunidad autónoma/región, isla, municipio, localidad, UTM/coordenada geográfica, altitud, fecha de recolección, *legit*, *determinavit* y observaciones. La información se amplió en la base de datos con la complementación de datos ausentes en las etiquetas originales siempre que fuera posible, y distinguiendo los datos incluidos *a posteriori* de los originales. Finalmente, se añadió una última columna al documento, denominada «nombre actualizado», para homogeneizar los nombres de los taxones, haciendo uso del Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (Gobierno de Canarias, Biocan, 2021). En caso de no estar presentes en esta base de datos, se recurrió a *International Plant Name Index* (IPNI, 2021).

Con los datos referentes a isla, municipio, localidad y UTM/coordenada, se ha podido generar un mapa (editado en el programa informático QGIS 3.16 Hannover) con el origen geográfico del material que forma parte de la seminoteca. Este tipo de mapas permite analizar fácilmente los posibles sesgos geográficos que presenta una colección de historia natural.

En 2021 se ha comenzado con las labores curatoriales enfocadas a la conservación de la colección, limpieza o reemplazo de tubos de ensayo rotos, el reemplazo del algodón antiguo y la adición de sílica gel y tapón plástico a cada muestra. Las muestras canarias se han conservado en viales de vidrio, mientras que las procedentes de intercambio se han conservado en sus sobres de papel original. Finalmente, la colección se ha depositado en un archivador metálico en el interior de una sala con control de temperatura y humedad, cuya temperatura media es de $24,5 \pm 2,5$ °C y la humedad media es de $52,5 \pm 7,5\%$.

RESULTADOS

La colección de semillas del Herbario TFC consta de 3061 muestras, procedentes de 34 países diferentes (Alemania, Andorra, Argentina, Australia, Bélgica, Brasil, Canadá, Dinamarca, EE.UU., Eslovaquia, España, Finlandia, Francia, Grecia, Hungría, Irlanda, Islandia, Italia, Japón, Lituania, Noruega, Países Bajos, Polonia, Portugal, Principado de Mónaco, Reino Unido, Rumanía, Rusia, Sahara Occidental, Senegal, Suecia, Suiza, Turquía y Ucrania; tabla 1). Algo más de la mitad de las muestras (53%) proviene de España (Andalucía –Cádiz y Málaga–, Aragón– Huesca–, Canarias, Cataluña –Lérida y Tarragona–, y Madrid), y fundamentalmente del archipiélago canario (tabla 2).



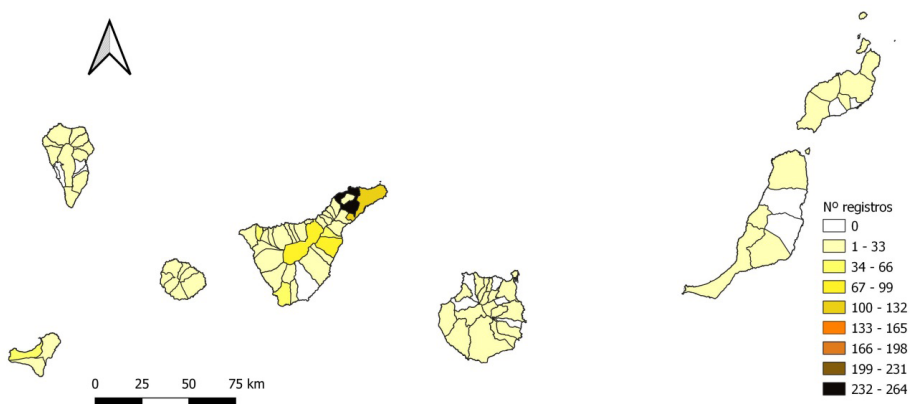


Figura 1. Distribución espacial de las recolecciones realizadas en los distintos municipios del archipiélago canario.

Se muestran a continuación los resultados referentes únicamente a la colección de semillas de Canarias (no proveniente de intercambios con otros herbarios regionales), con 1565 registros de 368 taxones, y se analizan las coberturas taxonómica, espacial y temporal de las semillas conservadas, y la calidad de los datos de la colección.

COBERTURA TAXONÓMICA

La colección de semillas tiene representado el 15,3% de la biodiversidad de angiospermas silvestres del archipiélago (Gobierno de Canarias, Biocan, 2021). Los géneros con mayor número de especies y subespecies representadas son *Sideritis* (21 taxones), *Echium* (15), *Aeonium* (14), *Lotus*, *Euphorbia* y *Argyranthemum* (7). Las especies con mayor número de recolecciones son *Sideritis dendrochahorra* Bolle (17 muestras), *Digitalis canariensis* L. (21), *Astydamia latifolia* (L. f.) Baill (24) y *Dorycnium eriophthalmum* Webb & Berthel (29). De las 78 familias presentes, las más ampliamente representadas fueron *Fabaceae* (240 muestras), *Asteraceae* (210), *Lamiaceae* (184) y *Apiaceae* (105).

COBERTURA ESPACIAL

Las recolecciones se llevaron a cabo en todas las islas (El Hierro: 108 muestras, 6,9%; La Palma: 102, 6,6%; La Gomera: 99, 6,4%, Tenerife: 1046, 67,3%; Gran Canaria: 120, 7,7%; Fuerteventura: 30, 1,9% y Lanzarote: 50, 3,2%), si bien es en Tenerife donde mayor número de recolecciones se han producido, destacando San Cristóbal de La Laguna, sede de la Universidad de La Laguna, como el muni-



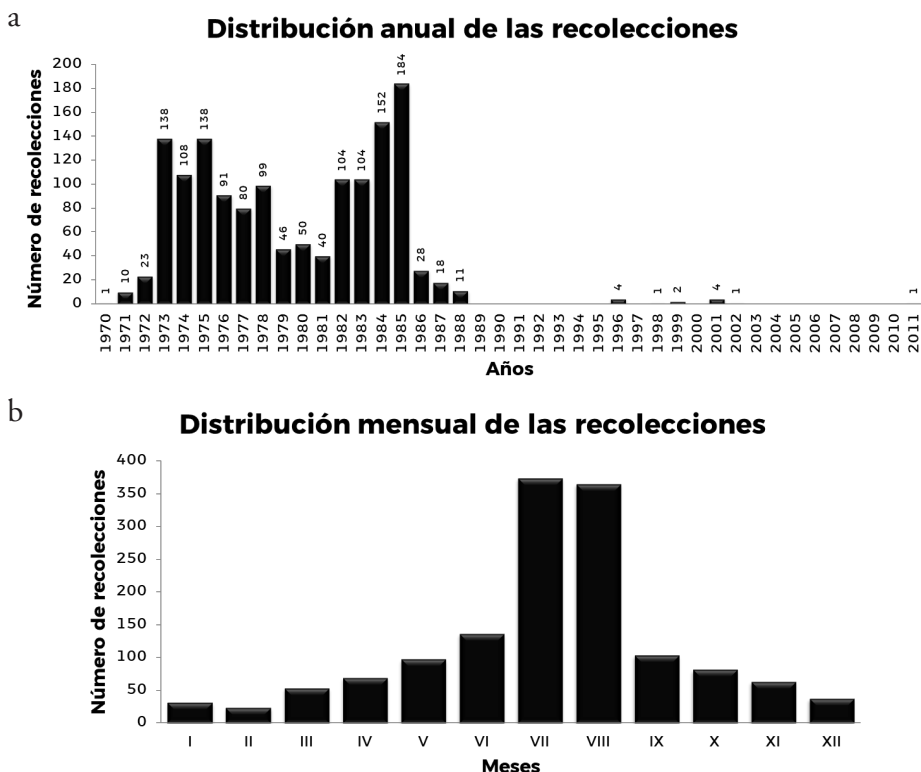


Figura 2. Distribución temporal en años (a) y meses (b) de las recolecciones de semillas realizadas en Canarias y depositadas en la seminoteca del Herbario TFC.

cipio con más recolecciones superando los 260 registros, tal y como se aprecia en la figura 1.

COBERTURA TEMPORAL

De los registros que tienen fechas de recolección, 106 no presentan día y 7 no presentan mes de recolección. Aquellas muestras que presentan material recolectado en distintas fechas no se han considerado en este análisis. Las recolecciones se han centrado en dos décadas (1970 y 1980, figura 2a) y en los meses de verano (fundamentalmente julio y agosto, figura 2b).



A pesar de que la política del Herbario TFC es incluir material cuando se pueda identificar la planta a rango genérico, existen 4 muestras identificadas únicamente a rango de familia y 101 únicamente a rango genérico. El 10% del material de esta colección se encuentra sin confirmar su identidad (rango genérico, específico o subespecífico). La mayoría del material (65,5%) no presenta la autoría del taxón. Sin embargo, los datos referentes a la fecha y al recolector suelen estar presentes en casi todos los casos (95% y 73%, respectivamente). En cuanto a los datos del identificador y la fecha de identificación, se da por hecho que coinciden con el recolector y fecha de recolección, respectivamente. No se ha corregido la identidad de ninguna muestra tras su incorporación a la colección. Existen duplicados que podrían servir para realizar intercambios con otras colecciones regionales, nacionales o internacionales que tengan una colección de semillas cuya principal o única función sea la de facilitar el estudio taxonómico.

Solamente 2 muestras presentan mezcla de semillas de diversas especies, 8 muestras presentan mezcla de semillas de la misma especie, pero de diferentes localidades (incluso de distintas islas), y 43 presentan semillas recolectadas durante más de un día o más de un mes.

El 96,6% de las muestras presenta el nombre de la isla, el 79,7% el nombre del municipio y el 89,8% el nombre de la localidad. Por el contrario, solamente 3 muestras presentan datos referentes a UTM o coordenada geográfica, aunque sí existe un mayor número de muestras que indican la altitud, exacta o aproximada, en la que se recolectó el material (21,3%). Únicamente 12 registros presentan un pliego testigo de la planta de la que se recolectó el material.

DISCUSIÓN

Se discuten los resultados referentes únicamente a la colección de semillas de Canarias, centrándonos en las coberturas taxonómica, espacial y temporal de las semillas conservadas, y la calidad de los datos de la colección.

La existencia de sesgos taxonómicos hacia géneros como *Sideritis*, *Echium*, *Aeonium*, *Lotus*, *Euphorbia* y *Argyranthemum* y especies como *Sideritis dendrochahorra*, *Digitalis canariensis*, *Astydamia latifolia* y *Dorycnium eriophthalmum* se explica por ser objeto de estudio de tesis doctorales o por tratarse de géneros de gran interés por su elevada diversidad específica e infraespecífica (Pérez de Paz y Negrín Sosa, 1992; Acebes Ginovés, 1990). Las familias más ampliamente representadas (*Fabaceae*, *Asteraceae*, *Lamiaceae* y *Apiaceae*) corresponden por su parte a las más diversas en el archipiélago y a nivel mundial (Gobierno de Canarias, Biocan, 2021; Christenhusz y Byng, 2016).

Por su parte, el sesgo espacial, a favor de las recolecciones realizadas en las proximidades del Herbario o colección de historia natural, ya ha sido puesto de manifiesto por otros autores en otros lugares del planeta (Daru *et al.*, 2018).

En cuanto al sesgo temporal, el máximo de recolección se da a inicios de verano, al coincidir esta época con el máximo punto de fructificación de la flora canaria. Esto guarda relación con el sesgo temporal observado en el trabajo de González-Montelongo *et al.* (2020), donde el pico máximo de recolección de la colección de plantas de Macaronesia en el Herbario TFC (recolectadas generalmente en flor) se da en primavera (de mayo a julio).

Finalmente, y a pesar de las posibles carencias que se puedan desprender del análisis de la calidad de los datos de la seminoteca, la colección de semillas del Herbario TFC es de gran interés para los taxónomos, biólogos de campo, arqueólogos y para los gestores y personal técnico que necesite conocer y reconocer las semillas de los taxones con los que trabaja (trabajos de recolección de semillas, por ejemplo).

Sería recomendable, por tanto, seguir ampliando la colección con taxones no representados hasta el momento, a ser posible recogiendo un mayor número de datos (especialmente coordenadas y cualquier observación reseñable sobre la planta o el hábitat) y un pliego testigo de cada una de las muestras a recolectar para depositar en el Herbario TFC.

AGRADECIMIENTOS

“Dedicamos este trabajo a la memoria del Dr. Eduardo Barquín Díez, por su labor en la colección de semillas del Herbario TFC.”

La contratación del personal técnico de apoyo se ha realizado a través del Subprograma Estatal de Formación y Subprograma Estatal de Incorporación, del Programa Estatal de Promoción del Talento y su Empleabilidad, en el marco del Plan Estatal de Investigación Científica y Técnica y de Innovación 2013-2016. Se agradece a la Asociación de Antiguos Alumnos de la Universidad de La Laguna (Alumni) la ayuda de mecenazgo concedida para la realización de este trabajo. Se agradece al Dr. Acebes Ginovés su ayuda desinteresada en el trabajo de informatización.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: CGM.

Metodología y trabajo de campo: CGM, PAG, MAA.

Análisis de datos: CGM.

Preparación del escrito original: CGM.

Corrección y edición del escrito definitivo: CGM, PAG, MAA.



REFERENCIAS

- ACEBES GINOVÉS, J.R. 1990. *Contribución al estudio de los géneros Chamaecytisus Link y Dorycnium Mill., en el archipiélago canario*. Tesis doctoral, trabajo no publicado. Universidad de La Laguna.
- CHAPMAN, T., MILES, S., TRIVEDI, C. 2019. Capturing, protecting and restoring plant diversity in the UK: RBG Kew and the Millennium Seed Bank. *Plant Diversity* 41(2): 124 – 131.
- CHRISTENHUSZ, M.J.M., BYNG, J.W. 2016. The number of known plant species in the world and its annual increase. *Phytotaxa* 261 (3): 201-217.
- DARU, B.H., PARK, D.S., PRIMACK, R.B., WILLIS, C.G., BARRINGTON, D.S. *et al.* 2018. Widespread sampling biases in herbaria revealed from large-scale digitalization. *New Phytologist* 217: 939 – 955.
- Departamento de Botánica. 1974-1976, 1978-1985. *Index Seminum*. Colección de semillas para intercambio recolectadas en las Islas Canarias, España. Ed. Universidad de La Laguna.
- FOSTER, S., JANSON, C.H. 1985. The Relationship between Seed Size and Establishment Conditions in Tropical Woody Plants. *Ecology Society of America* 66(3): 773-780. <http://doi.org/10.2307/1940538>.
- Gobierno de Canarias, Biocan, Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias. Permanentemente actualizado. <https://www.biodiversidadcanarias.es/biota/>; 18 julio 2021.
- GOLD, K., LEÓN-LOBOS, P., WAY, M. 2004. *Manual de recolección de semillas de plantas silvestres para conservación a largo plazo y restauración ecológica*. Boletín INIA n.º110. Instituto de Investigaciones agropecuarias centro regional de investigación Intihasi La Serena (Chile) y Millennium Seed Bank Project Kew. ISSN 0717-4829.
- GONZÁLEZ-MONTELONGO, C., LEÓN ARENCIBIA, M.C., REYES-BETANCORT, J.A., Acebes Ginovés, J.R. 2020. Plantas vasculares de Macaronesia, excepto Canarias, en el Herbario TFC. *Scientia Insularum* 3: 89 – 116.
- IPNI. 2021. International Plant Names Index Published on the Internet. <https://www.ipni.org> The Royal Botanic Gardens, Kew, Harvard University Herbaria Libraries and Australian National Botanic Gardens. 18 julio 2021.
- KHURANA, E., SAGAR, R., SINGH, J.S. 2006. Seed size: a key trait determining species distribution and diversity of dry tropical forest in northern India. *Acta Oecologica* 29: 196-204. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2005.10.003>.
- NAIR K.P. 2019. *The Millennium Seed Bank—Their Conservation Roles and the Svalbard Global Seed Vault*. In: *Combating Global Warming*. Springer Climate. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-23037-1_21.
- NUALART, N., IBÁÑEZ, N., SORIANO, I., LÓPEZ-PUJOL, J. 2017. Assessing the relevance of herbarium collections as tools for conservation biology. *Bot. Rev.* 83(3): 303–325.
- PANCHEN Z.A., GORELICK, R. 2017. Prediction of Arctic plant phenological sensitivity to climate change from historical records. *Ecology and Evolution* 7: 1325–1338.
- PÉREZ, F., PITA, J.M. 2001. *Viabilidad, vigor, longevidad y conservación de semillas*. Hojas divulgadoras n.º 2112 HD. Dpto. Biología Vegetal. E.U.I. Técnica Agrícola. Universidad Politécnica de Madrid. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General Técnica. 16pp.



- PÉREZ DE PAZ, P.L., NEGRÍN SOSA, L. 1992. *Revisión taxonómica de Sideritis L. Subgénero Marrubias-trum (Moench) Mend.-Heuer (Endemismo Macaronésico)*. Phanerogamarum Monographiae XX. 327 pp. Berlín-Stuttgart. ISBN 3-443-78002-4.
- REES, M. 1995. Community structure in sand dune annuals: is seed size weight a key quantity? *Journal Ecology* 83: 857-863.
- ROMERO-SARITAMA, J.M., PÉREZ, C. 2016. Rasgos morfológicos de semillas y su implicación en la conservación ex situ de especies leñosas en los bosques secos tumbesinos. *Ecosistemas* 25(2): 59-65. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-2.07
- ROMERO-SARITAMA, J.M. 2015. Rasgos morfológicos de frutos, semillas y embriones de *Cinchona officinalis* L. (Rubiaceae) en el sur del Ecuador. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas* 36: 27-35.
- SEGAI. 2021. *Herbario TFC*. <https://www.ull.es/servicios/segai/servicios/herbario-tfc/>, 12 octubre 2021.
- SINGH, R.P., PRASAD, P.V.V., REDDY, K.R. 2013. Chapter two - Impacts of Changing Climate and Climate Variability on Seed Production and Seed Industry. *Advances in Agronomy* 118: 49-110. doi:10.1016/b978-0-12-405942-9.00002-5
- THIERS, B.M. 2021. *Index Herbariorum*. <http://sweetgum.nybg.org/science/ih/>, 12 octubre 2021.





TABLA 1. PAÍSES DE ORIGEN DEL MATERIAL DE LA SEMINOTECA DEL HERBARIO TFC.	
Países	NÚMERO DE MUESTRAS
España	1805
Alemania	218
Bélgica	138
Reino Unido	105
Portugal	88
Francia	79
Italia	68
Hungría	61
Rumanía	50
Eslovaquia	42
Turquía	40
Noruega	38
Suiza	37
Polonia	25
Países Bajos	24
Australia	20
Finlandia	19
Rusia	14
Canadá	11
Islandia	10
Dinamarca	7
Lituania	7
Principado de Mónaco	5
Ucrania	5
EE.UU.	4
Argentina	3
Suecia	3
Japón	2
Andorra	1
Brasil	1
Grecia	1
Irlanda	1
Sahara Occidental	1
Senegal	1

TABLA 2. LISTADO DE TAXONES ASOCIADO A LAS ISLAS EN LAS QUE SE HA RECOLECTADO

Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Abutilon</i> sp.				T			
<i>Adenocarpus foliolosus</i> (Aiton) DC. var. <i>foliolosus</i>				T			
<i>Adenocarpus ombriosus</i> Ceballos & Ortuño	H						
<i>Adenocarpus viscosus</i> (Willd.) Webb & Berthel. subsp. <i>viscosus</i>				T			
<i>Adenocarpus</i> cf. <i>viscosus</i> (Willd.) Webb & Berthel.				T			
<i>Aeonium aizoon</i> (Bolle) T. Mes				T			
<i>Aeonium arboreum</i> (L.) Webb & Berthel. subsp. <i>holochrysum</i> (H.Y. Liu) Bañares				T			
<i>Aeonium aureum</i> (C. Sm. ex Hornem.) T. Mes	H			T			
<i>Aeonium canariense</i> (L.) Webb & Berthel.				T			
<i>Aeonium canariense</i> (L.) Webb & Berthel. subsp. <i>christii</i> (Burchard) Bañares				T	C		
<i>Aeonium castello-paivae</i> Bolle				T			
<i>Aeonium ciliatum</i> (Willd.) Webb & Berthel.				T			
<i>Aeonium</i> cf. <i>ciliatum</i> (Willd.) Webb & Berthel.				T			
<i>Aeonium cuneatum</i> Webb & Berthel.				T			
<i>Aeonium</i> cf. <i>cuneatum</i> Webb & Berthel.				T			
<i>Aeonium haworthii</i> Salm-Dyck ex Webb & Berthel.				T			
<i>Aeonium</i> cf. <i>hierrense</i> (R. P. Murray) Pit. & Proust	H						
<i>Aeonium lancerottense</i> (Praeger) Praeger							L
<i>Aeonium percarneum</i> (R. P. Murray) Pit. & Proust.	H				C		
<i>Aeonium</i> cf. <i>percarneum</i> (R. P. Murray) Pit. & Proust.	H						
<i>Aeonium spathulatum</i> (Hornem.) Praeger				T			
<i>Aeonium undulatum</i> Webb & Berthel.					C		
<i>Aeonium urbicum</i> (C. Sm. ex Hornem.) Webb & Berthel.				T			
<i>Aeonium</i> cf. <i>urbicum</i> (C. Sm. ex Hornem.) Webb & Berthel.				T			
<i>Aeonium valverdense</i> (Praeger) Praeger	H						
<i>Aeonium</i> sp.				T			
<i>Agapanthus</i> sp.				T			
<i>Agave americana</i> L.				T			
<i>Ageratina adenophora</i> (Spreng.) R. M. King & H. Rob.				T			
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.				T			
<i>Aichryson laxum</i> (Haw.) Bramwell				T			
<i>Aichryson</i> cf. <i>parlatorei</i> Bolle				T			
<i>Aichryson tortuosum</i> (Aiton) Webb & Berthel.							L
<i>Aichryson</i> sp.				T			
<i>Aizoon canariense</i> L.				T			L





Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Ajuga iva</i> (L.) Schreb.			G				
<i>Allagopappus canariensis</i> (Willd.) Greuter				T	C		
<i>Allium</i> cf. <i>canariense</i> (Regel) N. Friesen & P. Schoenfelder subsp. <i>canariense</i>	H						
<i>Allium</i> sp.	H			T			
<i>Amaranthus hybridus</i> L. subsp. <i>hybridus</i>				T			
<i>Ammodaucus nanocarpus</i> (E. Beltrán) P. Pérez & A. Velasco				T			
<i>Anagyris latifolia</i> Brouss. ex Willd.		P		T			
<i>Androcymbium psammophilum</i> Svent.						F	
<i>Andryala perezii</i> M. Z. Ferreira, R. Jardim, Alv. Fern., & M. Seq.							L
<i>Andryala pinnatifida</i> Aiton				T			
<i>Andryala pinnatifida</i> Aiton subsp. <i>teydenis</i> (Sch. Bip.) Rivas-Mart. & al.				T			
<i>Andryala pinnatifida</i> Aiton subsp. <i>webbii</i> (Sch. Bip. ex Christ) G. Kunkel		P					
<i>Andryala</i> cf. <i>pinnatifida</i> Aiton subsp. <i>webbii</i> (Sch. Bip. ex Christ) G. Kunkel		P					
<i>Apollonias barbujana</i> (Cav.) A. Braun		P					
<i>Arabis alpina</i> L. subsp. <i>caucasica</i> (Willd.) Briq.		P					
<i>Arbutus canariensis</i> Veill. in Duhamel				T	C		
<i>Argemone mexicana</i> L.				T	C		
<i>Argemone</i> cf. <i>mexicana</i> L.					C		
<i>Argyranthemum adauctum</i> (Link) Humphries subsp. <i>canariense</i> (Sch. Bip.) Humphries					C		
<i>Argyranthemum adauctum</i> (Link) Humphries subsp. <i>dugourii</i> (Bolle) Humphries				T			
<i>Argyranthemum broussonetii</i> Pers. & Humphries				T			
<i>Argyranthemum coronopifolium</i> (Willd.) Humphries				T			
<i>Argyranthemum foeniculaceum</i> (Willd.) Webb ex Sch. Bip.				T			
<i>Argyranthemum</i> cf. <i>foeniculaceum</i> (Willd.) Webb ex Sch. Bip.				T			
<i>Argyranthemum frutescens</i> (L.) Sch. Bip.				T			
<i>Argyranthemum gracile</i> Sch. Bip.				T			
<i>Argyranthemum</i> cf. <i>gracile</i> Sch. Bip.				T			
<i>Argyranthemum maderense</i> (D. Don) Humphries							L
<i>Argyranthemum sventenii</i> Humphries & Aldridge	H						
<i>Argyranthemum</i> cf. <i>sventenii</i> Humphries & Aldridge	H						
<i>Argyranthemum</i> cf. <i>webbii</i> Sch. Bip.		P					
<i>Argyranthemum</i> sp.				T			
<i>Arrhenatherum calderae</i> A. Hansen				T			
<i>Artemisia thuscula</i> Cav.	H			T			
<i>Asparagus</i> cf. <i>arborescens</i> Willd.				T		F	

Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Asparagus asparagoides</i> (L.) W. Wight				T			
<i>Asparagus</i> cf. <i>pastorianus</i> Webb & Berthel.						F	
<i>Asparagus</i> cf. <i>plocamoides</i> Webb ex Svent.			G				
<i>Asparagus scoparius</i> Lowe				T			
<i>Asparagus</i> sp.					C	F	
<i>Asphodelus fistulosus</i> L.						F	
<i>Asteriscus graveolens</i> (Forssk.) Less. subsp. <i>odoros</i> (Schousb.) Greuter					C		
<i>Asteriscus intermedius</i> (DC.) Pit. & Proust							L
<i>Asteriscus sericeus</i> (L. f.) DC.						F	
<i>Astragalus pelecinus</i> (L.) Barneby subsp. <i>pelecinus</i>	H						
<i>Astydamia latifolia</i> (L. f.) Baill.	H			T			L
<i>Athamanta cervariifolia</i> (DC.) DC.				T			
<i>Athamanta montana</i> (Webb ex H. Christ) Spalik, A. Wojew & S.R. Downie				T	C		
<i>Atriplex semibaccata</i> R. Br.				T			
<i>Austrocylindropuntia</i> sp.				T			
<i>Babcockia platylepis</i> (Webb) Boulos					C		
<i>Barbarea verna</i> (Mill.) Asch.				T			
<i>Bencomia caudata</i> (Aiton) Webb & Berthel.		P		T			
<i>Beta macrocarpa</i> Guss.				T			
<i>Bethencourtia palmensis</i> (Nees) Choisy in Buch				T			
<i>Bidens pilosa</i> L.				T			
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C. H. Stirt.				T			
<i>Bosea yervamora</i> L.				T	C		
<i>Brassica oleracea</i> L.				T			
<i>Brassica</i> sp.				T			
<i>Bryonia verrucosa</i> Dryand.				T			
<i>Bupleurum handiense</i> (Bolle) G. Kunkel				T			L
<i>Bupleurum salicifolium</i> R. Br. in Buch				T			
<i>Bupleurum salicifolium</i> R. Br. in Buch subsp. <i>aciphyllum</i> (Webb & Berthel.) Sunding & G. Kunkel			G	T			
<i>Bupleurum semicompositum</i> L.							L
<i>Bystropogon canariensis</i> (L.) L'Hér.				T			
<i>Bystropogon</i> cf. <i>canariensis</i> (L.) L'Hér.	H						
<i>Bystropogon</i> cf. gr. <i>canariensis</i>				T			
<i>Bystropogon odoratissimus</i> Bolle	H						
<i>Bystropogon</i> sp.		P					
<i>Cakile maritima</i> Scop.						F	





Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Campylanthus salsoloides</i> (L. f.) Roth				T			
<i>Canaria tortuosa</i> (Webb & Berthel.) Jim. Mejías & P. Vargas	H						
<i>Canarina canariensis</i> (L.) Vatke				T			
<i>Caralluma burchardii</i> N. E. Br.						F	
<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.				T			
<i>Carduus clavulatus</i> Link	H						
<i>Carex paniculata</i> L. subsp. <i>calderae</i> (A. Hansen) Lewej. & Lobin				T			
<i>Carex</i> cf. <i>perraudieriana</i> Bornm.				T			
<i>Carrichtera annua</i> (L.) DC.				T			
cf. <i>Cassia</i> sp.				T			
<i>Ceballosia fruticosa</i> (L. f.) G. Kunkel ex Förther	H			T			L
<i>Cedronella canariensis</i> (L.) Webb & Berthel.	H	P	G	T			
<i>Centaurea diluta</i> Aiton				T			
<i>Centaurea melitensis</i> L.				T			
<i>Centaurea</i> sp.		P		T			
<i>Ceropegia dichotoma</i> Haw.				T			
<i>Chamaecytisus proliferus</i> (L. f.) Link		P	G	T	C		
<i>Chamaecytisus proliferus</i> (L. f.) Link subsp. <i>angustifolius</i> (Kuntze) G. Kunkel		P	G	T			
<i>Chamaecytisus proliferus</i> (L. f.) Link subsp. <i>meridionalis</i> Acebes				T	C		
<i>Chamaecytisus proliferus</i> (L. f.) Link subsp. <i>proliferus</i>		P	G	T	C		
<i>Cheirolophus arboreus</i> (Sch. Bip.) Holub		P					
<i>Cheirolophus burchardii</i> Susanna				T			
<i>Cheirolophus duranii</i> (Burchard) Holub	H						
<i>Cheirolophus junonianus</i> (Svent.) Holub		P					
<i>Cheirolophus satarataënsis</i> (Svent.) Holub			G				
<i>Cheirolophus teydis</i> (C. Sm. in Buch) G. López				T			
<i>Chrysanthemum</i> sp.	H	P		T			
<i>Cicer canariense</i> A. Santos & G. P. Lewis		P					
<i>Cistus horrens</i> Demoly					C		
<i>Cistus monspeliensis</i> L. subsp. <i>canariensis</i> Rivas-Mart., Martín-Osorio & Wildpret			G	T			
<i>Cistus osbeckiifolius</i> Webb & Christ				T			
<i>Cistus symphytifolius</i> Lam.				T			
<i>Citrullus colocynthis</i> (L.) Schrad.				T		F	
<i>Coccoloba uifera</i> (L.) L.				T			
<i>Conium maculatum</i> L.				T			
<i>Convolvulus canariensis</i> L.				T			

Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Convolvulus floridus</i> L. f.			G	T			
<i>Convolvulus lopezsocasii</i> Svent.					C		
<i>Crambe arborea</i> Webb ex Christ				T			
<i>Crambe gomerae</i> Webb ex Christ			G				
<i>Crambe santosii</i> Bramwell		P					
<i>Crambe</i> sp.	H			T			
<i>Crambe strigosa</i> L'Hér.				T			
<i>Crambe</i> cf. <i>strigosa</i> L'Hér.				T			
<i>Crassula corymbulosa</i> Link				T			
<i>Crassula portulacea</i> Lam.				T			
<i>Crepis canariensis</i> (Sch. Bip.) Bab.				T		F	
<i>Crithmum maritimum</i> L.				T			
<i>Cupressus</i> cf. <i>funnebris</i> Endl.				T			
<i>Cupressus</i> cf. <i>sempervirens</i> L.			G		C		
<i>Cuscuta</i> cf. <i>approximata</i> Bab.				T		F	
<i>Cuscuta planiflora</i> Ten.				T			
<i>Cuscuta</i> cf. <i>planiflora</i> Ten.				T			
<i>Cynoglossum creticum</i> Mill.				T			
<i>Cynosurus echinatus</i> L.					C		
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link				T			
<i>Datura innoxia</i> Mill.				T			
<i>Datura stramonium</i> L.				T			
<i>Daucus carota</i> L. subsp. <i>maximus</i> (Desf.) Ball				T			
<i>Daucus elegans</i> (Webb ex Bolle) Spalik, Banasiak & Reduron			G	T			
<i>Delairea odorata</i> Lem.				T	C		
<i>Delphinium staphisagria</i> L.				T			
<i>Dendriopoterium menendezii</i> Svent.					C		
<i>Dendriopoterium pulidoi</i> Svent. ex Bramwell					C		
<i>Descurainia bourgeauana</i> (E. Fourn.) O. E. Schulz				T			
<i>Descurainia gilva</i> Svent.		P					
<i>Descurainia lemsii</i> Bramwell				T			
<i>Descurainia</i> cf. <i>lemsii</i> Bramwell				T			
<i>Descurainia millefolia</i> (Jacq.) Webb & Berthel.		P		T			
<i>Descurainia preauxiana</i> (Webb) O. E. Schulz					C		
<i>Descurainia</i> cf. <i>preauxiana</i> (Webb) O. E. Schulz					C		
<i>Digitalis canariensis</i> L.				T			
<i>Digitalis isabelliana</i> (Webb) Lindling.					C		





Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Dipcadi serotinum</i> (L.) Medik.					C		
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter				T			
cf. <i>Dolichos</i>				T			
<i>Dorycnium broussonetii</i> (Choisy ex Ser. in DC.) Webb & Berthel.				T			
<i>Dorycnium eriophthalmum</i> Webb & Berthel.				T			
<i>Dorycnium spectabile</i> (Choisy ex Ser. in DC.) Webb & Berthel.				T			
<i>Dorycnium</i> sp.				T			
<i>Dracaena draco</i> (L.) L. subsp. <i>draco</i>		P		T	C		
<i>Dracunculus canariensis</i> Kunth	H						
<i>Drimia maritima</i> (L.) Stearn				T			
<i>Ecballium elaterium</i> (L.) A. Rich. in Bory				T			
<i>Echium acanthocarpum</i> Svent.			G				
<i>Echium aculeatum</i> Poir.	H						
<i>Echium auberianum</i> Webb & Berthel.				T			
<i>Echium brevirame</i> Sprague & Hutch.		P					
<i>Echium decaisnei</i> Webb & Berthel.					C		
<i>Echium handiense</i> Svent.				T			
<i>Echium hierrense</i> Webb ex Bolle	H						
<i>Echium</i> cf. <i>hierrense</i> Webb ex Bolle	H						
<i>Echium leucophaeum</i> (Webb ex Christ) Webb ex Sprague & Hutch.				T			
<i>Echium onosmifolium</i> Webb & Berthel.					C		
<i>Echium plantagineum</i> L.				T			
<i>Echium simplex</i> DC.				T			
<i>Echium strictum</i> L. f.				T			
<i>Echium virescens</i> DC.				T			
<i>Echium webbii</i> Coincy		P					
<i>Echium wildpretii</i> Hook. f.				T			
<i>Echium</i> sp.		P					
<i>Ephedra fragilis</i> Desf.		P					
<i>Erica canariensis</i> Rivas-Mart., M. Osorio & Wildpret				T			
<i>Erica platycodon</i> (Webb & Berthel.) Rivas-Mart. & al. subsp. <i>platycodon</i>				T			
<i>Erigeron calderae</i> A. Hansen				T			
<i>Erucastrum canariense</i> Webb & Berthel.							L
<i>Erysimum scoparium</i> (Brouss. ex Willd.) Wettst.				T			
<i>Erysimum</i> cf. <i>scoparium</i> (Brouss. ex Willd.) Wettst.					C		
<i>Erysimum virescens</i> (Webb ex Christ) Wettst.	H		G	T			
<i>Euphorbia atropurpurea</i> Brouss. ex Willd.				T			

Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Euphorbia balsamifera</i> Aiton				T			
<i>Euphorbia bourgeana</i> J. Gay ex Boiss. in DC.			G		C		
<i>Euphorbia canariensis</i> L.				T			
<i>Euphorbia lamarckii</i> Sweet	H						
<i>Euphorbia mellifera</i> Aiton				T			
<i>Euphorbia regis-jubae</i> J. Gay				T			
<i>Ferula linkii</i> Webb				T	C		
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill.				T			
<i>Galium aparine</i> L.				T			
<i>Galium</i> cf. <i>ellipticum</i> Willd. ex Hornem.					C		
<i>Galium</i> gr. <i>ellipticum</i> Willd. ex Hornem.					C		
<i>Galium scabrum</i> L.	H			T			
<i>Genista benehoavensis</i> (Bolle ex Svent.) del Arco		P					
<i>Geranium dissectum</i> L.				T			
<i>Geranium reuteri</i> Aedo & Muñoz Garm.				T			
<i>Gesnouinia arborea</i> (L. f.) Gaudich.				T			
<i>Globularia salicina</i> Lam.				T			
<i>Gonospermum ferulaceum</i> (Webb) Febles				T	C		
<i>Gonospermum ptarmiciflorum</i> (Webb) Febles					C		
<i>Gonospermum revolutum</i> (C. Sm. in Buch) Sch. Bip.				T			
<i>Greenovia</i> sp.	H			T			
<i>Gymnosporia cassinoides</i> (L'Hér.) Masf.			G				
<i>Heberdenia excelsa</i> (Aiton) Banks ex DC.				T			
<i>Hedera helix</i> L.				T			
<i>Hedynois rbagadioloides</i> (L.) F. W. Schmidt				T			
<i>Helianthemum broussonetii</i> Dunal				T			
<i>Helianthemum juliae</i> Wildpret				T			
<i>Helianthemum teneriffae</i> Coss.				T			
<i>Helianthemum thymiphyllum</i> Svent.							L
<i>Helianthemum</i> sp.				T			
<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub				T			
<i>Hyoscyamus albus</i> L.				T			L
<i>Hyparrhenia hirta</i> (L.) Stapf in Prain				T			
<i>Hypericum canariense</i> L.				T			
<i>Hypericum grandifolium</i> Choisy		P		T			
<i>Hypericum reflexum</i> L. f.			G	T			
<i>Hypericum</i> cf. <i>reflexum</i> L. f.				T			





Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Hypochaeris glabra</i> L.				T			
<i>Ilex canariensis</i> Poir. in Lamarck			G	T			
<i>Iris foetidissima</i> L.				T			
<i>Iris</i> sp.				T			
<i>Iris</i> spp.				T			
<i>Ixanthus viscosus</i> (Sm.) Griseb.				T			
<i>Jasminum odoratissimum</i> L.				T			
<i>Juncus acutus</i> L.			G	T			
<i>Juncus bufonius</i> L.				T			
<i>Juncus effusus</i> L.				T			
<i>Juniperus cedrus</i> Webb & Berthel. subsp. <i>cedrus</i>		P		T			
<i>Juniperus turbinata</i> Guss. subsp. <i>canariensis</i> (A. P. Guyot in Mathou & A. P. Guyot) Rivas-Mart., Wildpret & P. Pérez	H		G	T			
<i>Justicia hyssopifolia</i> L.				T			
<i>Kickxia</i> cf. <i>scoparia</i> (Brouss. ex Spreng.) G. Kunkel & Sunding				T			
<i>Kickxia</i> sp.							L
<i>Kleinia neriifolia</i> Haw.				T			L
<i>Lactuca serriola</i> L.				T			
<i>Lathyrus clymenum</i> L.							L
<i>Launaea arborescens</i> (Batt.) Murb.			G	T			
<i>Laurus novocanariensis</i> Rivas-Mart., Lousa, Fern. Prieto, E. Días, J.C. Costa & C. Aguiar			G	T			
<i>Lavandula minutolii</i> Bolle				T			
<i>Lens culinaris</i> Medik.			G				
<i>Lepidium sativum</i> L.				T			
<i>Ligustrum</i> sp.				T			
<i>Limonium brassicifolium</i> (Webb & Berthel.) Kuntze subsp. <i>macropterum</i> (Webb & Berthel.) G. Kunkel	H						
<i>Limonium</i> cf. <i>tuberculatum</i> (Boiss.) Kuntze						F	
<i>Limonium pectinatum</i> (Aiton) Kuntze	H						
<i>Limonium redivivum</i> (Svent.) G. Kunkel & Sunding			G				
<i>Linaria</i> sp.				T		F	
cf. <i>Lobularia</i>							L
<i>Lotus campylocladus</i> Webb & Berthel.				T			
<i>Lotus campylocladus</i> Webb & Berthel. subsp. <i>hillebrandii</i> (Christ) Sandral & D. D. Sokoloff		P					
<i>Lotus glaucus</i> Dryand. in Aiton				T			
<i>Lotus glinoides</i> Delile			G				
<i>Lotus holosericeus</i> Webb & Berthel.					C		

Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Lotus kunkelii</i> (Esteve) Bramwell & D. H. Davis					C		
<i>Lotus maculatus</i> Breitf.				T			
<i>Lotus mascaensis</i> Burchard				T			
<i>Lotus</i> sp.	H						L
<i>Luzula canariensis</i> Poir. in Lamarck				T			
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U. Manns & Anderb.	H						
<i>Magnolia</i> sp.					C		
<i>Mammillaria marksiana</i> Krainz				T			
<i>Marrubium vulgare</i> L.				T			
<i>Medicago arborea</i> L.				T			
<i>Medicago</i> cf. <i>minima</i> (L.) L.				T			
<i>Medicago orbicularis</i> (All.) Bartal.				T			
<i>Medicago polymorpha</i> L.				T			
<i>Melia azedarach</i> L.			G				
<i>Melica canariensis</i> W. Hempel				T			
<i>Mentha pulegium</i> L.				T			
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i> L.				T			
<i>Micromeria glomerata</i> P. Pérez				T			
<i>Micromeria lanata</i> (C. Sm. ex Link) Benth.					C		
<i>Monanthes</i> cf. <i>laxiflora</i> (DC.) Bolle ex Bornm.	H						
<i>Monanthes</i> gr. <i>laxiflora</i> (DC.) Bolle ex Bornm.	H						
<i>Micromeria lepida</i> Webb & Berthel.			G				
<i>Monanthes</i> cf. <i>muralis</i> (Webb ex Bolle) Hook. f.	H						
<i>Micromeria rivas-martinezii</i> Wildpret				T			
<i>Micromeria tenuis</i> (Link) Webb & Berthel.					C		
<i>Micromeria</i> cf. <i>tenuis</i> (Link) Webb & Berthel.					C		
<i>Monanthes</i> sp.				T			
<i>Morella faya</i> (Aiton) Wilbur	H		G	T			
<i>Myoporum laetum</i> G. Forst.		P					
<i>Navaea phoenicea</i> (Vent.) Webb & Berthel.				T			
<i>Neochamaelea pulverulenta</i> (Vent.) Erdtman			G	T	C		
<i>Nepeta teydea</i> Webb & Berthel.				T			
<i>Olea cerasiformis</i> Rivas-Mart. & del Arco				T			
<i>Oligomeris linifolia</i> (Vahl ex Hornem.) J. F. Macbr.						F	
<i>Ononis christii</i> Bolle				T			
<i>Ononis mitissima</i> L.				T			
<i>Ononis serrata</i> Forssk.			G				





Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Ononis</i> sp.						F	
cf. <i>Ononis</i>							L
<i>Orobanche</i> sp.				T		F	L
<i>Pancreatium canariense</i> Ker-Gawl.				T			
<i>Papaver somniferum</i> L.				T			
<i>Paraserianthes lophantha</i> (Willd.) I.C. Nielsen				T			
<i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel				T			
cf. <i>Parentucellia viscosa</i> (L.) Caruel	H						
<i>Parolinia intermedia</i> Svent. & Bramwell				T			
<i>Parolinia ornata</i> Webb					C		
<i>Parolinia</i> cf. <i>ornata</i> Webb				T			
<i>Parolinia</i> sp.	H						
<i>Paronychia canariensis</i> (L. f.) Juss.				T			
<i>Pelargonium</i> cf. <i>zonale</i> (L.) L'Hér. in Aiton				T			
<i>Pericallis appendiculata</i> (L. f.) B. Nord.				T			
<i>Pericallis hansenii</i> (G. Kunkel) Sunding				T			
<i>Pericallis lanata</i> (L'Hér.) B. Nord.				T			
<i>Pericallis multiflora</i> (L'Hér.) B. Nord.				T			
<i>Pericallis tussilaginis</i> (L'Hér.) D. Don in Sweet				T			
<i>Periploca laevigata</i> Aiton	H			T			
<i>Persea indica</i> (L.) Spreng.				T			
<i>Petrorhagia nanteuillii</i> (Burnat) P. W. Ball & Heywood				T			
<i>Phagnalon umbelliforme</i> DC.				T			
<i>Phagnalon</i> sp.				T			
<i>Phoenix canariensis</i> H. Wildpret				T			
<i>Phyllis nobla</i> L.			G	T			
<i>Phyllis</i> cf. <i>viscosa</i> Webb ex Christ	H						
<i>Phytolacca dioica</i> L.				T			
<i>Picconia excelsa</i> (Aiton) DC.				T			
<i>Pimpinella cumbrae</i> Link				T			
<i>Pimpinella</i> cf. <i>junionae</i> Ceballos & Ortuño			G				
<i>Piptatherum coerulescens</i> (Desf.) P. Beauv.			G	T			
<i>Pistacia atlantica</i> Desf.				T			
<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.				T			
<i>Plantago arborescens</i> Poir.			G	T			
<i>Plantago</i> cf. <i>coronopus</i> L.	H						
<i>Plantago lagopus</i> L.				T			

Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Plantago webbii</i> Barnéoud				T			
<i>Plantago</i> sp.						F	L
<i>Pleudia aegyptiaca</i> (L.) M.Will, N.Schmalz & Class.-Bockh.				T			
<i>Pleudia aegyptiaca</i> (L.) M.Will, N.Schmalz & Class.-Bockh. + <i>Carri- chtera annua</i> (L.) DC.				T			
<i>Plocama pendula</i> Aiton			G	T			
<i>Polycarpaea aristata</i> (Aiton) C. Sm. ex DC.	H						
<i>Polycarpaea divaricata</i> (Aiton) Poir. ex Steud.				T			
<i>Polycarpaea latifolia</i> Willd.				T			
<i>Polycarpaea nivea</i> (Aiton) Webb							L
cf. <i>Polycarpaea nivea</i> (Aiton) Webb							L
<i>Polygonum maritimum</i> L.							L
<i>Prunus lusitanica</i> L. subsp. <i>bixa</i> (Willd.) Franco				T			
<i>Pterocephalus dumetorus</i> (Brouss. ex Willd.) Coult.				T			
<i>Pterocephalus lasiospermus</i> Link ex Buch				T	C		
<i>Punica granatum</i> L.				T			
<i>Quercus suber</i> L.				T			
<i>Ranunculus cortusifolius</i> Willd.				T		F	
<i>Reseda crystallina</i> Webb & Berthel.						F	L
<i>Reseda luteola</i> L.	H						
<i>Reseda scoparia</i> Brouss. ex Willd.				T			
<i>Reseda</i> sp.	H						
<i>Retama rhodorhizoides</i> Webb & Berthel.	H	P		T			
<i>Rhamnus crenulata</i> Aiton				T			
<i>Rhamnus glandulosa</i> Aiton			G				
<i>Rhamnus integrifolia</i> DC.				T			
<i>Rhus coriaria</i> L.			G				
<i>Ricinus communis</i> L.				T			L
cf. <i>Romulea columnae</i> Sebast. & Mauri	H						
<i>Rosa canina</i> L.				T			
<i>Rubia fruticosa</i> Aiton				T			
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott				T			
<i>Rumex lunaria</i> L.	H			T			
<i>Rumex maderensis</i> Lowe	H						
<i>Rumex vesicarius</i> L.				T			
<i>Ruscus</i> sp.				T			
<i>Ruta graveolens</i> L.					C		
<i>Ruta</i> cf. <i>pinnata</i> L. f.				T			





Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Salvia broussonetii</i> Benth.				T			
<i>Salvia canariensis</i> L.				T	C		
<i>Salvia verbenaca</i> L.				T			
<i>Scabiosa atropurpurea</i> L.				T			
<i>Scandix pecten-veneris</i> L.				T			
<i>Schinus molle</i> L.				T			
<i>Schizogyne sericea</i> (L. f.) DC.			G	T			
<i>Schrophularia</i> sp.	H			T	C		
cf. <i>Schrophularia</i>						F	
<i>Scilla haemorrhoidalis</i> Webb & Berthel.				T			
<i>Scilla</i> sp.			G				
<i>Scirpoides holoschoenus</i> (L.) Soják				T			
<i>Scorpiurus muricatus</i> L.				T			
<i>Scrophularia glabrata</i> Aiton				T			
<i>Scrophularia</i> cf. <i>glabrata</i> Aiton	H						
<i>Scrophularia lutea</i> Gray				T			
<i>Scrophularia smithii</i> Hornem.				T			
<i>Scrophularia smithii</i> Hornem. subsp. <i>langeana</i> (Bolle) Dalgaard			G				
<i>Scrophularia smithii</i> Hornem. subsp. <i>smithii</i>				T			
<i>Scrophularia</i> cf. <i>smithii</i> Hornem.				T			
<i>Sedum nudum</i> Aiton subsp. <i>lancerottense</i> (R. P. Murray) A. Hansen & Sunding							L
<i>Semele androgyna</i> (L.) Kuntz				T			
<i>Senecio vulgaris</i> L.				T			
<i>Serapias parviflora</i> Parl.				T			
<i>Sida rhombifolia</i> L.				T			
<i>Sideritis barbellata</i> Mend.-Heuer	H						
<i>Sideritis</i> cf. <i>barbellata</i> Mend.-Heuer	H						
<i>Sideritis bolleana</i> Bornm.		P					
<i>Sideritis</i> cf. <i>bolleana</i> Bornm.		P					
<i>Sideritis brevicaulis</i> Mend.-Heuer				T			
<i>Sideritis canariensis</i> L.	H			T			
<i>Sideritis</i> cf. <i>canariensis</i> L.	H			T			
<i>Sideritis</i> gr. <i>canariensis</i> L.				T			
<i>Sideritis canariensis</i> L. + <i>Sideritis bolleana</i> Bornm.		P					
<i>Sideritis cretica</i> L.				T			
<i>Sideritis</i> cf. <i>cretica</i> L.			G	T			
<i>Sideritis</i> gr. <i>cretica</i> L.				T			

Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Sideritis</i> cf. <i>cretica</i> L. / <i>soluta</i> Clos				T			
<i>Sideritis cystosiphon</i> Svent.				T			
<i>Sideritis dasygnaphala</i> (Webb & Berthel.) Clos emend. Svent.					C		
<i>Sideritis dendrochaborra</i> Bolle				T			
<i>Sideritis</i> cf. <i>dendrochaborra</i> Bolle							
<i>Sideritis dendrochaborra</i> Bolle / <i>Sideritis kuegleriana</i> Bornm.				T			
<i>Sideritis discolor</i> Willd. ex Bolle				T	C		
<i>Sideritis eriocephala</i> Marrero Rodr. ex Negrín & P. Pérez				T			
<i>Sideritis gomerae</i> Bolle			G				
<i>Sideritis infernalis</i> Bolle				T			
<i>Sideritis kuegleriana</i> Bornm.				T			
<i>Sideritis lotsyi</i> (Pit.) Bornm.			G				
<i>Sideritis</i> cf. <i>lotsyi</i> (Pit.) Bornm.			G				
<i>Sideritis macrostachys</i> Poir. in Lamarck				T			
<i>Sideritis</i> cf. <i>marmorea</i> Bolle			G				
<i>Sideritis marmorea</i> Bolle				T			
<i>Sideritis nervosa</i> (Christ) Linding.				T			
<i>Sideritis nutans</i> Svent.			G				
<i>Sideritis pumila</i> (Christ) Mend.-Heuer						F	L
<i>Sideritis soluta</i> Clos				T			
<i>Sideritis</i> cf. <i>soluta</i> Clos				T			
<i>Sideritis sventenii</i> (G. Kunkel) Mend.-Heuer					C		
<i>Sideritis</i> sp.	H			T			
<i>Sideroxylon canariensis</i> T. Leyens, W. Lobin & A. Santos				T			
<i>Silene berthelotiana</i> Webb ex Christ	H						
<i>Silene gallica</i> L.				T			
<i>Silene lagunensis</i> C. Sm. ex Christ				T			
<i>Silene</i> cf. <i>lagunensis</i> C. Sm. ex Christ					C		
<i>Silene nocteolens</i> Webb & Berthel.				T			
<i>Silene</i> cf. <i>nocteolens</i> Webb & Berthel.				T			
<i>Silene sabinosae</i> Pit.	H						
<i>Silene</i> cf. <i>sabinosae</i> Pit.	H						
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	H						
<i>Silene</i> sp.			G				
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.				T			
<i>Sinapis</i> sp.	H			T			
<i>Smilax aspera</i> L.				T			





Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Solanum lidii</i> Sunding				T			
<i>Solanum marginatum</i> L. f.				T			
<i>Solanum vespertilio</i> Aiton				T			
<i>Solanum</i> cf. <i>villosum</i> Mill. subsp. <i>villosum</i>				T			
<i>Solenopsis laurentia</i> (L.) C. Presl				T			
<i>Sonchus acaulis</i> Dum. Cours.				T			
<i>Sonchus asper</i> (L.) A. W. Hill subsp. <i>asper</i>				T			
<i>Sonchus</i> cf. <i>canariensis</i> (Sch. Bip.) Boulos				T			
cf. <i>Sonchus capillaris</i> Svent.				T			
<i>Sonchus fauces-orci</i> Knoche				T			
<i>Sonchus</i> cf. <i>gummifer</i> Link in Buch				T			
<i>Sonchus oleraceus</i> L.				T			
<i>Sonchus</i> tipo <i>capillaris</i> Svent.				T			
<i>Spartium junceum</i> L.				T			
<i>Spartocytisus filipes</i> Webb & Berthel.		P		T			
<i>Spartocytisus supranubius</i> (L. f.) Christ ex G. Kunkel				T			
<i>Spergula fallax</i> (Lowe) E.H.L. Krause & Sturm				T			
<i>Spergularia media</i> (L.) C. Presl							L
<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.							
<i>Stachys germanica</i> L.				T			
<i>Sventenia bupleuroides</i> Font Quer					C		
<i>Teline canariensis</i> (L.) Webb & Berthel.				T			
<i>Teline microphylla</i> (DC.) P. E. Gibbs & Dingwall					C		
<i>Teline nervosa</i> (Esteve) A. Hansen & Sunding				T			
<i>Teline osyrioides</i> (Svent.) P. E. Gibbs & Dingwall subsp. <i>osyrioides</i>				T			
<i>Teline pallida</i> (Poir.) G. Kunkel subsp. <i>gomeræ</i> (P. E. Gibbs & Dingwall) del Arco			G				
<i>Teline splendens</i> (Webb & Berthel.) del Arco		P		T			
<i>Teline stenopetala</i> (Webb & Berthel.) Webb & Berthel.		P	G				
<i>Teline stenopetala</i> (Webb & Berthel.) Webb & Berthel. subsp. <i>sericea</i> (Pit. & Proust) del Arco		P					
<i>Teline stenopetala</i> (Webb & Berthel.) Webb & Berthel. subsp. <i>stenopetala</i>		P					
<i>Teline</i> sp.				T			
<i>Tetraena fontanesii</i> (Webb & Berthel.) Beier & Thulin	H		G	T			L
<i>Teucrium heterophyllum</i> L'Hér.				T			
<i>Tolpis crassiuscula</i> Svent.				T			
<i>Tolpis</i> sp.				T	C		
<i>Tragopogon porrifolius</i> L.				T			

Taxón	H	P	G	T	C	F	L
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	H						
<i>Urospermum picroides</i> (L.) Scop. ex F. W. Schmidt	H			T			
<i>Viburnum rugosum</i> Pers.				T			
<i>Vicia aphylla</i> C. Sm. ex Buch	H						
<i>Vieria laevigata</i> (Brouss. ex Willd.) Webb in Webb & Berthel.				T			
<i>Viola odorata</i> L.				T			
<i>Withania aristata</i> (Aiton) Pauquy				T			
Apiaceae							L
Asteraceae							L
Orobanchaceae							L
Umbeliferae				T			
Islas del archipiélago canario: H: El Hierro; P: La Palma; G: La Gomera; T: Tenerife; C: Gran Canaria; F: Fuerteventura; L: Lanzarote							



INVERTEBRADOS PRESENTES EN EL INTERMAREAL DEL ISLOTE DE LOBOS

Marina Aliende-Hernández*, Sara González-Delgado, Beatriz Alfonso,
Iván Cano, José Carlos Hernández

RESUMEN

El islote de Lobos (islas Canarias), situado en el estrecho de la Bocaina, entre Lanzarote y Fuerteventura, reúne unas características únicas debido a la ubicación en la que se encuentra. Nuestro trabajo ha consistido en muestrear en las tres franjas del intermareal la abundancia de las especies de invertebrados en diferentes vertientes del islote, así como el análisis de tallas de las especies más representativas. El muestreo se llevó a cabo mediante transectos de 10 x 2 metros, y cuadrantes de 1 x 1 metros solo para cangrejos. Se han registrado un total de 26 especies pertenecientes a 6 filos diferentes. El análisis de riqueza de especies y abundancia de comunidades de invertebrados reveló una influencia significativa de las franjas de mareas en la distribución de las especies. Además, los resultados de abundancia y tallas muestran que algunas especies de interés marisqueero, como las lapas, se encuentran en un estado de conservación preocupante.

Palabras clave: Fuerteventura, invertebrados, abundancia, tallas, lapas.

INVERTEBRATES FOUND AT THE INTERTIDAL OF LOBOS ISLET

ABSTRACT

The islet of Lobos (Canary Islands) located in the Bocaina Strait, between Lanzarote and Fuerteventura, has unique characteristics due to its location. Our work consisted of sampling the abundance of invertebrate species on the three intertidal zones on different sides of the islet as well as analyzing the sizes of the most representative species. Sampling was carried out using 10 x 2-meter transects, and 1 x 1-meter quadrats only for crabs. A total of 26 species belonging to 6 different phyla were recorded. The analysis of species richness and abundance of invertebrate communities revealed a significant influence of tidal zones on species distribution. Furthermore, the abundance and size results show that some commercially important species, such as limpets, are in a worrying state of conservation.

Keywords: Fuerteventura, invertebrates, abundance, size, limpets.



INTRODUCCIÓN

En las islas Canarias aparecen extensas plataformas rocosas en la franja litoral que albergan una gran biodiversidad de organismos esenciales para el ecosistema y que sirven de fuente de recursos para sus habitantes. Las especies marinas que habitan en estas rasas intermareales están adaptadas a fluctuaciones de las mareas y, por lo tanto, a gradientes ambientales muy marcados como cambios en la salinidad, temperatura y desecación (Helmuth *et al.*, 2006). Además, al quedar expuestos durante las mareas bajas se facilita su recolección por el ser humano y es por ello que están sometidas a una intensa explotación (Thompson *et al.*, 2002), siendo esta la principal amenaza a la que se enfrentan estas poblaciones de organismos.

Dentro de las especies de invertebrados de interés marisquero se encuentran el pulpo (*Octopus vulgaris*), la lapa negra (*Patella ordinaria*), la lapa blanca (*P. aspera*), la lapa de sol (*P. rustica*), los burgados hembra y macho (*Phorcus sauciatu*s y *P. atratus*) y los cangrejos empleados como carnada para la pesca, entre los que se encuentran las especies *Pachygrapsus* spp., *Xantho poressa* y *Lophozozymus insicus*. También el cangrejo blanco (*Plagusia depressa*) y el cangrejo moro (*Grapsus adscensionis*) son invertebrados de interés marisquero. En menor medida, también pueden ser capturados el cangrejo araña plano (*Percnon gibbesi*) y las miñocas (*Perinereis* spp.). Por último, el erizo común (*Paracentrotus lividus*) se consume de forma local, aunque es más común su empleo junto al erizo cachero (*Arbacia lixula*) como carnada. Debido a la sobreexplotación de estos recursos marisqueros en las islas (Núñez *et al.*, 1994), se han establecido diferentes medidas regulatorias para aquellas especies que sufren una mayor presión marisquera. Este es el de la lapa blanca, la lapa negra, los burgados y los cangrejos, para los cuales hay establecido un periodo de veda estacional con el fin de no interferir en su periodo biológico de desove, además de un volumen máximo y talla mínima de captura (BOC n.º 93, 2011).

El papel que juegan estos invertebrados es de gran importancia para los ecosistemas litorales del archipiélago, ya que la mayoría sirven como fuente de alimentación de organismos más grandes, principalmente peces (Moreno-Borges *et al.*, 2019). Las especies herbívoras como las lapas y burgados ayudan a la estabilidad de estos ecosistemas, ya que se alimentan de estadios recién asentados de algas, cianobacterias y microalgas controlando su desarrollo (Jenkins *et al.*, 2001).

Nuestro estudio se ha centrado en las especies de invertebrados del intermareal del islote de Lobos, situado al sur de la zona oriental del estrecho de la Bocaina, entre las islas de Lanzarote y Fuerteventura. La cercanía de este islote al continente africano dota a sus aguas de unas características únicas marcadas por la influencia de los afloramientos del Sáhara, que provoca el ascenso de aguas frías repletas de nutrientes aportando las condiciones necesarias para que se desarrollen, entre otras,

Marine Community Ecology and Conservation group (ECOMAR). Dpto. Biología Animal, Edafología y Geología. Facultad de Ciencias (Biología). Universidad de La Laguna. Tenerife, islas Canarias, España.

* Autor para la correspondencia: marina.aliende.31@ull.edu.es .



especies con alto interés comercial como son el mejillón (*Perna perna*), el percebe (*Pollicipes cornucopia*) o la claca (*Megabalanus azoricus*) (González *et al.*, 2012). La plataforma en la que se asienta el islote es somera y la mayor parte del fondo no sobrepasa los 50 m, lo que favorece la llegada de la luz y con ello una alta biomasa de productores primarios bentónicos y de las comunidades que dependen de ellos.

El islote de Lobos cuenta con diversas figuras de protección, entre las cuales hay que destacar, por un lado, la zona ZEC marina que rodea la zona sur y la zona ZEC terrestre que abarca todo el islote, incluyendo toda la franja intermareal (BOC n.º 68, 2016). Por otro lado, también encontramos el Parque Natural «Islote de Lobos», que cubre toda su totalidad y que ha sido declarado patrimonio histórico y cultural debido al descubrimiento del taller romano de púrpura, donde se extraía el tinte conocido como murexina, procedente del molusco gasterópodo *Stramonita haemastoma* (Del Arco Aguilar *et al.*, 2016).

Debido a sus particularidades en flora y fauna, este islote, junto al norte de Fuerteventura, han sido objeto estudio para la implementación de una Reserva Marina de Interés Pesquero desde los años 80 (Bacallado *et al.*, 1989; BIOGES, 2008; Ramírez, 2008). Recientemente, Hernández y colaboradores (2023) han llevado a cabo la evaluación de los recursos pesqueros y marisqueros del submareal e intermareal de Fuerteventura e islote de Lobos con el fin de conocer el estado actual de sus poblaciones y proponer la mejor zonificación del litoral para el establecimiento de esta reserva marina de interés pesquero.

A pesar de la relevancia ecológica y económica de los hábitats intermareales del archipiélago canario en general, y en especial de los pertenecientes al islote de Lobos, existen pocos estudios que informen sobre la biodiversidad y el estado de conservación de los invertebrados. Es por ello que nuestro objetivo fue cuantificar y describir la fauna de esta franja rocosa, haciendo un especial hincapié en los recursos de interés marisquero. Además, estos datos pueden servir como punto de referencia para futuros estudios que evalúen estas comunidades en el islote.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio se llevó a cabo en el islote de Lobos, situado al noroeste de la isla de Fuerteventura, durante el mes de marzo de 2022. Las localidades muestreadas fueron El Puertito y Baja del Dinero, al este del islote, Faro de Martiño y Playa del Sobrado, al norte (figura 1).

METODOLOGÍA DE MUESTREO

Los muestreos de invertebrados se realizaron mediante la utilización de transectos de 10 x 2 metros colocados a lo largo de las 3 franjas de marea (supralitoral, mesolitoral e infralitoral) con tres réplicas por nivel. Durante el muestreo



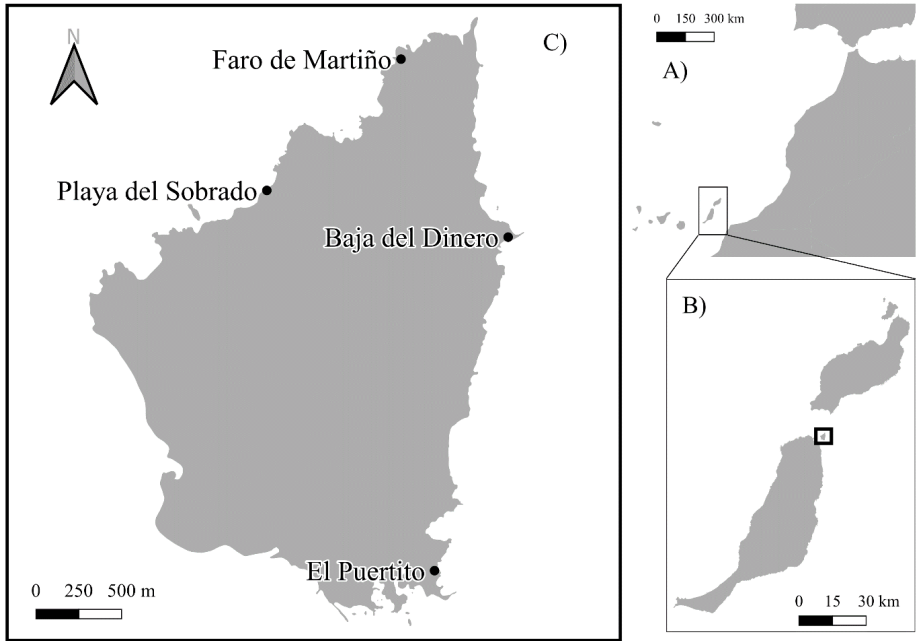


figura 1. Mapa del islote de Lobos donde se muestran las localidades muestreadas en el estudio junto a la ubicación del islote.

registramos la abundancia de todas las especies de invertebrados presentes dentro del transecto. Al mismo tiempo se medía la talla de las especies de interés marisquero usando un calibrador con una precisión de 0,05 mm. Para las lapas se midió el eje mayor de la concha, para los burgados se midió el ancho de la última vuelta de la concha y para los erizos se midió el ancho del caparazón.

El muestreo de cangrejos utilizados como carnada se realizó en zonas con callados o piedras, ya que es donde se ha comprobado que presentan mayores abundancias (Forner *et al.*, 2018). Se realizaban al menos tres cuadrantes de 1 x 1 metro en cada una de las zonas de callado cercanas a las zonas de rasas de marea. Se tomaron datos de abundancia y talla (ancho el cefalotórax) de todas las especies de cangrejo encontradas en el cuadrante.

ANÁLISIS DE DATOS Y REPRESENTACIÓN GRÁFICA

El listado de las especies registradas se realizó de acuerdo con la nomenclatura establecida por WORMS (enero 2024); además, se calculó la abundancia media (\pm DS) de cada una de las especies en todo el islote. Para realizar los análisis de la variación de la riqueza de especies y el análisis de comunidades de invertebrados entre franjas, orientaciones y localidades muestreadas, se empleó un diseño de

ANOVA por permutaciones con dos factores fijos (Franja y Orientación) y un factor aleatorio (Localidad anidado en Orientación). Cuando los factores resultaron significativos ($p < 0,05$) se realizaron comparaciones por pares. Para los análisis de la riqueza de especies se calculó una matriz de similitudes de datos mediante Distancias Euclídeas, y para el análisis de abundancias de las comunidades de invertebrados los datos fueron transformados con raíz cuadrada y la matriz de similitudes se obtuvo mediante un cálculo de Distancias de Bray-Curtis. Además, se realizó una ordenación multidimensional no paramétrica (nMDS) para visualizar las diferencias en las comunidades de invertebrados entre franjas, añadiendo en forma de vectores las especies que más contribuían a las diferencias.

Por otra parte, para representar los datos de riqueza de especies por franja se realizó un gráfico Box-Plot, mientras que para representar la abundancia media de especies se realizó un gráfico de sombras. Finalmente, con el fin de tener una visión representativa de las comunidades de interés marisquero en el islote, se elaboraron histogramas de frecuencia de tallas para representar las clases de talla más comunes en todo el islote. En el caso de los histogramas de lapas y burgados se incluyó una línea negra vertical que señala la talla mínima de captura de cada especie.

Todos los análisis y gráficos se realizaron mediante el *software* estadístico R-Studio V. 4.1.3 (Wickham *et al.*, 2016; R-Core Team, 2023) y PRIMER7+ PERMANOVA (Anderson *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Se registraron un total de 26 especies, pertenecientes a 6 filos taxonómicos diferentes en el intermareal del islote de Lobos (tabla 1). Las especies más abundantes fueron *P. atratus* con 3.19 ± 6.89 indiv/m² seguido de *X. poressa* con $1.50 (\pm 3.34)$ individuos/m², ambas consideradas especies de interés marisquero. La abundancia de lapas resultó ser bastante baja, siendo la lapa blanca la más abundante con tan solo $0,4 (\pm 0.12)$ individuos/m² (tabla 1).

No detectamos diferencias significativas para la riqueza de especies entre la orientación y localidades muestreadas, mientras que sí hubo diferencias entre las franjas intermareales (tabla 2). Estas diferencias se deben al mayor número de especies registradas en el infralitoral respecto al mesolitoral y al supralitoral (tabla 2B, figura 2 y figura 4).

Por otro lado, se identificaron diferencias significativas a nivel de comunidad de invertebrados entre franjas de marea estudiadas, aunque también hubo cierta variación en el factor aleatorio Localidad (tabla 3A). Las comparaciones por pares mostraron diferencias significativas entre todos los grupos del nivel de marea (tabla 3B). Las especies que contribuyeron principalmente a estas diferencias observadas en el supralitoral y mesolitoral fueron los burgados (*P. saucia-tus* y *P. atratus*), como se observa en la figura 3. En el infralitoral, las comunidades estuvieron dominadas por las siguientes especies: *P. aspera* y *P. ordinaria*, *Siphona-*



TABLA 1. LISTADO TAXONÓMICO DE LAS ESPECIES REGISTRADAS EN EL ISLOTE DE LOBOS JUNTO A LA ABUNDANCIA MEDIA (\pm DE) POR METRO CUADRADO

ESPECIE	ABUNDANCIA MEDIA (M ²)	DESVIACIÓN ESTÁNDAR (DE)
Filo Porifera		
<i>Aplysina aerophoba</i> (Nardo, 1833)	0,10	\pm 0,24
Filo Cnidaria		
<i>Actinia mediterranea</i> Schmidt, 1971	0,02	\pm 0,06
<i>Anemonia melanaster</i> (Verrill, 1901)	0,05	\pm 0,19
<i>Anemonia viridis</i> (Forsskål, 1775)	0,05	\pm 0,15
<i>Aiptasia couchii</i> Gosse	0,00	\pm 0,01
<i>Aiptasia mutabilis</i> (Gravenhorst, 1831)	0,04	\pm 0,08
<i>Corynactis viridis</i> Allman, 1846	0,10	\pm 0,60
<i>Balanophyllia (Balanophyllia) regia</i> Gosse, 1853	0,04	\pm 0,11
Filo Annelida		
<i>Eulalia viridis</i> (Linnaeus, 1767)	0,04	\pm 0,09
Filo Mollusca		
<i>Patella aspera</i> Röding, 1798	0,04	\pm 0,12
<i>Patella ordinaria</i> Mabilie, 1888	0,02	\pm 0,06
<i>Patella rustica</i> Linnaeus, 1758	0,00	\pm 0,01
<i>Stramonita haemastoma</i> (Linnaeus, 1767)	0,04	\pm 0,12
<i>Gemophos viverratus</i> (Kiener, 1834)	0,00	\pm 0,01
<i>Phorcus atratus</i> (W. Wood, 1828)	3,19	\pm 6,89
<i>Phorcus sauciatu</i> s (F. C. L. Koch, 1845)	0,70	\pm 1,62
<i>Aplysia dactylomela</i> Rang, 1828	0,00	\pm 0,01
<i>Siphonaria pectinata</i> (Linnaeus, 1758)	0,07	\pm 0,17
<i>Onchidella celtica</i> (Audouin & Milne-Edwards, 1832)	0,16	\pm 0,57
Filo Arthropoda		
<i>Pachygrapsus transversus</i> (Gibbes, 1850)	0,58	\pm 0,51
<i>Pachygrapsus maurus</i> (Lucas, 1846)	0,08	\pm 0,29
<i>Pilumnus hirtellus</i> (Linnaeus, 1761)	0,00	\pm 0,01
<i>Xantho poressa</i> (Olivi, 1792)	1,50	\pm 3,34
<i>Megabalanus azoricus</i> (Pilsbry, 1916)	0,01	\pm 0,07
Filo Echinodermata		
<i>Arbacia lixula</i> (Linnaeus, 1758)	0,04	\pm 0,16
<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	0,16	\pm 0,40



TABLA 2A. RESULTADOS DEL ANOVA POR PERMUTACIONES PARA TESTEAR LA DIFERENCIA DE RIQUEZA DE ESPECIES ENTRE LAS LOCALIDADES Y FRANJAS DEL INTERMAREAL MUESTREADAS.

FACTORES	DF	SS	MS	PSEUDO-F	P-VALOR	UNIQUE PERMS
Franja	2	15,87	7,93	27,90	< 0,05	9951
Orientación	1	0,61	0,61	10,82	0,34	6
Localidad (Or)	2	0,11	5,5104E-2	0,35	0,71	9962
Franja x Orientación	2	0,46	0,23	0,81	0,50	9968
Franja x Localidad (Or)	4	1,14	0,29	1,83	0,15	9955
Res	26	4,07	0,16			
Total	37	22,48				

TABLA 2B. RESULTADO DEL ANÁLISIS POR PARES (PAIRWISE TEST) PARA EL FACTO FRANJA

GRUPOS	T	P-VALOR	UNIQUE PERMS
Infralitoral, Mesolitoral	7,44	< 0,05	2471
Infralitoral, Supralitoral	12,26	< 0,05	4314
Mesolitoral, Supralitoral	0,65	0,58	2190

En negrita se señalan los p-valores significativos ($p < 0,05$).

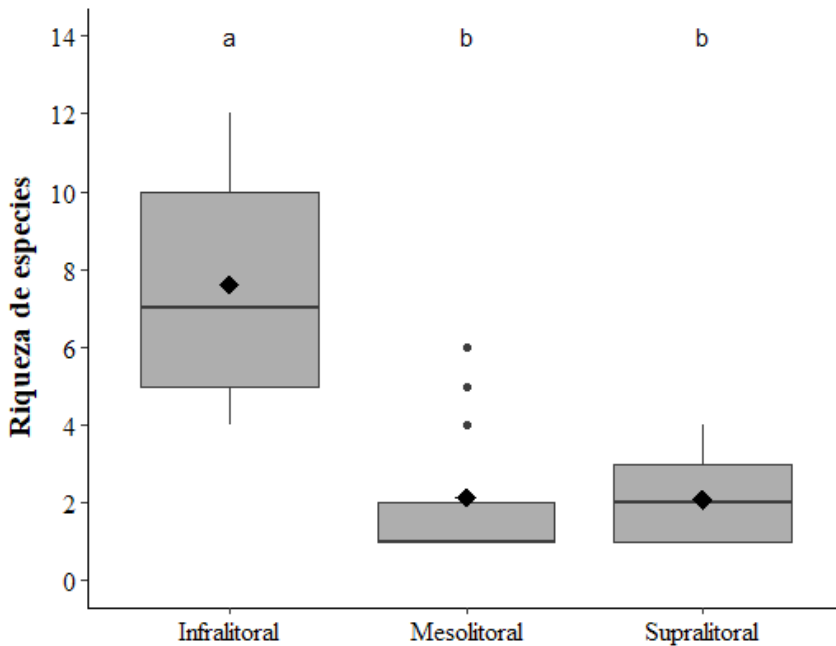


figura 2. Representación Box-Plot de la riqueza de especies (S) muestreadas en función del nivel de marea (infralitoral, mesolitoral y supralitoral).

TABLA 3A. RESULTADOS DEL ANOVA POR PERMUTACIONES PARA TESTEAR LA DIFERENCIA DE ABUNDANCIA DE ESPECIES ENTRE LAS LOCALIDADES Y FRANJAS DEL INTERMAREAL MUESTREADAS.

FACTORES	DF	SS	MS	PSEUDO-F	P-VALOR	UNIQUE PERMS
Franja	2	46 309	23 154	5,63	< 0,05	9949
Orientación	1	4754,8	4754,8	0,59	0,83	6
Localidad (Or)	2	15 945	7972,4	3,89	< 0,05	9906
Franja x Orientación	2	6978,6	3489,3	0,85	0,59	9942
Franja x Localidad (Or)	4	16 392	4098	2,00	< 0,05	9871
Res	27	55 321	2048,9			
Total	38	1,473E5				

En negrita se señalan los p-valores significativos (p<0,05).

TABLA 3B. RESULTADO DEL ANÁLISIS POR PARES (PAIRWISE TEST) PARA EL FACTOR FRANJA

GRUPOS	T	P-VALOR	UNIQUE PERMS
Infralitoral, Mesolitoral	1,87	< 0,05	4311
Infralitoral, Supralitoral	2,94	< 0,05	4017
Mesolitoral, Supralitoral	2,16	< 0,05	4335

En negrita se señalan los p-valores significativos (p<0,05).

ria pectinata, *S. haemastoma*, *Eulalia viridis*, *P. lividus*, *Balanophyllia regia*, *Aplysina aerophoba* (figura 3).

Considerando la información previa, al analizar la figura 4, destaca la localidad de Faro de Martiño en el infralitoral, ya que la abundancia de especies como *E. viridis*, *B. regia*, *A. aerophoba*, *Anemonia viridis*, *Aiptasia mutabilis* y *Anemonia melanaster* fue mayor que en el resto de las localidades. Asimismo, las localidades de Baja del Dinero y Playa del Sobrado destacaron en el infralitoral por la abundancia de especies de interés marisquero como la *P. aspera*, *P. ordinaria* y *P. lividus*, mientras que en la localidad de El Puertito la abundancia de *P. ordinaria* fue cero.

En el mesolitoral de El Puertito, el burgado macho (*P. atratus*) fue la especie de burgado más representativa, mientras que para el resto de las localidades fue el burgado hembra (*P. sauciatus*). Por el contrario, en el supralitoral ambas especies de burgados mostraron una presencia notable en todas las localidades muestreadas. Estos resultados proporcionan una comprensión detallada de la composición de invertebrados intermareales en el islote de Lobos (figura 4).

Respecto al estudio de clases de tallas, la lapa blanca (*P. aspera*) mostró un bajo número de individuos por encima de la talla mínima de captura. Las clases de tallas más frecuentes para esta especie se encontraron entre los 25-35 mm, mientras que los individuos de mayor tamaño se encontraron entre los 50 y 55 mm (figura 5A). En cuanto a la lapa negra, se registró un mayor número de ejemplares por encima de la talla mínima de captura en comparación con la lapa blanca, aunque de igual

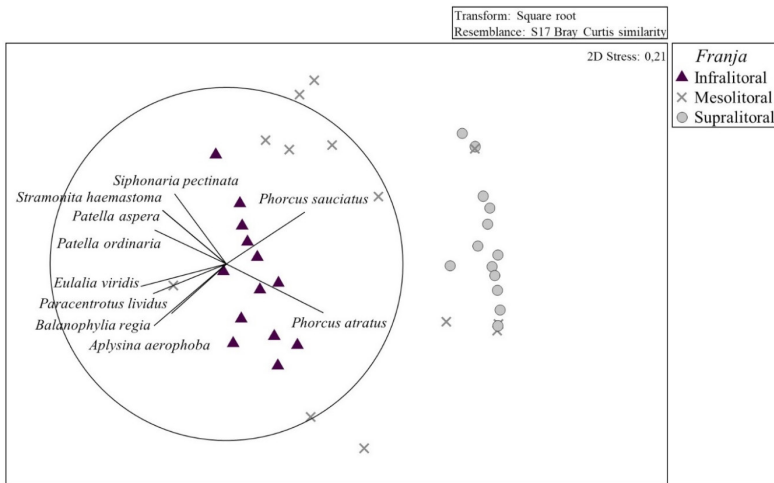


figura 3. Gráfico nMDS que muestra la ordenación de los muestreos realizados de las comunidades de invertebrados intermareales señalando las franjas de mareas con diferentes símbolos y colores. Sobre el gráfico se muestran los vectores en negro que señalan aquellas especies que contribuyen en mayor medida a general los patrones observados.

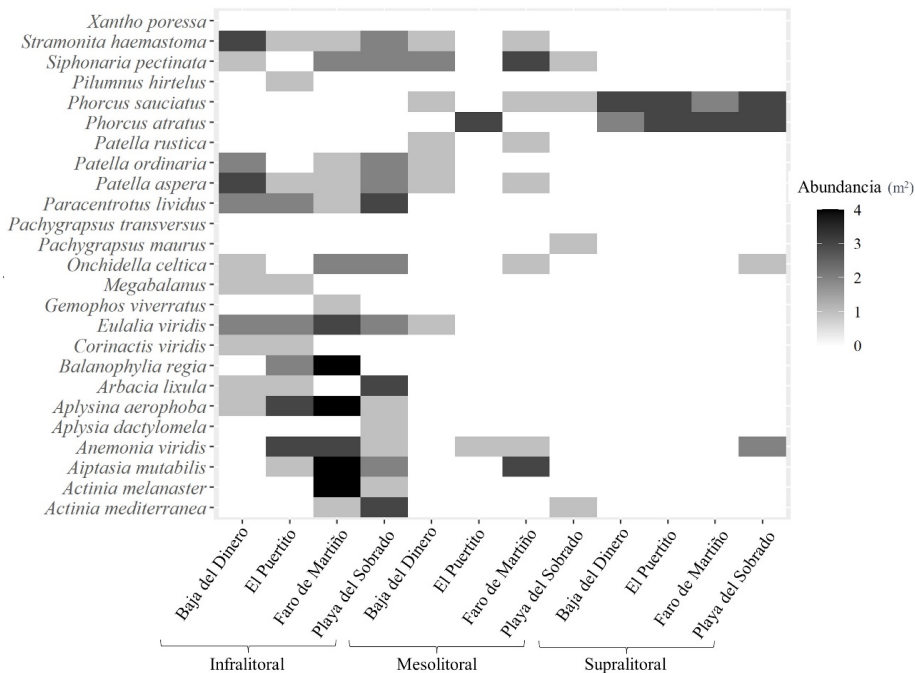


figura 4. Gráfico de sombras que representa visualmente la matriz de abundancia medias por m² de las especies muestreadas por localidad y franja.

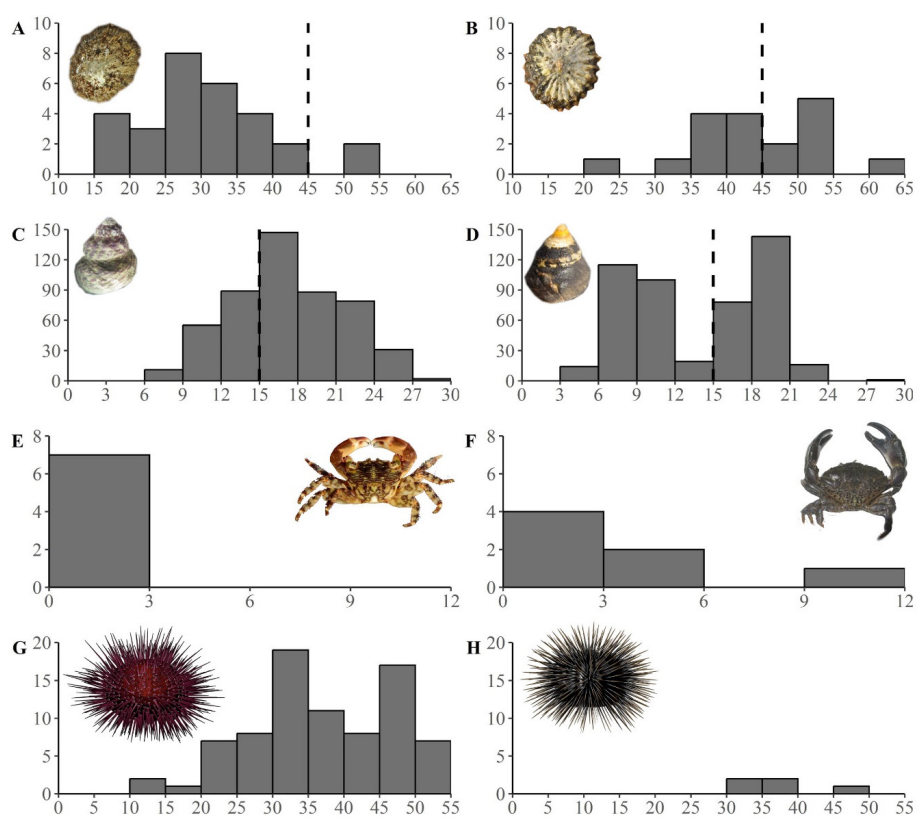


figura 5. Frecuencia de tallas (mm) de las especies de interés marisquero en el islote de Lobos. La línea negra vertical representa el tamaño mínimo de captura para lapas (45mm) y para burgados (15 mm) según la ley BOC n.º 93, 2011.

A) *P. aspera* B) *P. ordinaria*. C) *P. sauciatius* D) *P. atratus* E) *P. transversus* F) *X. poressa*
 G) *P. lividus* H) *A. lixula*.

manera no fueron muy abundantes. La mayor clase de talla registrada para (*P. ordinaria*) fue de 60-65 mm (figura 5B).

La distribución de tallas para las dos especies de burgados (*P. sauciatius* y *P. atratus*) fue amplia, con representación en las distintas clases de tallas. Se registraron numerosos individuos por encima y por debajo de la talla mínima de captura (figuras 5C y 5D). Además, se observó que los individuos por encima de los 15 mm fueron más frecuentes que aquellos que estaban por debajo de esta medida. La clase de talla máxima registrada para ambas especies fue de 27-30 mm.

En cuanto a los cangrejos, solo fueron registrados juyones (*P. transversus*) de tallas pequeñas (0-3 mm) (figura 5E). Por otro lado, para la carnada de vieja (*X. poressa*) se encontraron individuos de tallas superiores, aunque, de igual manera, fueron más frecuentes aquellos de tallas pequeñas, por debajo de los 3 mm (figura 5F).

Por último, el erizo común (*P. lividus*) estuvo bien representado en las diferentes clases de tallas (figura 5G), el rango de talla más frecuente fue de 30-35 mm. Sin embargo, el erizo cachero (*A. lixula*) no tuvo una distribución de tallas tan amplia como la del erizo común. Para esta especie no se registraron individuos pequeños por debajo de los 30 mm en las franjas y localidades muestreadas (figura 5H).

DISCUSIÓN

Se presenta por primera vez la riqueza de invertebrados que presenta el intermareal del islote de Lobos, ya que los escasos estudios previos solo habían muestreado las especies de interés marisquero (Núñez *et al.*, 1994; Ramírez, 2008; González-Lorenzo *et al.*, 2015). En este sentido, es importante mencionar también que se han registrado la mayoría de las especies de interés marisquero de Canarias. En el caso de las lapas, *P. aspera*, *P. ordinaria* y *P. rustica*, su abundancia fue sorprendentemente baja, las dos especies de burgados (*P. sauciatus* y *P. atratus*) presentaron abundancias elevadas, los cangrejos empleados para carnada fueron también escasos (*X. poressa* y *P. transversus*). Por último, estuvieron también presentes las dos especies de erizo (*P. lividus* y *A. lixula*), aunque sus abundancias nunca superaron los 4 individuos por metro cuadrado.

No se encontraron diferencias significativas entre la riqueza de especies en las diferentes orientaciones y localidades muestreadas del islote no obstante, esta sí resultó ser mayor en el infralitoral que en el mesolitoral y supralitoral. Esto seguramente se deba al gradiente ambiental relacionado con la desecación, temperatura y salinidad, que presentan valores más extremos en la banda superior que en la banda media e inferior (Thompson *et al.*, 2002). A pesar de que esta zonación de los organismos es algo evidente, son pocos los trabajos realizados en Canarias que muestren esta distribución vertical de las especies de invertebrados.

De igual manera, este trabajo revela que las franjas de marea ejercen una influencia significativa en las comunidades de invertebrados del islote de Lobos. Es importante destacar que la comunidad de invertebrados del islote de Lobos estuvo dominada por especies de interés marisquero como las dos especies de burgados, las dos especies de lapa (blanca y negra) y el erizo *P. lividus*, junto a otras especies esenciales para los ecosistemas en Canarias como la púrpura *S. haemastoma*, el anélido poliqueto *E. viridis*, el coral *B. regia* y la esponja *A. aerophoba*.

Aunque la abundancia de las especies muestreadas se vio explicada principalmente por el nivel de marea, se observaron algunas diferencias entre las distintas localidades. En cuanto a las especies de interés marisquero, cabe destacar que la lapa negra (*P. ordinaria*) estuvo ausente en la localidad de El Puertito, posiblemente debido a su fácil acceso y considerable presión humana al estar situada en una zona muy turística del islote. De igual manera, el burgado hembra estuvo menos representado en el mesolitoral de esta localidad, lo cual podría explicarse por una menor exposición al oleaje y un hábitat compuesto principalmente por arena. Por otro lado, la gran abundancia de invertebrados registrada en Faro de Martiño podría atribuirse al aislamiento geográfico de esta localidad, presentando un menor impacto antrópico



en comparación con el resto de las localidades. Estos hallazgos resaltan la importancia de considerar la variabilidad espacial y vertical en los estudios de comunidades intermareales, ya que, como se ha observado, la riqueza y abundancia de especies predominantes pueden variar en función de estos dos factores.

Respecto a las tallas, el número de individuos de lapas con tallas por encima del límite mínimo de captura (45 mm) fue escaso en todo el islote, como ya había sido observado en estudios previos realizados en los 90 (Hawkins, 1992; Núñez *et al.*, 1994, 1995), lo que significa que este recurso sigue siendo explotado intensamente, a pesar de las medidas actuales de protección. Por el contrario, las dos especies de burgados no parecen estar sometidas a una gran presión marisquera, ya que se encontró un gran número de individuos por encima de la talla mínima de captura (15 mm), además de muchos individuos pequeños, lo que indica un reclutamiento efectivo.

A modo de conclusión de este estudio, queremos recalcar la poca abundancia de organismos muestreados en el intermareal del islote de Lobos, a pesar de la elevada riqueza de especies que alberga. En el mismo sentido, organismos de interés marisquero como las lapas, a pesar de estar sometidas a medidas regulatorias de captura, han resultado tener una abundancia alarmantemente baja, por debajo de los 0.05 individuos/m², además de una baja representación de tallas grandes, por encima de su límite de captura. Esto indica que las medidas de gestión existentes no son suficientes, por lo que recomendamos la implementación de una reserva marina, con vigilancia efectiva, en el islote de Lobos.

AGRADECIMIENTOS

A la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca – Dirección General de Pesca del Gobierno de Canarias por la financiación a través del proyecto REMA-Can 2022-2025. A I. Sancibrián y P. Martín-Pestano por su asistencia en la recogida de datos.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Trabajo de campo: BAH, SGD, JCH.

Análisis de datos: MAH.

Preparación del escrito original: MAH.

Corrección y edición del manuscrito final: BAH, SGD, JCH, IC, MAH.



REFERENCIAS

- ANDERSON, D.R. 2008. Model based inference in the life sciences: a primer on evidence. New York: Springer, 31 (1), 217-267.
- BACALLADO, J.J., CRUZ, T., BRITO, A., BARQUÍN-DIEZ, J., CARRILLO, M. 1989. *Reservas Marinas de Canarias*. Santa Cruz de Tenerife: Consejería de Agricultura y Pesca de Canarias, 200 pp.
- BIOGES. 2008. Estudio para el análisis de las características biológicas y pesqueras en el Estrecho de la Bocaina para su posible declaración como reserva marina de interés pesquero. Viceconsejería de Pesca, Gobierno de Canarias. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 38 pp.
- BLÁZQUEZ, J. M. 2004. La explotación de la púrpura en las costas atlánticas de Mauritania Tingitana y Canarias. Nuevas aportaciones. *Anuario de estudios atlánticos*, 1(50):689-704.
- BRITO, A. 2009. Estudio científico de evaluación y parámetros biológicos de especies marisqueras intermareales. 1.ª parte. Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias. Universidad de La Laguna e Instituto Canario de Ciencias Marinas. 53 pp.
- BRITO, A., BARQUÍN, J., GARCÍA, J., LOZANO, I., OCAÑA, O., REYES, J., GARCÍA, M. 1997. *Evaluación de las poblaciones de peces y macroinvertebrados de interés pesquero, análisis de la explotación de los recursos y obtención de parámetros para la gestión de la futura reserva marina de La Graciosa e islotes al norte de Lanzarote*. Informe final del proyecto de investigación. Tomos I y II. Consejería de Agricultura, Pesca y Alimentación, Gobierno de Canarias.
- DEL ARCO AGUILAR, M., DEL ARCO AGUILAR, C., BENITO-MATEO, M., ROSARIO-ADRIÁN, C. 2016. Un taller romano de púrpura en los límites de la Ecúmene, Lobos (Fuerteventura, Islas Canarias). Primeros resultados. *Serie Canarias Arqueológica- Monografías*, 6 en Santa Cruz de Tenerife.
- ELEJABITIA, Y., CARRILLO, A. J. 1994. Observaciones sobre la zonación de las algas en Punta del Hidalgo, Tenerife (Islas Canarias). *Anuario del Instituto de Estudios Canarios* 38:15-23.
- FORNER, A., BAS-SILVESTRE, M., MARTÍN-HERNÁNDEZ, A., ÁLVAREZ-CANALI, D., COLLAZO, N. 2019. Estudio de las poblaciones de cangrejo utilizadas como carnada en las Islas Canarias: situación actual, influencia del marisqueo y tipo de hábitat. *Scientia Insularum* 1:23-36.
- GONZÁLEZ, J. A., MARTÍN, L., HERRERA, R., GONZÁLEZ-LORENZO, G., ESPINO, F., BARQUÍN-DIEZ, J., SOUTHWARD, A. J. 2012. Cirripedia of the Canary Islands: distribution and ecological notes. *J. Mar. Biol. Assoc. U.*, 92(1), 129-141.
- GONZÁLEZ-LORENZO, G., HERNÁNDEZ, E. M., PÉREZ-DIONIS, G., HERNÁNDEZ, A. B., SANTOS, B. G., DÍEZ, J. B. 2015. Ineffective conservation threatens *Patella candei*, an endangered limpet endemic to the Macaronesian islands. *Biol. Conserv.*, 192:428-435.
- HELMUTH, B., MIESZKOWSKA, N., MOORE, P., HAWKINS, S. J. 2006. Living on the edge of two changing worlds: forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 373-404.
- HERNÁNDEZ, J.C., ALFONSO, B., ALIENDE, M., CANO, I., GONZÁLEZ-DELGADO, S., RUFINO A. 2022. *Evaluación del estado actual de los recursos marisqueros litorales de Canarias: Fuerteventura y La Palma*. Informe científico-técnico de la Universidad de La Laguna para la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca - Dirección General de Pesca del Gobierno de Canarias, 276 pp. San Cristóbal de la Laguna (Tenerife).
- HERNANDEZ, J.C., ALFONSO, B., GONZÁLEZ-DELGADO, S., CANO, I., ALIENDE, M., ORTOLANO, A. 2023. *Caracterización ecológica del sector norte de la costa de Fuerteventura e islote de Lobos*



para la creación de una Reserva Marina de interés pesquero. Informe científico- técnico de la Universidad de La Laguna para la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca-Dirección General de Pesca del Gobierno de Canarias, 225 pp. San Cristóbal de La Laguna (Tenerife).

- JENKINGS, S.R., ARENAS, F., ARRONTES, J., BUSSELL, J., CASTRO, J., COLEMAN, R.A., HAWKINGS, S.J., KAY, S., MARTÍNEZ, B., OLIVEROS, J., ROBERTS, M.F., SOUSA, S., THOMPSON, R.C., HARTNOLL, R.G. 2001. European-scale analysis of seasonal variability in limpet grazing activity and microalgal abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 211:193–203.
- MORENO-BORGES, S., ASPIROZ, C., HERNÁNDEZ-MINGORANCE, S., JARAMILLO-DELGADO, M., MARRERO, M. A., ORTIZ-LÓPEZ, M. 2019. Estudio de dos rasas intermareales al norte de Tenerife como zona de criadero de juveniles de *Epinephelus marginatus* (LOWE, 1834). *Scientia insularum*. 1: 141-148.
- NAVARRO, P. G., RAMÍREZ, R., TUYA, F., FERNÁNDEZ-GIL, C., SÁNCHEZ-JEREZ., HAROUN, R. J. 2005. Hierarchical analysis of spatial distribution patterns of patellid limpets in the Canary Islands. *J. Molluscan Stud.*, 71(1): 67-73.
- NÚÑEZ, J., BARQUÍN, J., BRITO, A. 1994 Cartografía de la distribución, biología y evaluación de los recursos marisqueros de moluscos litorales (lapas, oreja y mejillón). Primera fase: La Palma, Tenerife, Gran Canaria y Fuerteventura. Consejería de Pesca y Transporte, Gobierno de Canarias. Departamento de Biología animal, Universidad de La Laguna, Tenerife, 1994.
- NÚÑEZ, J., BRITO, M. C., RIERA, R., DOCOITO, J. R., MONTERROSO, O. 2011. Distribución actual de las poblaciones de *Patella candei* D'Orbigny, 1840 (Mollusca, Gastropoda) en las islas Canarias. Una especie en peligro de extinción. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 19(1-4): 371-377.
- PINEDO, S., M. SANSÓN., J. AFONSO-CARRILLO. 1992. Algas marinas bentónicas de Puerto de la Cruz (antes Puerto Orotava), Tenerife (Islas Canarias). *Vieraea* 21:29-60.
- R CORE TEAM 2023. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RAMÍREZ, R. 2008. Caracterización de los principales recursos marisqueros en el estrecho de la Bocaina (Lanzarote-Fuerteventura). Viceconsejería de Pesca, Gobierno de Canarias. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 38 pp.
- RAMÍREZ, R., TUYA, F., HAROUN, R. 2008. *El intermareal Canario: poblaciones de lapas, burgados y canadillas*. Bioges, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 52 pp.
- RAMÍREZ, R., TUYA, F., SÁNCHEZ-JEREZ, P., FERNÁNDEZ-GIL, C., BERGASA, O., HAROUN, R. J., HERNÁNDEZ-BRITO, J. J. 2005. Estructura poblacional y distribución espacial de los moluscos gasterópodos *Osilinus atrata* y *Osilinus sauciatius* en el intermareal rocoso de las Islas Canarias (Atlántico centro-oriental). *Ciencias marinas*, 31(4):697-706.
- STEPHENSON, T.A., STEPHENSON, A. 1949. The Universal Features of Zonation Between Tide-Marks on Rocky Coasts. *Br. Ecol Soc*, 31: 289-305.
- THOMPSON, R.C., CROWE, T.P., HAWKINGS, S.J. 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions to the next 25 years. *Environ. Conserv.* 29(29):168-191.
- WICKHAM, H., CHANG, W., WICKHAM, M. H. 2016. Package 'ggplot2'. *Create elegant data visualizations using the grammar of graphics. Version, 2(1)*, 1-189.



EARLY LIFE STAGES OF COMMON BRACHYURAN SPECIES FOUND IN SHALLOW WATERS OF TENERIFE ISLAND

Aitor Ugena*, Estefanía González-González, Iván Cano

ABSTRACT

Brachyurans plays an important economic and ecological role worldwide, due to their relevance in marine ecosystems, acting as preys, predators, and scavengers. In the Canary Islands, several species are also considered important marine fishing resources. Despite this, little is known about its taxonomical characteristics and their early life ecology. This study utilized artificial larval collectors in the Canary Islands' shallow rocky areas to observe juvenile settlements of main brachyuran species. In total, juvenile stages of six common species of the archipelago, belonging to five different families of the infraorder Brachyura, were collected and described. In addition, representative measures as well as high detailed photography's of these crustaceans were taken to provide useful information for the identification at its early life stages. Furthermore, we provide the first evidence of the reproduction success of the invasive species *Cronius ruber* throughout direct observation of juveniles of this species in the archipelago.

Keywords: identification, juveniles, settlement, taxonomy.

ETAPAS DE VIDA TEMPRANA DE BRAQUIUROS COMUNES EN AGUAS SOMERAS DE LA ISLA DE TENERIFE

RESUMEN

Los braquiuros desempeñan un importante papel económico y ecológico en todo el mundo, debido a su relevancia en los ecosistemas marinos, actuando como presas, depredadores y carroñeros. En las Islas Canarias, varias especies se consideran también importantes recursos pesqueros. Aun así, poco se conoce sobre sus características taxonómicas y su ecología de vida temprana. Este estudio utilizó colectores artificiales de larvas en las zonas rocosas poco profundas de las Islas Canarias para observar los asentamientos juveniles de las principales especies de braquiuros. En total, se recogieron y describieron estadios juveniles de seis especies comunes del archipiélago, pertenecientes a cinco familias diferentes del infraorden Brachyura. Además, se tomaron medidas representativas, así como fotografías de estos crustáceos, para proporcionar información útil para la identificación en sus primeros estadios de vida. Además, proporcionamos la primera evidencia del éxito reproductivo de la especie invasora *Cronius ruber* a través de la observación directa de juveniles de esta especie en el archipiélago.

Palabras clave: asentamiento, identificación, juveniles, taxonomía.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05.03>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 5; febrero 2024, pp. 51-64; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCTION

Brachyuran crustaceans are an infraorder within the class Malacostraca, with about 6500 species, being the group inside the decapods order with the highest species richness. These crustaceans are known to play an important ecological role by participating in the energetic flow of trophic networks in marine ecosystems (Paul 1981; Heck and Hambrook 1991). Some species are exclusively herbivores, such as is the case of *Maguimithrax spinosissimus* (Spadaro and Butler 2021), other species are mainly scavengers such as some *Pagurus* spp. (Ramsay *et al.* 1997) and some behave as active predators of a wide range of organisms, as is the case of some portunid crabs such as *Scylla paramamosain*, or *Cronius ruber* which is present in the archipelago (Paul 1981; Saqib *et al.* 2023; Alonso 2019). Related to this predatory role, brachyurans could become a serious threat to local biodiversity when they act as an invasive species, especially when they have active predatory behavior and high reproductive potential, as in the case of *C. ruber* (Hollebone and Hay 2008; Griffen and Bryers 2009). On the other hand, these organisms also play an important economic role in aquaculture, fisheries, and shellfish resources, being a large part of the world consumption of decapod crustaceans, which has an annual world intake of 5 million tons valued at US\$ 13.1 billion. (Sánchez 2010; Bondad-Rean-*taso et al.* 2012).

In the Canary Islands brachyurans such as *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards 1853), *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius 1787) and some Xantidae species like *Lophozozymus incisus* (H. Milne Edwards 1834) or *Xantho poressa* (Olivier 1792) are considered a valuable resource due to their use in professional and recreational fishing. While other species like *Plagusia depressa* (Fabricius 1775) and *Grapsus adscensionis* (Osbeck 1765), are often used as a seafood resource. The use of these species by the local population in the archipelago has led to the overexploitation of some, such as *P. gibbesi* and *X. poressa* (Forner *et al.* 2019). Contrastingly, species such as *C. ruber* (Lamarck 1818), an invasive portunidae crab with high dispersion capabilities, has demonstrated to be a voracious predator which can prey over a great variety of local species posing a serious threat to local marine species of the archipelago (Triay-Portella *et al.* 2022). The first record of this species in the Canary Islands was reported in 2008 in Tenerife (Maggio *et al.* 2021), however the first published paper of *C. ruber* was out in 2018 reporting the presence of this species in the warm waters of the south of the island of Gran Canaria. (Triay-Portella *et al.* 2018).

Despite the ecological and economic importance of these invertebrates in the Canary Islands, little is known about their ecology and taxonomy of the juvenile phase of these species, in contrast with their adult phases (Pérez 1995). Better knowledge of the early life stages of this group of species is essential to shed some

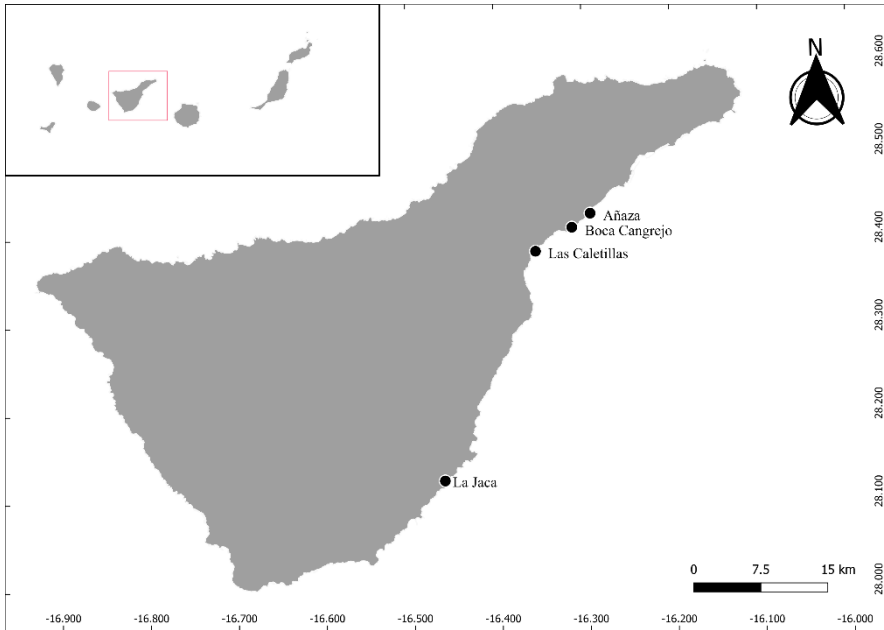


Figure 1. Map of Tenerife Island with the 4 study points.

light on their population dynamics. Therefore, our main objective was to provide taxonomical information of the early life stages of some of the most common brachyurans in the Canary Islands, to facilitate their identification in subsequent studies.

MATERIALS & METHODS

STUDY AREA

This study was conducted on the eastern shore of Tenerife Island, four rocky bottom sites were selected to deploy juvenile brachyuran collectors: Añaza (28.4204060 N – 16.2954172 W), Boca Cangrejo (28.4061537 N – 16.27429 W), Las Caletillas (28.3814250 N – 16.3552938 W) and La Jaca (28.12087153 N – 26.46111758 W) (Fig. 1)

SPECIMENS COLLECTION AND MEASUREMENT

The brachyuran specimen collection was made throughout the use of larval artificial collectors, a frequent tool used in the study of marine invertebrate's larval settlement (Balsalobre *et al.* 2016). Each artificial collector was made by 30 moulded



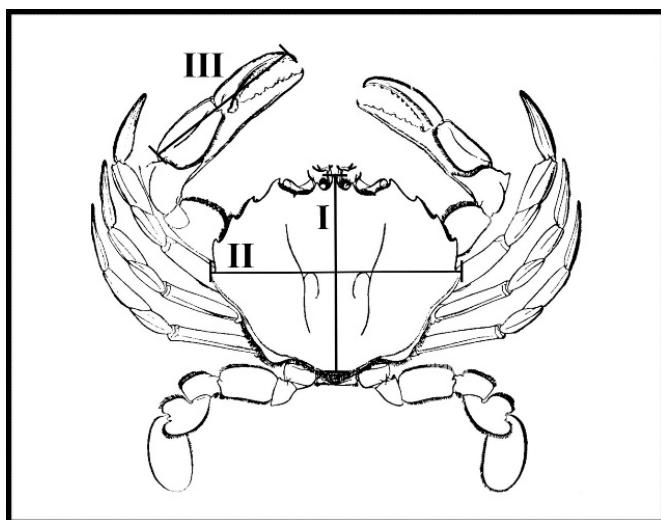


Figure 2. Diagram of the brachyurans body parts measured. (I). Caparace length. (II): Caparace width. (III). Chela length.

3.9 cm in diameter plastic balls originally used as fish-tank filters (biofilters). Each ball had 0.04 m² surface area which made it a favourable artificial substrate for certain larval settlement and subsequent metamorphosis, these balls were wrapped in a nylon net to avoid their loss. Samplers were placed at 10 m depth and anchored to the bottom by a 0.5 m long plastic rope. An air-filled plastic bottle was attached to the opposite side with another 0.15 m plastic rope to maintain vertical position and height off the bottom. This design has been previously used by Hernández and collaborators on several occasions (Hernández *et al.* 2006; Hernández *et al.* 2010). We deployed a total of 3 artificial collectors on each of the 4 studied sites, preserving at least 5 meters between each one, making a total of 12 experimental units. Thirty days after deployment, collectors were removed by severing the anchor that held them to the substrate. The samples were stored in plastic bags to avoid the possible loss of invertebrates during their transport to the laboratory.

Once in the laboratory, the collectors were deposited into plastic boxes for subsequent disassembly and washing by using pressurised water. The extracted content was shifted through a sieve with a 100 µm mesh. The resultant sediments were transferred to individual containers and preserved with 70% ethanol.

A stereomicroscope (Leica EZ4) was used for sediment analysis. For this, a small quantity of sediment was inspected on a glass plate using tweezers. All the marine invertebrates found were separated for a later identification. Brachyurans have been identified to species level, a complex task due to the lack of information on their early stages, instead, we have used descriptions of adults from various studies of the most common brachyuran species of the Canary Islands as Maggio (2021), Relini (2000), Reuschel (2007), Pillai (2013) and Pérez (1995), comparing

their morphological similarities and differences. Subsequently, they were photographed, and stored in individual containers with 70% ethanol.

Photographic images were taken for all the brachyuran species founded: *Lophozozymus incisus*, *Xantho poressa*, *Pachygrapsus marmoratus*, *Percnon gibbesi*, *Acanthonyx lunulatus* and *Cronius ruber*. The length and width of 3 to 10 individuals, depending on the availability of the specimens founded, were measured based on the morphology described by Spivak (2016) using the program ImageJ (Rueden *et al.* 2017). The length measurement was taken from the front to the abdominal sternites, whereas the width was measured from sternites located on the first pair of thoracic appendages. Chela dimensions were obtained by measuring from the dactyl apex to the constriction of the first appendage (Siam 2011). (Fig. 2)

RESULTS & DISCUSSION

SYSTEMATIC OF SPECIMENS COLLECTED

Phylum Arthropoda

Class Malacostraca

Subclass Eumalacostraca

Order Decapoda

Infraorder Brachyura

Family Xanthidae

Lophozozymus incisus (H. Milne Edwards 1834)

Xantho poressa (Olivi 1792)

Family Grapsidae

Pachygrapsus marmoratus (Fabricius 1787)

Family Percnidae

Percnon gibbesi (H. Milne Edwards 1853)

Family Epialtidae

Acanthonyx lunulatus (Risso 1816)

Family Portunidae

Cronius ruber (Lamarck 1818)

TAXONOMICAL DESCRIPTION

Family Xanthidae

This is the largest family of brachyuran crustaceans, with 572 species described and diversified into 132 genera, both marine and freshwater (De Grave *et al.* 2009). Their carapace (shell) is wider than its length, oval or sub-rectangular in shape with an arched anterior lateral edge. The frontal region is broad and trans-



verse, with a central incision. The terminal part of the chela is usually black in color (Bakker *et al.* 2022).

Lophozozymus incisus

Habitat and distribution: this species is present in the Mediterranean Sea, Cape Verde Islands, Azores, Canary Islands, the west and south coasts of the British Isles, reaching its limit in the west of Scotland. Usually present on rocky bottoms, where it easily finds shelter, at depths ranging from 0 to 100 m (Coquereau *et al.* 2016).

Early settlers' morphology: the species has a diamond-shaped carapace with incisions, in the middle and upper part of the lateral edge appearance of large spines, these spines are seen from the juvenile stage and as the individual develops, they increase in size. The chelae have small, rounded protuberances all over their surface, the legs and chelae have a similar length (Fig. 3. A).

Average measurements \pm SD: width of carapace 3.05 ± 0.72 mm; length of carapace 2.59 ± 0.55 mm; chela length 1.03 ± 0.55 mm (Fig. 4); n = 10 individuals.

Xantho poressa

Habitat and distribution: this species is present throughout the Black Sea and the Mediterranean Sea, as well as in the northeastern Atlantic Ocean, ranging from the Canary Islands to Portugal. It can be found in the intertidal and subtidal, mainly under rocks, and from 0 to 15 m deep (Spivak *et al.* 2010).

Early settlers' morphology: the species has a smooth oval carapace wider than long, with slightly rounded anterolateral edges with pronounced teeth. The chelipeds are very developed with black ends, in the case of the fixed finger, this dark coloration is extended somewhat by the rest of the propodeum (Fig. 3. B).

Average measurements \pm SD: width of carapace: 2.93 ± 0.11 mm; length of carapace: 3.62 ± 0.38 mm; chela length: 2.52 ± 0.2 mm (Fig. 4) with n = 3 individuals.

Family Grapsidae

This family of brachyuran crustaceans is distributed in 10 different genera and grouped in the superfamily Grapsoidea. The members of this family are mainly marine and littoral crabs which can appear in lagoons, estuaries and rivers (De Grave *et al.* 2009). They commonly have a quadrangular shell, with a wide frontal area and straight lateral edges (Katsanevakis *et al.* 2007).

Pachygrapsus marmoratus

Habitat and distribution: this species is distributed along the European coasts from the British Isles to the Black Sea, including the Canary Islands. It is a small semi-terrestrial crustacean usually found under intertidal rocks or boulders, especially at high hydrodynamic coasts. It is the most common grapsoideo at inter-



tidal rocky coasts and it can inhabit from 0 m to 2 meters depth (Pérez 1995; Katsanevakis *et al.* 2007).

Early settlers' morphology: this species has a quadrangular carapace with the front part wider than the back one, up to 4 cm wide in its adult phase, the sides are straight, with three claw-like spines on each side of the front part, which is a taxonomic characteristic of the species. Their coloration can be very variable, going throughout greenish, brownish, or slightly purplish, sometimes uniform, but there are also individuals which presents yellowish or greenish marbling. It has hairy legs and strong chelae with black tips, which are slightly unequal and usually larger in males than in females (Fig. 3. C).

Average measurements \pm SD: width of carapace: 2.11 ± 0.56 mm; length of carapace: 2.61 ± 0.38 mm; chela length: 1.33 ± 0.44 mm (Fig. 4) with $n = 10$ individuals.

Family Percnidae

Percnidae is a family of marine crabs that are grouped in the superfamily Grapsoidea. Within this family, the genus *Percnon* is the most abundant with 11 species described. The most distinctive morphological characteristic of this genus is the flat, oval shape bodies (Relini *et al.* 2000).

Percnon gibbesi

Habitat and distribution: this species is widely distributed, from Cabo San Lucas (Baja California) to Chile, including the Galapagos Islands in the eastern Pacific, from Fort Macon (North Carolina), Bahamas and Bermuda, to the archipelago of Fernando de Noronha, Brazil, including the West Indies in the western Atlantic, and from the Azores and Madeira to Angola in the eastern Atlantic including the Canary Islands (Nizinski 2003), although it is known for increasing their abundance in the Mediterranean sea since its first sighting in 1999 (Pérez 1995; Katsanevakis *et al.* 2011). It is usually found in the infralittoral of rocky coasts, according to Deudero *et al.* (2005) it can be found from the shallow intertidal to shallow subtidal to 8 m depth, presenting maximum abundances between 0 to 4 m depth, although in the Canary Islands this species can be present at depths up to 20 m.

Early settlers' morphology: this species presents a flat, longer than wider carapace in its adult phase, that shows a slightly oval shape with four teeth on each side in the anterolateral zone. It has a reddish-brown color, with yellow bands on the legs and bluish spots on the carapace. It has short chelipeds in relation to the length of the rest of the legs and spines on the merus (Fig. 3. D).

Average measurements \pm SD: width of carapace: 5.95 ± 0.58 mm; length of carapace: 6.67 ± 0.59 mm; chela length: 1.70 ± 0.44 mm (Fig. 4) with $n = 10$ individuals.



Family Epialtidae

The Epialtidae family are compounded by marine and freshwater crabs. It is the most abundant of the superfamily Majoidea, with 385 of the 960 recognized species (Ng *et al.* 2008). In general, this family presents species with oval bodies, like a drop, with a thinner front part and long legs, although not all the species fulfill these characteristics in this family.

Acanthonyx lunulatus

Habitat and distribution: this species is distributed across Mediterranean and Atlantic waters, from Portugal to Namibia, including the Azores. They are mainly found in seaweed beds, but they are also present in coral substrates. It can be found from 0 to 20 m depth (Guerao and Abelló 1996).

Early settlers' morphology: this species presents a spiny pyriform carapace, longer than wider, in the juvenile stage, the spines are not fully formed, and bulges can be seen in the carapace. It has two characteristic large spines in the front between the two eyes. The chela is spineless, with a molariform tooth at the apex, when the chela is closed, a cleft is formed between the fixed finger and the dactyl. The walking legs have tubercles, with light villi and slight spines (Fig. 3. E).

Average measurements \pm SD: width of carapace: 4.28 ± 0.73 mm; length of carapace: 6.39 ± 0.96 mm; chela length: 2.05 ± 0.41 mm (Fig. 4) with $n = 10$ individuals.

Family Portunidae

Family of marine and brackish crabs, with a carapace wider than its length, reaching its maximum length in the last pair of antero-lateral teeth. This family are composed by almost 230 species, commonly known as swimming crabs. They live in a great variety of substrates, from 0 to 200 meters in depth and are mainly strict predators (Maggio *et al.* 2021).

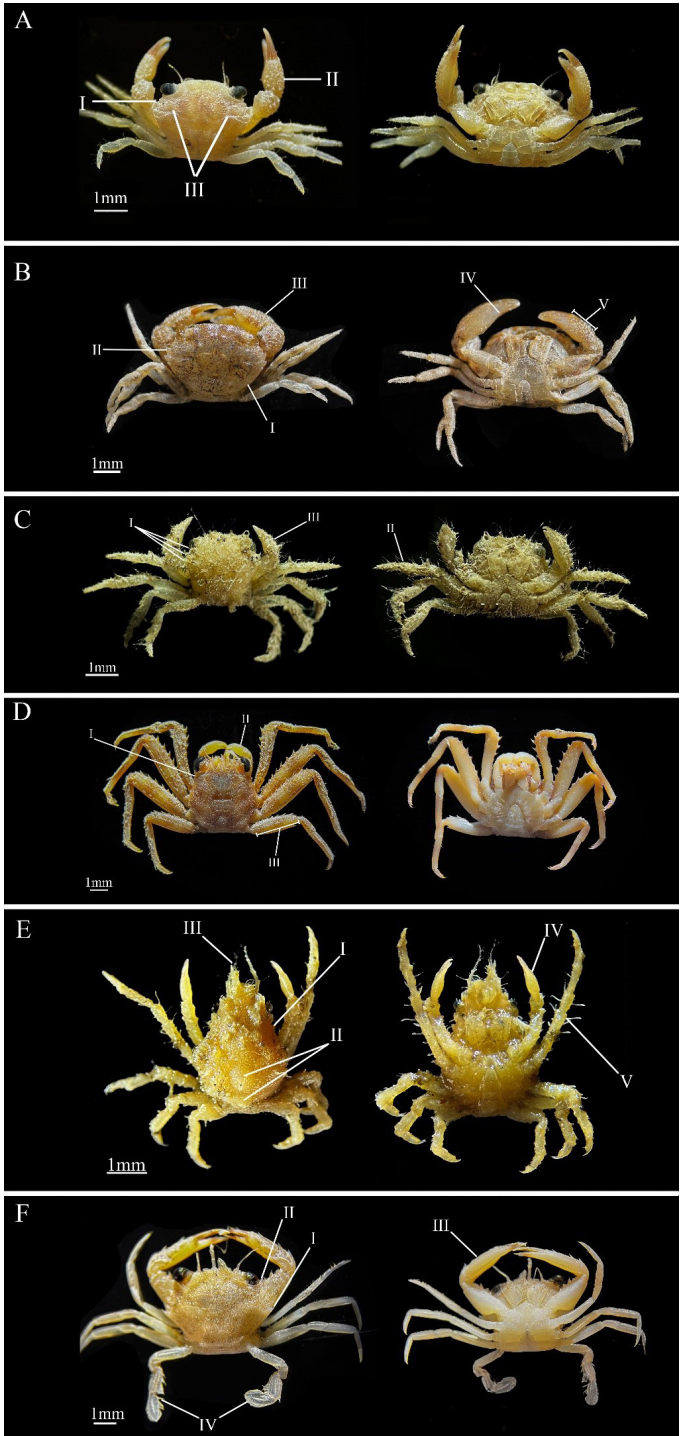
Cronius ruber

Habitat and distribution: this species has a worldwide distribution from North Carolina to Florida, Gulf of Mexico, Central America, the West Indies, northern South America from the Guianas to Brazil, eastern Atlantic coasts from Senegal to Angola, Cape Verde, Madeira and Canary Islands, eastern Pacific coast from California to Peru and the Galapagos Islands (Fransozo *et al.* 2002; Maggio *et al.* 2021). It can inhabit from shallow rocky sublittoral zones with different macroalgae communities until 20 meters in depth (Maggio *et al.* 2021).

Early settlers' morphology: this species presents a smooth hexagonal carapace with spines on the lateral edges as well as a ridge along the carapace, it has four spines in the frontal zone without including the orbital ones, the first two are more pointed. The chelae are strong and long with spines on the outside of the che-



Figure 3. Dorsal and ventral view of juveniles.
Scale bars = 1 mm.



A. *Lophozozymus incisus*. (I). Lateral spines; (II). Chelae protuberance; (III). Caparace incisions.

B. *Xantho poressa*. (I). Anterolateral border; (II). Pronounced teeth; (III). Chelae; (IV). Fixed finger; (V). Propodeum.

C. *Pachygrapsus marmoratus*. (I). Three claw-like spines; (II). Hairy legs; (III). Chelae.

D. *Percnon gibbesi*. (I). Anterolateral teeth; (II). Chelae; (III). Merus.

E. *Acanthonyx lunulatus*. (I). Semi-formed spines; (II). Bulges; (III). Frontal large spine; (IV). Chelae; (V). Leg.

F. *Cronius ruber*. (I). Lateral spines; (II). Orbital spine; (III). Chelae; (IV). Last pair of legs.

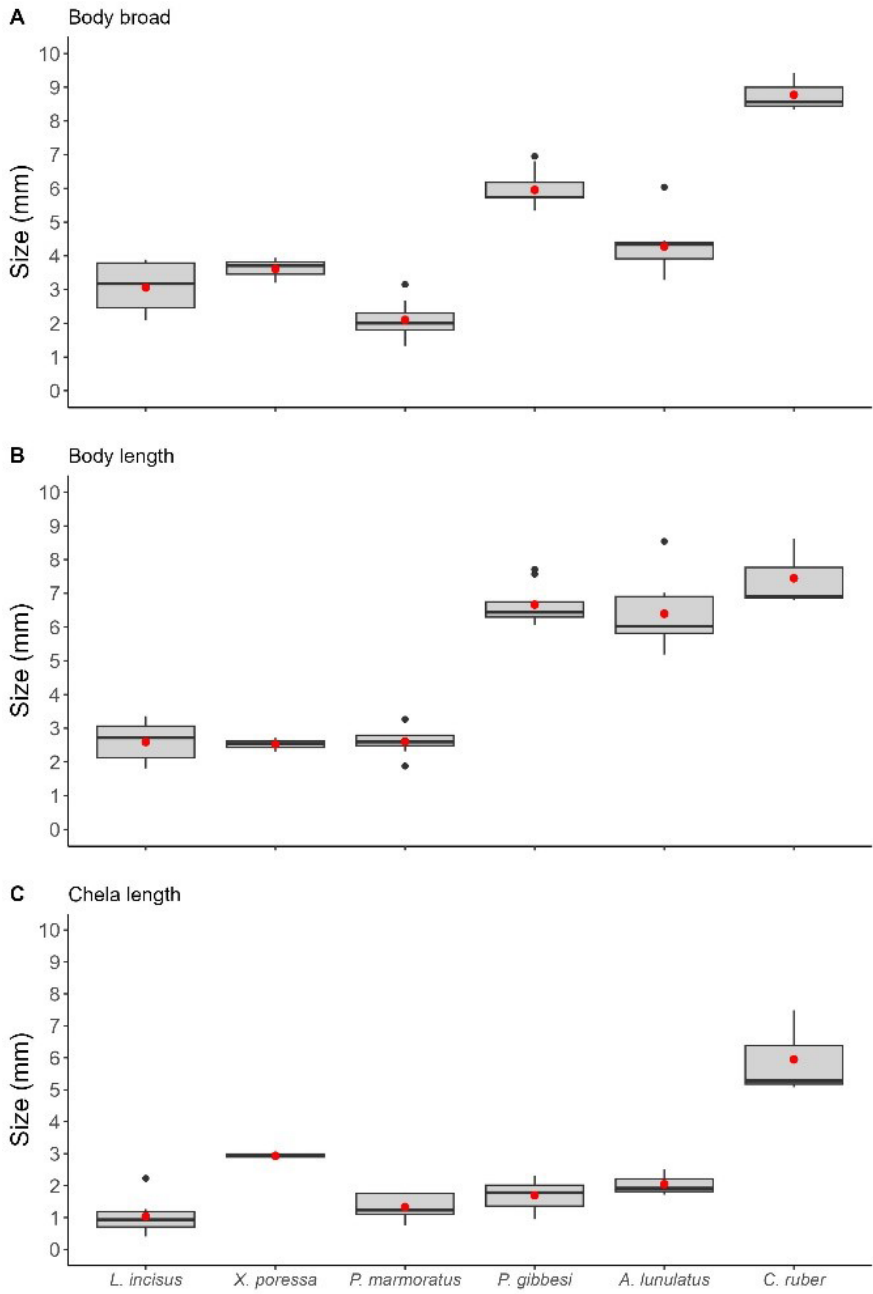


Figure 4. Boxplot representing the size in mm of (A) body broad, (B) body length and (C) chela length, of the decapods found in our study area. Red points represent the mean size of each body part.

lae. The legs have a similar length to the chelae and the terminal shape of the last pair of legs that are shaped like a shovel, which give them the common name of “paddler crabs” (Fig. 3. F).

Average measurements \pm SD: width of carapace: 8.78 ± 0.58 mm; Length of carapace: 7.45 ± 1.02 mm; Chela length: 5.95 ± 1.34 mm (Fig. 4) with $n = 4$ individuals. The results show that *C. ruber* in its juvenile phase is the species that we have analyzed with the biggest size in all body measurements taken compared to juveniles of the other crab species; therefore, knowing that it is an invasive species, this may be a relevant factor in their survival, adaptation and competitive capacity to our waters.

There is very little information available of the early life stages of these brachyuran species in the Canaries. Another biological and ecological aspects such as taxonomic characteristics, distribution, larval survival and settlement, and the environmental factors that affects early life stages of these species are also unknown in the archipelago. Given the economic and ecological importance of these species, more studies assessing their early life ecology and population structure are needed in order to have a better understanding and to promote appropriate management actions of these marine resources. This paper is a useful tool for the identification of these important early stage brachyuran species and can be helpful for future studies. Moreover, this is the first study that confirms the presence of *Cronius ruber* early juvenile settlement in the Canaries, thus, verifying the reproductive success and the total adaptation of this non-native species to our archipelago.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to acknowledge Andrés Rufino, Dra. Sara González-Delgado and Pablo Pestano for their help in the field and laboratory work. We thank Dr. José Carlos Hernández, Principal Investigator of ECOMAR research group from Universidad de La Laguna, for all his support and advise. Also, we would like to acknowledge to David Parro for his help in the translation of the manuscript.

AUTHORS CONTRIBUTIONS

Writing-Original Draft: A.U.
Methodology, Data curation: A.U., E.G.G., I.C.
Investigation: A.U., E.G.G.
Visualization: A.U.
Writing-Review and Editing: E.G.G., I.C.
Conceptualization, Supervision: I.C.



REFERENCES

- ALONSO, L., 2019. Foraging pattern and ingestion rate of invasive crab “*Cronius ruber*” (Lamarck, 1818), (Decapoda, Brachyura, Portunidae) in Gran Canaria, Canary Islands. [Bachelor’s thesis]. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- BAKKER, C., MONTÚ, M., ANGER, K., FERNANDES, L.L., 2022. Larval development of *Hexapanopeus schmitti* Rathbun, 1930 (Decapoda, Brachyura, Xanthidae) reared in the laboratory. *Rev. Nerítica*. 4(1/2):137-164.
- BALSALOBRE, M., WANGENSTEEN, O.S., PALACÍN, C., CLEMENTE MARTÍN, M.S., HERNÁNDEZ PÉREZ, J.C., 2016. Efficiency of artificial collectors for quantitative assessment of sea urchin settlement rates. *Sci. Mar.* 80(2):207-216.
- BONDAD-REANTASO, M.G., SUBASINGHE, R.P., JOSUPEIT, H., CAI, J., ZHOU, X., 2012. The role of crustacean fisheries and aquaculture in global food security: past, present and future. *J. Invertebr. Pathol.* 110(2):158-165.
- COQUEREAU, L., GRALL, J., CLAVIER, J., JOLIVET, A., CHAUVAUD, L., 2016. Acoustic behaviours of large crustaceans in NE Atlantic coastal habitats. *Aquat. Biol.* 25: 151-163.
- DE GRAVE, S., PENTCHEFF, N.D., AHYONG, S.T., CHAN, T.Y., CRANDALL, K.A., DWORSCHAK, P.C., FELDER, D.L., FELDMANN, R.M., FRANSEN, C.H.J.M., GOULDING, L.Y.D., LEMAITRE, R., LOW, M.E.Y., MARTIN, J.W., NG, PETER K.L., SCHWEITZER, C.E., TAN, S.H., TSHUDY, D., WETZER, R., 2009. A Classification of Living and Fossil Genera of Decapod Crustaceans. *Raffles Bull. Zool.* 21:1-109.
- DEUDERO, S., FRAU, A., CERDA, M., HAMPEL, H., 2005. Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive Grapsidae, in western Mediterranean waters. *Marine Ecology Prog. Ser.* 285:151-156.
- FORNER, A., BAS-SILVESTRE, M., MARTÍN-HERNÁNDEZ, A., ÁLVAREZ-CANALI, D., COLLAZO, N., 2019. Estudio de las poblaciones de cangrejo utilizadas como carnada en las Islas Canarias: situación actual, influencia del marisqueo y tipo de hábitat. *Scientia Insularum.* 1:23-36.
- FRANZOZO, A., MANTELATTO, F.L., NEBECC, G.B., 2002. La primera etapa zoeal del género *Cronius* (Brachyura, Portunidae) de la costa brasileña, que eclosionó en un laboratorio. *J. of Plankton Res.* 24 (11):1237-1244.
- GRIFFEN, B.D., BYERS, J.E., 2009. Community impacts of two invasive crabs: the roles of density, prey recruitment, and indirect effects. *Biol. Invasions.* 11:927-940
- GUERAO, G., ABELLÓ, P., 1996. Larval development of *Acanthonyx lunulatus* (Brachyura, Majidae, Epialtinae). *J. of Plankton Res.* 18:1185-1200.
- HECK, K.L., HAMBROOK, J.A., 1991. Intraspecific interactions and risk of predation for *Dyspanopeus sayi* (Decapoda: Xanthidae) living on polychaete (*Filograna implexa*, Serpulidae) colonies. *Marine Ecol.*12(3):243-250.
- HERNÁNDEZ, J.C., BRITO, A., CUBERO, E., GARCÍA, N., GIRARD, D., GONZÁLEZ-LORENZO, G., FALCÓN, J. M., 2006. Temporal patterns of larval settlement of *Diadema antillarum* (echinodermata: echinoidea) in the Canary Islands using an experimental larval collector. *Bull. Mar. Sci.* 78(2):271-279.
- HERNÁNDEZ, J.C., CLEMENTE, S., GIRARD, D., PÉREZ-RUZAFA, Á., BRITO, A., 2010. Effect of temperature on settlement and post-settlement survival in a barrens-forming sea urchin. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 413:69-80.



- HOLLEBONE, A.L., HAY, M.E., 2008. An invasive crab alters interaction webs in a marine community. *Biol. Invasions*. 10:347–358.
- KATSANEVAKIS, S., POURSANIDIS, D., YOKES, M.B., MACIC, V., BEQIRAJ, S., KASHTA, L., SGHAIER, Y.R., ZAKHAMA-SRAIEB, R., BENAMER, I., BITAR, G., BOUZAZA, Z., MAGNI, P., BIANCHI, C.N., TSIKKIROS, L., ZENETOS, A., 2011. Twelve years after the first report of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Mediterranean: current distribution and invasion rates. *J. Biol. Res.* 16:224-236.
- KATSANEVAKIS, S., XANTHOPOULOS, J., PROTOPAPAS, N., VERRIOPOULOS, G., 2007. Oxygen consumption of the semi-terrestrial crab *Pachygrapsus marmoratus* in relation to body mass and temperature: an information theory approach. *Mar. Biol.* 151:343–352.
- MAGGIO, Y., NÚÑEZ, J., DOCOITO, J.R., MORO, L., HERNÁNDEZ, J.C., 2021. *Cronius ruber* (Lamarck, 1818), un nuevo decápodo en los fondos someros de Canarias. *Scientia Insularum*. 4:125-142.
- NG, P.K., GUINOT, D., DAVIE, P.J., 2008. Systema Brachyrorum: Part I. An annotated checklist of extant brachyuran crabs of the world. *Raffles Bull. Zool.* 17:1- 286.
- NIZINSKI M.S., 2003. Annotated checklist of decapod crustaceans of Atlantic coastal and continental shelf waters of the United States. *Proc. Biol. Soc. Wash.* 116(1):96-157.
- PAUL, R.K.G., 1981. Natural diet, feeding and predatory activity of the crabs *Callinectes arcuatus* and *C. toxotes* (Decapoda, Brachyura, Portunidae). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 6:91-99.
- PÉREZ, J. A. G., 1995. Catálogo de los crustáceos decápodos de las Islas Canarias: gambas, langostas, cangrejos (Vol. 1). *Turquesa* 273p.
- PILLAI, S. L., NAIR, R. J., SEETHA, P. K., KUMAR, S., 2013. Report of Xanthid crab *Lophozozymus incisus* (H. Mille Edwards, 1834) from the gut of Humpback red snapper *Lutjanus gibbus*. *J. Mar. Biol. Ass. India.* 55(1):5-6.
- RAMSAY, K., KAISER, M.J., MOORE, P.G., HUGHES, R.N., 1997. Consumption of fisheries discards by benthic scavengers: utilization of energy subsidies in different marine habitats. *J. Anim. Ecol.* 66(6):884-896.
- RELINI, M., ORSI, L., PUCCIO, V., AZZURRO, E., 2000. The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the Central Mediterranean. *Sci. Mar.* 64(3):337-340.
- REUSCHEL, S., SCHUBART, C. D., 2007. Contrasting genetic diversity with phenotypic diversity in coloration and size in *Xantho poressa* (Brachyura: Xanthidae), with new results on its ecology. *Mar. Ecol.* 28(2):296-305.
- RUEDEN, C.T., SCHINDELIN, J., HINER, M.C., DEZONIA, B.E., WALTER, A.E., ARENA, E.T., ELICEIRI, K.W., 2017. ImageJ2: ImageJ for the next generation of scientific image data. *BMC Bioinformatics*. 18:1-26.
- SÁNCHEZ, J.M.L., 2010. *Larvas planctónicas de crustáceos decápodos en las Islas Canarias*. [Tesis doctoral]. Universidad de La Laguna. 135 pp.
- SAQIB, H. S. A., YUAN, Y., KAZMI, S. S. U. H., TAYYAB, M., XIANG, Z., IKHWANUDDIN, M., & MA, H., 2023. DNA metabarcoding reveals evidence of inter- and intra-guild predation by *Scylla paramamosain* in a marine ecosystem. *Front. Mar. Sci.*, 10:1-9.
- SIAM-LAHERA, C., 2011. Relación largo propodo-peso de quela de cangrejo moro *Menippe mercenaria* como un indicador para calcular la talla mínima de quela. *Rev. Cubana de Investigaciones Pesqueras*. 28(1):7-11.



- SPADARO, A. J., & BUTLER, M. J., 2021. Herbivorous crabs reverse the seaweed dilemma on coral reefs. *Curr. Biol.*, 31(4):853-859.
- SPIVAK, E.D., 2016. Los cangrejos Brachyura: morfología y anatomía funcional. *El mar argentino y sus recursos pesqueros*. 6:135-160.
- SPIVAK, E.D., ARÉVALO, E., CUESTA, J.A., GONZÁLEZ-GORDILLO, J.I., 2010. Population structure and reproductive biology of the stone crab *Xantho poressa* (Crustacea: Decapoda: Xanthidae) in the 'Corrales de Rota' (south-western Spain), a human-modified intertidal fishing area. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 90(2):323-334.
- TRIAY-PORTELLA, R., MARTÍN, J. A., LUQUE, L. T., & PAJUELO, J. G., 2022. Relevance of feeding ecology in the management of invasive species: Prey variability in a novel invasive crab. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 274.
- TRIAY-PORTELLA, R., MARTÍN, J.A., GONZÁLEZ, J.A., LORENZO NESPEREIRA, J.M., PAJUELO, J.G., 2018. Conocer al invasor: Dispersión del Decápodo donativo *Cronius ruber* en los Ecosistemas Marinos de Gran Canaria (Islas Canarias). Paper presented at: Vigo. Proceedings of the VI ISMS 2018; Vigo, ES.



PRESENCIA Y RESIDENCIA TEMPORAL DE INDIVIDUOS DE TORTUGA VERDE (*CHELONIA MYDAS*) EN LA BAHÍA DE ABADES (TENERIFE)

Marc Martín Solà*, Alejandro Usategui Martín**,
Elisabet Badosa Clemente*

RESUMEN

Por primera vez se demuestra la presencia y residencia temporal de individuos de tortuga verde (*Chelonia mydas*) en la bahía de Abades, ubicada en el sureste de Tenerife (islas Canarias). A lo largo de tres años (2020-2023) se ha realizado un seguimiento visual de los individuos que habitan en la zona, identificando 5 ejemplares juveniles que durante este periodo de tiempo se han registrado de forma recurrente. El comportamiento principal de los individuos en la bahía es la alimentación de seba (*Cymodocea nodosa*); aun así, se han observado otros comportamientos relevantes como el descanso o la interacción entre individuos. Esta residencia de larga duración permite atribuir a la bahía de Abades y a sus sebadales un elevado interés para la conservación de esta emblemática y protegida especie de tortuga marina.

Palabras clave: tortuga verde, *Chelonia mydas*, residencia temporal, sebadal, Tenerife, islas Canarias.

PRESENCE AND TEMPORARY RESIDENCE OF GREEN TURTLE INDIVIDUALS (*CHELONIA MYDAS*) IN ABADES BAY (TENERIFE)

ABSTRACT

The presence and temporary residence of green turtle individuals (*Chelonia mydas*) in Abades Bay, located in the southeast of Tenerife (Canary Islands), are demonstrated for the first time. Over a period of three years (2020-2023), a visual monitoring of the individuals inhabiting the area was conducted, identifying 5 juvenile specimens that have been recurrently recorded during this time frame. The primary behavior of the individuals in the bay is the feeding on seagrass (*Cymodocea nodosa*); however, other relevant behaviors such as resting or interaction among individuals have also been observed. This extended residency highlights the high conservation significance of Abades bay and its seagrass meadows for this emblematic and protected species of sea turtle.

Keywords: green turtle, *Chelonia mydas*, temporary residence, seagrass, Tenerife, Canary Islands.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05.04>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 5; febrero 2024, pp. 65-76; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCCIÓN

El litoral del sureste de Tenerife alberga zonas de praderas submarinas constituidas por la fanerógama marina *Cymodocea nodosa*, conocidas en Canarias como seadales. Los seadales presentan una elevada importancia ecológica debido a su capacidad para estabilizar los fondos arenosos, mejorar la calidad del agua, así como proporcionar alimento, refugio y un lugar para reproducirse a una amplia diversidad de especies marinas (Carrillo y Rodríguez, 1980; Espino *et al.*, 2008; García *et al.*, 2011).

En Canarias, una de las especies más emblemáticas que se pueden observar en este entorno es la tortuga verde (*Chelonia mydas*) (González, 2015; Rendal *et al.*, 2023). Las aguas del archipiélago forman parte del área de alimentación y desarrollo para las tortugas verdes juveniles originarias del Atlántico Este y del Atlántico Sur del Caribe, siendo Guinea-Bissau y Surinam las poblaciones más frecuentes (Monzón-Argüello *et al.*, 2018). Durante este periodo los individuos tienden a asociarse en zonas costeras con praderas marinas, donde se alimentan de vegetales como la propia *C. nodosa* (Cardona *et al.*, 2009; Monzón-Argüello y Varo-Cruz, 2020).

C. mydas se encuentra en la categoría de «Protección Especial» en el Catálogo Canario de Especies Protegidas (Ley 4/2010, de 4 de junio) y en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y el Catálogo Español de Especies Amenazadas (Ley 42/2007, de 13 de diciembre). A nivel europeo se contempla en los apéndice II y IV de 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 (Directiva Hábitat) y en el Apéndice II del Convenio relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural en Europa (Convenio de Berna). Además, a nivel internacional la especie se incluye en los apéndice I y II de la Convención sobre la conservación de las especies migratorias de animales silvestres (Convenio de Bonn) y en el Apéndice I de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). A pesar del conjunto de leyes y directivas que le otorgan cierta protección, en Canarias la especie presenta serias amenazas derivadas de actividades antropogénicas. Algunas de las más frecuentes son el enmallamiento con basura marina, la pesca accidental y las colisiones con embarcaciones. Constando un registro de 88 individuos varados en un periodo de 32 años (1987-2019) (Liria-Loza *et al.*, 2021).

El objetivo de este estudio no solo ha sido el registrar la presencia de *C. mydas* en la bahía de Abades (Tenerife), sino también estudiar y entender su presencia en Canarias, así como su interacción con un ecosistema tan importante como lo es el sebadal.

* Marine Community Ecology and Conservation Group (ECOMAR). Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología. Universidad de La Laguna. Tenerife, Canary Islands, Spain.

** ADS Biodiversidad.

Autor para la correspondencia: marcmsola13@gmail.com.

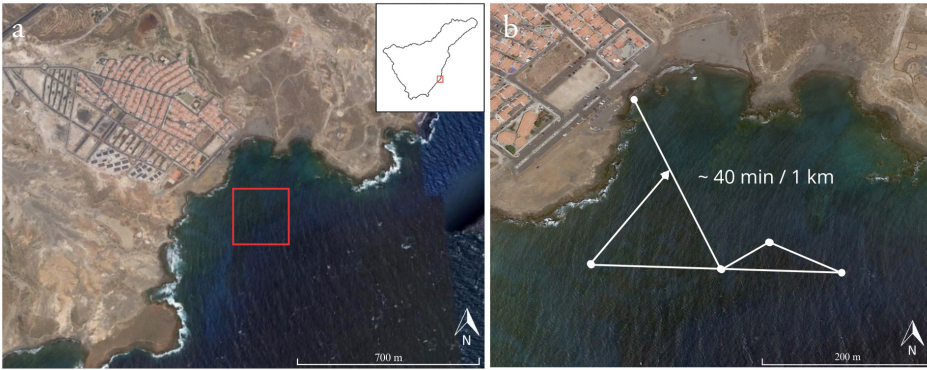


figura 1. a) Mapa de la bahía de Abades con el área de estudio delimitada en rojo. b) Representación orientativa del censo visual en transectos. Fuente de la imagen: Google Earth.

METODOLOGÍA

El estudio se ubica en la bahía de Abades (28.140604, -16.438882), perteneciente al municipio de Arico, ubicado en el sureste de Tenerife (islas Canarias) (figura 1a). La bahía comprende fondos marinos someros y distintos hábitats, incluyendo zonas de arenal, arrecife rocoso y sebadal. Debido a su orientación, se encuentra al abrigo de los vientos alisios, propiciando condiciones favorables durante gran parte del año. A día de hoy se considera un lugar en pleno desarrollo urbanístico y concurrido por buceadores, apneístas, bañistas y público en general.

A lo largo de 3 años, desde agosto de 2020 hasta agosto de 2023, se ha realizado un censo visual de los individuos de *C. mydas* presentes en la bahía de Abades. El seguimiento ha incluido 91 salidas de *snorkel* repartidas entre los meses de los diferentes años (tabla 1). Las salidas se han realizado por un observador. Cada mes se han llevado a cabo entre 1 y 5 salidas, en función de la disponibilidad del observador y las condiciones meteorológicas. Procurando destinar un esfuerzo equitativo en la mayoría de meses. Exceptuando los meses de octubre y noviembre de 2021, así como de enero, abril y diciembre de 2022, en los que no se realizaron salidas de *snorkel*.

Todas las salidas se han realizado en horario diurno. En ellas se ha estandarizado un recorrido a partir de transectos, de aproximadamente un kilómetro de longitud y una duración de 40 minutos (figura 1b). El diseño de los transectos se ha adaptado a la distribución de los sebadales en la bahía, recorriendo en gran parte los márgenes de estas praderas marinas.

Durante las salidas se ha utilizado material de *snorkel* o buceo ligero (máscara, aletas, neopreno y plomos) y un equipo de fotografía submarina mediante el uso de una cámara Olympus TG-6 (Olympus, Tokio, Japón). Para el seguimiento de los individuos se ha utilizado la técnica de la fotoidentificación, en la que a través de una fotografía de cada lado del rostro del animal se diferencia la disposición de sus escamas, obteniendo un patrón único y distintivo para cada ejemplar (Reisser



FIGURA 2. FOTOGRAFÍAS DE CADA UNO DE LOS INDIVIDUOS DE TORTUGA VERDE (*Chelonia mydas*) REGISTRADOS EN LA BAHÍA DE ABADES (TENERIFE).


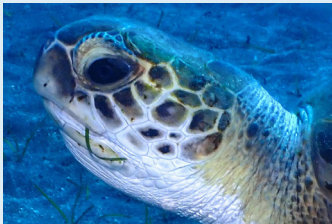





	ROSTRO DERECHO	ROSTRO IZQUIERDO
Individuo 1 (Chispa)		
Individuo 2 (Jefa)		
Individuo 3 (Residente)		
Individuo 4 (Picuda)		
Individuo 5 (Tanita)		

TABLA 1. REGISTRO DE LOS DISTINTOS INDIVIDUOS DE TORTUGA VERDE (*Chelonia mydas*) OBSERVADOS EN LA BAHÍA DE ABADES (TENERIFE) DURANTE 3 AÑOS (AGOSTO 2020 - AGOSTO 2023).

La celda con (P) indica la presencia del individuo durante el mes; (A) indica la ausencia del individuo durante el mes; (-) indica que el individuo no se había registrado previamente en la bahía.

AÑO	MES	INDIVIDUO 1 (CHISPA)	INDIVIDUO 2 (JEFA)	INDIVIDUO 3 (RESIDENTE)	INDIVIDUO 4 (PICUDA)	INDIVIDUO 5 (TANITA)
2020	Agosto	P	P	P	-	-
	Septiembre	A	P	P	-	-
	Diciembre	P	A	A	-	-
2021	Febrero	A	P	A	-	-
	Marzo	P	A	P	-	-
	Mayo	A	P	A	-	-
	Junio	A	A	P	-	-
	Julio	A	P	A	-	-
	Agosto	P	P	P	P	-
	Septiembre	P	P	P	P	-
	Octubre	P	P	A	A	-
	Noviembre	A	P	A	A	-
2022	Enero	P	P	A	P	-
	Febrero	A	P	P	P	-
	Marzo	P	P	P	P	-
	Abril	A	A	P	P	-
	Mayo	P	P	P	A	-
	Junio	P	A	A	A	P
	Julio	P	P	A	P	A
	Agosto	P	A	P	P	P
	Septiembre	A	P	P	P	P
	Octubre	P	A	A	P	A
	Noviembre	P	P	A	A	P
	Diciembre	A	P	P	A	P
2023	Enero	A	P	P	P	A
	Febrero	A	P	P	P	P
	Marzo	A	A	A	P	P
	Abril	P	P	P	P	P
	Mayo	P	A	P	P	A
	Junio	P	P	A	P	P
	Julio	P	A	A	P	P
	Agosto	A	P	A	P	P



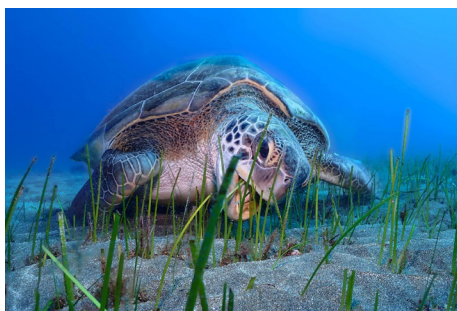


figura 3. Observaciones sobre el comportamiento de los individuos: a) alimentándose de seba; b) alimentándose de algas desprendidas; c) alimentándose de una carabela portuguesa (*Physalia physalis*); d) reposando en el fondo rocoso; e) individuos interactuando.

et al., 2008; Schofield *et al.*, 2008). Además, después de cada salida se han anotado en una ficha comportamientos esporádicos y/o relevantes de los individuos junto con las imágenes captadas *in situ* con la misma cámara submarina.

RESULTADOS

El resultado principal de este seguimiento mediante transectos visuales ha sido el registro de un total de cinco individuos juveniles de *C. mydas* en la zona de estudio, dentro de la bahía de Abades. Los cinco individuos fueron identificados mediante fotografías de ambos lados de su rostro (figura 2).



figura 4. Presiones antropogénicas: a) buceadores siguiendo una tortuga verde; b) hojas de seba arrancadas por buceadores para alimentar una tortuga; c) emisario ubicado en medio de la bahía; d) individuo desplazándose en las proximidades del emisario.

A lo largo de los meses de muestreo se ha observado la presencia/ausencia de forma recurrente de todos los individuos. Cabe destacar la aparición en el muestreo de dos nuevos individuos en la bahía, uno registrado en agosto de 2021 (Individuo 4) y otro en junio de 2022 (Individuo 5) (tabla 1).

Realizando observaciones sobre los patrones de comportamiento de los individuos, la principal observación fue que durante el día los individuos muestran patrones de alimentación de hojas de la fanerógama *C. nodosa*, frecuentando además los márgenes de los sebales (figura 3a). Esporádicamente se han observado individuos ingiriendo macroalgas acumuladas en el fondo (figura 3b) y/u organismos gelatinosos, incluyendo especies de sifonóforos como el pirosona (*Pyrosoma atlanticum*) o la carabela portuguesa (*Physalia physalis*) (figura 3c).

Por otro lado, se ha registrado cómo durante el día, los individuos acostumbran a subir a la superficie para respirar cada 20-30 minutos, tiempo durante el cual generalmente suelen realizar entre 3 y 7 respiraciones pausadas, mientras que en situaciones de estrés acostumbran a ser 1 o 2.

Los individuos se han observado reposando en los fondos rocosos de la bahía de Abades (figura 3d). Así como individuos interactuando entre ellos, tanto durante los periodos de alimentación como durante los periodos de descanso (figura 3e).



En dichas observaciones, también se han podido registrar actuaciones poco respetuosas por parte de buceadores o apneístas, incluyendo la persecución (figura 4a), contacto o intento de alimentación de los individuos identificados, incluso arrancando hojas del mismo sebadal para alimentarlos (figura 4b).

Por último, en la parte central de la bahía de Abades, a unos 200 metros de la línea de costa, se ubica un emisario (28,13975641, -16,43901445). Se ha podido observar que los vertidos que recurrentemente expulsa parecen haber provocado la desaparición de sebadal en sus inmediaciones (figura 4c). Además, ocasionalmente se puede observar algún individuo transitando por la zona del emisario (figura 4d).

DISCUSIÓN

Estudios recientes en Canarias indican que individuos juveniles de *C. mydas* parecen mostrar cierta fidelidad en determinadas zonas de alimentación a lo largo del año (Monzón-Argüello *et al.*, 2018), considerando la especie «residente temporal» en el archipiélago (Liria-Loza *et al.*, 2021). El presente estudio reafirma este comportamiento al haber registrado de manera recurrente hasta cinco individuos de *C. mydas* que muestran fidelidad a un área relativamente reducida como es la bahía de Abades. El hecho de que en algunos meses no se hayan registrado determinados individuos sugiere la posibilidad de que utilicen otras zonas cercanas para alimentarse y/o realizar otro tipo de funciones vitales. Asimismo, es importante considerar las limitaciones que conlleva un censo visual de este tipo, dado que los individuos se encuentran en constante movimiento y su observación puede no coincidir durante el muestreo.

Es posible que los tres individuos observados inicialmente en la bahía de Abades llevaran varios años frecuentando la zona. En Canarias se estima que los individuos transcurren entre 1 y 7 años hasta que se aproximan a la madurez sexual, momento en el que vuelven a sus zonas de origen (Liria-Loza *et al.*, 2021). Por otro lado, los individuos que llegaron posteriormente a la bahía y se quedaron en ella para alimentarse durante el transcurso del estudio contribuyen a demostrar las buenas condiciones que brinda este lugar para el desarrollo de la especie. En otros lugares del mundo también se ha constatado la importancia de determinadas bahías en el desarrollo de esta especie (Ogden *et al.*, 1983; Brand-Gardner *et al.*, 1999; Reisser *et al.*, 2013; Jiménez *et al.*, 2017).

Es conocido que las aguas del archipiélago se consideran un lugar importante de alimentación y desarrollo para *C. mydas* (Monzón-Argüello y Varo-Cruz, 2020). El comportamiento principal de los individuos observados en la bahía de Abades ha consistido en alimentarse de las hojas de *C. nodosa* que conforman los sebadales. Esto sugiere que zonas de sebadales cercanas a Abades o con características similares pueden ser puntos relevantes para esta especie durante su estancia en Canarias. Sin embargo, en los últimos años se ha registrado una notable regresión de los sebadales en Canarias, siendo el impacto de las diferentes actividades humanas en el medio la causa principal de esta pérdida de hábitat (Espino *et al.*, 2008;



Fabbri *et al.*, 2015). Las áreas con mayor pérdida son, generalmente, las cercanas a zonas con importante desarrollo urbanístico o turístico en el litoral. Siendo una de las principales presiones los vertidos de aguas residuales urbanas o industriales (Ruiz de la Rosa *et al.*, 2015), provocando en los puntos de descarga de los emisarios la desaparición del seabadal (Martínez, 2011).

La localidad de Abades a día de hoy se encuentra en pleno desarrollo urbanístico (Sánchez, 2014; González, 2021; Palerm, 2021). Tal y como se ha demostrado en otros estudios (García *et al.*, 2011; Ruiz de la Rosa *et al.*, 2015), este aumento urbanístico en la zona puede tener consecuencias a corto o largo plazo sobre el estado de salud de los seabadales de la bahía de Abades y en consecuencia sobre la presencia de *C. mydas* en la zona. A unos 11 km al suroeste de Abades se ubica una zona de seabadales que en 2011 se designó como Zona de Especial Conservación (ZEC) bajo el nombre de «Sebadales del sur de Tenerife» (ES7020116) mediante la Orden ARM/2417/2011, de 30 de agosto, por la que se declaran zonas especiales de conservación los lugares de importancia comunitaria marinos de la región biogeográfica Macaronésica de la Red Natura 2000 y se aprueban sus correspondientes medidas de conservación. Una figura cuya finalidad es asegurar la supervivencia a largo plazo de las especies y los hábitats naturales más amenazados de Europa, contribuyendo a detener la pérdida de biodiversidad ocasionada por el impacto adverso de las actividades humanas. En este contexto, el presente estudio es un punto de apoyo para plantear una ampliación del área de esta ZEC, de manera que incluya los seabadales de la bahía de Abades y sus proximidades. Como hemos podido comprobar estos seabadales pueden ser una parte importante de la zona ZEC «Sebadales del sur de Tenerife», ya que especies protegidas como *C. mydas* pueden estar utilizándolos en su conjunto, desplazándose entre ellos para alimentarse. Es por ello que creemos que esta red de seabadales debe ser protegida en su conjunto.

Este trabajo demuestra la importancia que tiene la zona para el desarrollo de juveniles de *C. mydas*, lo que es parte fundamental de su ciclo de vida al tratarse de animales migratorios. Instando a promover una mayor protección de un enclave tan importante para el desarrollo de esta especie en la isla, así como por el elevado valor ecológico que presenta la bahía. Por último, destacamos la necesidad de impulsar acciones centradas en transmitir el valor natural de la bahía de Abades y la aplicación de prácticas respetuosas, dirigidas a las empresas y usuarios que frecuentan la zona. Evitando perturbar el comportamiento natural de alimentación de las tortugas y someter a los individuos a situaciones de estrés. Con el objetivo de alcanzar una conservación más efectiva de la especie y de la biodiversidad que comprende la zona. Asimismo, se considera de elevado interés dar continuidad a este monitoreo, mejorando la metodología aumentando el número de muestreos, observadores e incluso combinando distintas técnicas de estudio. Con el fin de comprender con mayor detalle el comportamiento de esta especie durante su paso por las aguas del archipiélago, así como poder seguir observando el paso de los diferentes individuos para tener datos a mayor escala.



CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: MMS.

Metodología y trabajo de campo: MMS.

Análisis de datos: MMS.

Preparación del escrito original: MMS, EBC, AUM

Corrección y edición del escrito definitivo: MMS, EBC, AUM.



REFERENCIAS

- BRAND-GARDNER, S.J., LIMPUS, C.J., y LANYON, J.M., 1999. Diet selection by immature green turtles, *Chelonia mydas*, in subtropical Moreton Bay, south-east Queensland. *Australian Journal of Zoology*. 47(2): 181-191.
- CARDONA, L., AGUILAR, A., y PAZOS, L., 2009. Delayed ontogenic dietary shift and high levels of omnivory in green turtles (*Chelonia mydas*) from the NW coast of Africa. *Marine Biology*. 156: 1487-1495.
- CARRILLO, J., y RODRÍGUEZ, G., 1980. *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (Zannichelliaceae) y las praderas submarinas o seabadales de las Islas Canarias. *Vieraea*. 8: 365-376.
- ESPINO, F., TUYA, F., BLANCH, I., y HAROUN, R., 2008. Los seabadales de Canarias. Oasis de vida en los fondos arenosos. BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 1-68.
- FABBRI, F., ESPINO, F., HERRERA, R., MORO, L., HAROUN, R., RIERA, R., ... y TUYA, F., 2015. Trends of the seagrass *Cymodocea nodosa* (Magnoliophyta) in the Canary Islands: population changes in the last two decades. *Scientia Marina*. 79(1): 7-13.
- GARCÍA, S., TUYA, F., ANGULO-PRECKLER, C., y HAROUN, R. 2011. Análisis del reclutamiento («efecto guardería») de los seabadales y sus implicaciones turísticas. *Vector Plus*. 92-102.
- GONZÁLEZ, S., 2015. El mar y los recursos marinos del Archipiélago Chinijo. En Afonso Carrillo, J. (Ed.), Lanzarote: naturaleza entre volcanes. 147-182.
- GONZÁLEZ, I., 2021. Resignificaciones territoriales y megaproyectos: un acercamiento desde la antropología sobre el sur de Tenerife. 1-39.
- JIMÉNEZ, A., PINGO, S., ALFARO-SHIGUETO, J., MANGEL, J. C., y HOOKER, Y., 2017. Feeding ecology of the green turtle *Chelonia mydas* in northern Peru. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 45(3): 585-596.
- MARTÍNEZ SAMPER, J., 2011. Análisis espacio-temporal de las praderas de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson en la isla de Gran Canaria. [Tesis de máster]. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 1-118.
- MONZÓN-ARGÜELLO, C., CARDONA, L., CALABUIG, P., CAMACHO, M., CRESPO-PICAZO, J. L., GARCÍA-PÁRRAGA, D., ... y VARO-CRUZ, N., 2018. Supplemental feeding and other anthropogenic threats to green turtles (*Chelonia mydas*) in the Canary Islands. *Science of the Total Environment*. 621: 1000-1011.
- MONZÓN-ARGÜELLO, C. y VARO-CRUZ, N., 2020. Canary Islands (Spain). En: Kouerey Oliwina C.K., Honarvar S., Girard A., Casale P. (Eds.). *Sea Turtles in the West Africa/East Atlantic Region*. MTSG Annual Regional Report 2020. IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group. 112-128.
- LIRIA-LOZA A., FARIÑAS-BERMEJO A., OSTIATEGUI-FRANCIA P., y USATEGUI-MARTÍN A., 2021. Protocolo de actuación frente a varamientos de tortugas marinas en Canarias. Gobierno de Canarias (Fondos FEDER. ISBN: 978-84-09-32808-6). 1-78.
- OGDEN, J. C., ROBINSON, L., WHITLOCK, K. I. M., DAGANHARDT, H., y CEBULA, R., 1983. Diel foraging patterns in juvenile green turtles (*Chelonia mydas* L.) in St. Croix United States Virgin Islands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 66(3): 199-205.
- PALERM, J. M., 2021. Proyecto de arquitectura y paisaje en Punta de Abona, Tenerife. *Rassegna di Architettura e Urbanistica*. Anno LVI. 163: 71-77.



- REISSER, J., PROIETTI, M., KINAS, P., y SAZIMA, I., 2008. Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tag loss. *Endangered Species Research*. 5(1): 73-82.
- REISSER, J., PROIETTI, M., SAZIMA, I., KINAS, P., HORTA, P., y SECCHI, E., 2013. Feeding ecology of the green turtle (*Chelonia mydas*) at rocky reefs in western South Atlantic. *Marine biology*. 160: 3169-3179.
- RENDAL, S., FURUNDARENA, A., ABAD, L. M., AYZA, O., HERRERA, R., y MARTÍN, M., 2023. RedPROMAR: ciencia ciudadana al servicio de la biodiversidad marina. *Quercus*. 448: 8-35.
- RUIZ DE LA ROSA, M., TUYA CORTÉS, F., HERRERA, R., MORO ABAD, L., ESPINO RODRÍGUEZ, F., HAROUN TABRAUE, R. J., y MANENT SINTES, P., 2015. Praderas de angiospermas marinas de las Islas Canarias. Atlas de las Praderas Marinas de España. 425–487.
- SÁNCHEZ, P., 2014. Diseño de un programa de actuación ambiental integrada en el litoral de Arico (Tenerife, Islas Canarias). [Tesis de Máster]. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 1-46.
- SCHOFIELD, G., KATSELIDIS, K. A., DIMOPOULOS, P., y PANTIS, J. D., 2008. Investigating the viability of photo-identification as an objective tool to study endangered sea turtle populations. *Journal of experimental marine biology and ecology*. 360(2): 103-108.



IDENTIFYING PERSPECTIVES AND FRAMING ATTITUDES ON SPEARFISHING IN THE CANARY ISLANDS (SPAIN)

Pablo Martín-Sosa*, José J. Castro**, Ana Gordo***

ABSTRACT

Spearfishing regulation in The Canary Islands (CIs) has been a conflictive subject for years since it restricts the activity in its spatial access to resources, with proponents both for and against these measures. Understanding the range of perceptions between social groups or stakeholders is important when designing and developing successful management strategies for any activity. Q-methodology is used to explore existing perceptions, or lines of thought, towards spearfishing in the CIs of five spearfishing-related key-stakeholder groups. The results show that the main perception is made up of opposing positions, either for or against recreational underwater fishing, and between the spearfishers and the non-governmental organizations (NGOs). The second line of perception, formed basically by the administration and scientists, embodies an environmental aspect. Perception factor 3, mostly represented by the commercial sector emphasizes the damage caused to this sector. Finally, factor 4 identifies a perception that contemplates spearfishing as a subsistence fishery rather than a recreational one. This study contributes to the scarce scientific information within social research on spearfishing in the CIs and concludes that there is a need for dialogue, which, given their positions and vested interests, should not be led by the sectors directly involved.

Keywords: Fisheries management, fisheries policies, stakeholder perception, recreational fisheries, social science.

IDENTIFICANDO PERSPECTIVAS Y ENMARCANDO ACTITUDES SOBRE LA PESCA SUBMARINA EN LAS ISLAS CANARIAS (ESPAÑA)

RESUMEN

La regulación de la pesca submarina en Canarias (IC) ha sido un tema conflictivo durante años, ya que restringe la actividad en su acceso espacial a los recursos, con defensores tanto a favor como en contra. Conocer el rango de percepciones entre los grupos sociales o *stakeholders* es importante a la hora de diseñar y desarrollar estrategias de gestión exitosas. La metodología Q se utiliza para explorar las percepciones existentes hacia la pesca submarina en IC de cinco grupos de partes interesadas clave. Los resultados muestran que la percepción principal está conformada por posiciones contrapuestas, a favor o en contra de la actividad, y entre los pescadores submarinos y las ONG. La segunda, formada básicamente por la Administración y los científicos, encarna un aspecto ambiental. El factor 3, representado por el sector comercial, enfatiza el daño causado a este sector. El último factor contempla la actividad como de subsistencia más que recreativa. Este estudio contribuye a la escasa información científica dentro de la investigación social sobre la pesca submarina en las IC y concluye que existe una necesidad de diálogo que, dadas sus posiciones e intereses creados, no debe ser liderado por los sectores directamente involucrados.

Palabras clave: gestión pesquera, política pesquera, percepción de *stakeholders*, pesca recreativa, ciencias sociales.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05.05>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 5; febrero 2024, pp. 77-100; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCTION

Marine recreational fishing (MRF) has been shown to be an important factor in fish mortality across the globe (Ihde et al., 2011; Hyder et al., 2018), with great economic (Arlinghaus and Cooke, 2008; Cisneros-Montemayor and Sumaila, 2010; Hyder et al., 2018), and social impacts (Lynch et al., 2016; Griffiths et al., 2017; Hyder et al., 2018). Within MRF activities, angling is the most popular, while spearfishing is practised by just a small fraction of fishers (Gordoa et al., 2019; Sbragaglia et al., 2021).

Spearfishing, like other forms of fishing, can have substantial negative effects on target fish populations (Frisch et al., 2012). However, this activity has received considerably little scientific attention, a fact that may negatively affect management actions and policy reforms given the scarcity of information on the relative impact of spearfishing compared to other forms of recreational fishing (Terlizzi, 2022). But the few existing results are fairly consistent on the whole, indicating that spearfishing can account for up to 12% of marine recreational fishing (Michailidis et al., 2020), or down to a minimum of 4% (Ünal et al., 2010; Gordoa et al., 2019). Yet, there has always been a great debate regarding spearfishing (Smith and Nakaya, 2002), in particular the impact that this activity may have on vulnerable coastal species, and on the desirability of banning the activity in the vicinity of protected areas (Harmelin-Vivien et al., 2015). The ban on spearfishing in non-protected areas of no specific environmental interest has been in place for more than three decades in the Canary Islands (CIs). This fact has recently generated local scientific interest on the impact of spearfishing, with Castro Hernández et al. (2018), Martín-Sosa (2019) and Jiménez-Alvarado et al. (2020) providing information on the number of existing fishers, 7,500 according to the number of spearfishing registered licenses, and participation rates, 0.3% of the total population, and 4% of the total number of recreational fishing licences. The legally restricted area, exclusively for spearfishers, is limited to about 20% of the coastline (Martín-Sosa, 2019). Figure 1 shows the areas that permit the practice of spearfishing, which are officially coded by island. The activity takes place throughout the entire year with higher catches in the summer and autumn months. Recreational spearfishing landings amount have been estimated between 478 and 914 t per year throughout the entire archipelago (Gordoa et al., 2019; Jiménez-Alvarado et al., 2020), representing between 3.99 and 7.65 % of all total landings (in biomass terms) of commercial fishing in 2018 (source, Statistics Service of the Fishery Office of CIs: <https://www.gobiernodecanarias.org/agp/sgt/temas/estadistica/pesca/>, which authors are aware of having a high degree of bias for different reasons, being the only available information source). During 2017 almost 670,000 fishing days were calculated by Jiménez-Alvarado et al. in 2020.

* Centro Oceanográfico de Canarias (COC-IEO), CSIC, Santa Cruz de Tenerife, Spain

** I.U. EcoAqua, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Spain

*** Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC), Spain

* Correspondence: Corresponding Author pablo.martin-sosa@ieo.csic.es

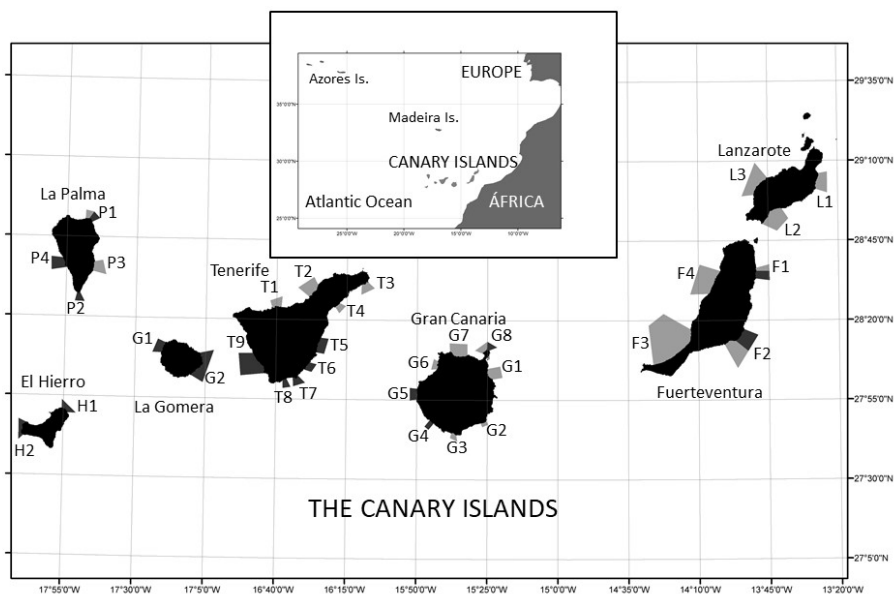


Figure 1. Map of the study area. Spearfishing open access zones for each island are lightly shaded when the management is Regional Government, darkly shaded when is Central Government (from Martín-Sosa, 2019). The official codes respond to the names of the islands (La Palma = P, El Hierro = H, La Gomera = G, Tenerife = T, Gran Canaria = G, Fuerteventura = F and Lanzarote = L)

90% of the spearfishing catch consisted of 11 species of trophic level, and mid-low levels of intrinsic vulnerability (Dedeu et al., 2019), where the parrotfish (*Sparisoma cretense*), a fast-growing fish, represents 30% of the catch. Other species that are often caught are several species of the Sparidae family (sea breams), the surmullet (*Mullus surmuletus*), the grey triggerfish (*Balistes capriscus*), and the glasseye (*Heteropriacanthus cruentatus*). Fishing bottoms that are of interest to spearfishers (shallow, rocky, vegetated bottoms) are not always found in permitted areas (Figure 1), and a large number of these are of little interest, either because of poor fish richness, or because their location is too far from residential areas (Martín-Sosa, 2019).

Environmental managers are obliged by the Precautionary Principle, which calls for regulatory action in the face of serious environmental risks even in the absence of full scientific certainty (Sand, 2000), and this precautionary approach has been the basis for restricting spatial access to resources for spearfishers for the last 35 years. The sector argues that it is treated unequally compared to the rest of the fishing sectors, including recreational fishing, and believes that it is an exaggeration to blame spearfishing for the artisanal fisheries decline and to attribute the overexploitation of some rocky coastal demersal resources solely to spearfishing (Martín-Sosa, 2019). Nevertheless, none of the few studies aiming to assess the impact of spearfishing in the CIs (Riera et al., 2016; Castro Hernández et al., 2018; Martín-



Sosa, 2019; Jiménez-Alvarado et al., 2020) have been able to prove the effectiveness of this precautionary approach.

Conflicts may not necessarily be problematic, but might instead be drivers of social change (Eckerberg and Sandström, 2013). Stakeholders' perception-based studies have gained importance in planning and policy processes in natural resource management over the years (Jones and Seara, 2020; Naskar et al., 2021; Kibria et al., 2022). Conservation issues are inherently complex, span multiple objectives (social, economic and ecological), across geographical scales, are dynamic, and affect or involve diverse stakeholders (Giakoumi et al., 2018; Ison et al., 2021).

The Common Fishery Policy stresses that to ensure good governance, appropriate stakeholder involvement is needed to implement measures (Hoffman and Vestergaard, 2006; European Commission, 2011, 2016; Corral and Manrique de Lara, 2017; Nielsen et al., 2018; Soma et al., 2018). Several studies have dealt with stakeholder perceptions, including those of spearfishers, as a tool in identifying governance management solutions. In these cases however, spearfishing was not the main focus of the study, the focus instead being the management of marine protected areas (Hernández-Delgado et al., 2014; Havard et al., 2015; D'Anna et al., 2016), with the protection (Retnoningtyas et al., 2021), or the control (Ulman et al., 2022) of a certain species.

The present study tries to identify the different perceptions that may exist regarding spearfishing in the CIs and to frame the attitudes of a diverse group of key stakeholders, with the aim of investigating limitations, challenges, and opportunities in an environmental, socioeconomic, and regulatory context. In multiple perspectives, there is a need to understand the different values and views of individuals with respect to important conservation issues. For this purpose, Q-methodology was applied, a method developed by the British psychologist William Stephenson in the 1930s (Stephenson, 1953), an exploratory and semiquantitative methodology which combines the benefits of both qualitative and quantitative research (Stephenson, 1953; McKeown and Thomas, 1988). Q-methodology is increasingly being used to explore the perspectives of those people involved in environmental issues (e. g. Bischof, 2010; Frantzi et al., 2009; Gänsbauer et al., 2016), whilst also providing a clear and structured way to elicit stakeholder views (Zabala et al., 2018).

The specific research questions targeted by this study were: (1) what are the distinct perceptions regarding the ecological, socioeconomic costs and benefits of spearfishing in the CIs (2) which are the major areas of agreement and disagreement between stakeholders (3) which stakeholder groups share the same perception and in which aspects (4) what is the origin of these potential different attitudes and (5) what are the most important issues, and which measures have been proposed to improve them.



MATERIAL AND METHODS

The outcome of a Q-study is a set of factors to explain the perceptions that exist among people (Addams and Proops, 2000; Bacher et al., 2014) and, in comparison with surveys, Q yields more nuanced and sophisticated opinions (Zabala et al., 2018). The researcher does not impose the topics on the participants, instead they raise their own ones (Dryzek and Berejikian, 1993). Q does not require large population samples to obtain statistically valid results (Meckstroth, 1981; Bacher et al., 2014), as it produces an in-depth view of different perspectives that exist in a given situation. These results are not intended to be generalized and to reflect the perspectives of a larger population size (Bacher et al., 2014).

COLLECTION AND SELECTION OF STATEMENTS

To collect a comprehensive list of items (statements) that includes as broad a spectrum of opinion as possible on spearfishing in the CIs, open, non-structured interviews with 35 representative stakeholders were conducted during November and December of 2021. The representative stakeholders were recruited on the basis of their relevance to the study's aim and their knowledge of spearfishing in the CIs and belonged to one of five stakeholder groups: recreational fishers (including spearfishers), commercial fishers (representatives of the sector), administration (from Fisheries and Environment Offices), civil society (NGOs, companies in the maritime/marine sector) and scientists (marine ecology, anthropology, economy, and fisheries). They were encouraged to speak freely about their thoughts on spearfishing in the CIs from an environmental, socioeconomic, and regulatory perspective. A course of 259 statements were initially extracted from the interviews. Statements on similar aspects were combined and homogenized, including representativeness and variation, which considerably reduced the number of statements, since most of the 259 original statements were repetitions of the same concept just using different words. To ensure that the whole range of perceptions was represented, the statements were categorized according to subtopics (environment, socioeconomic and regulatory). From the whole set of original statements, 39 dealt with an environmental perspective (almost half of them on ecological impacts, many also on inter-sector discrimination and scientific knowledge), 76 related to regulatory matters (a third concerning spatial regulation, others on the licensing system, sanctions, or on the scientific basis of the regulation), and a total of 144 socioeconomic statements, this section had the highest number of duplications, basically, the same comment expressed in different ways. A balanced number from all subtopics was chosen in order to have enough statements to assess perceptions from the three different perspectives. This was done after a process of individual prioritization by each of the authors and was followed by a cross-check and discussion process. In each category, following a process of clarification and homogenization, statements were chosen that were representative of all the sub-themes that arose during the interviews (Jacobsen and Linnell, 2016; Zabala et al., 2018). To avoid any prepositioning by researchers,



the overall bias of the language of the final statements on the study subject was balanced between negative and positive comments. This process reduced the number of statements to a final Q-set of 33 (11 statements from each category).

SORTING OF STATEMENTS

The aim of Q is to uncover the diversity of opinions, irrespective of whether they are predominant in the population. Consequently, the sample of respondents (the P-sample) is usually a non-random selection of individuals, and the sampling strategy is primarily purposive (participants selected by criteria, and not by randomness) (Zabala et al., 2018). Out of the 35 stakeholder representatives that were interviewed only 30 participants (six from each sector) were asked to sort the Q-set to avoid the undesirable scenario of the number of participants outnumbering the number of statements (Watts and Stenner, 2005).

Participants were asked to rank the Q-set of statements by how strongly they agreed or disagreed with them. The statements were provided to the participants through a Google Form with the instruction of sorting the statements using a seven-point scale ranging from -3, least agree, to +3, most agree. Respondents were specifically told about the following degrees of agreement/disagreement of the different bins: 3: total agreement, 2: regular agreement and 1: slight agreement. Participants were given complete freedom in distributing the statements amongst the bins. In this way, a set of sorted data is collected for each participant, the pattern representing the individual perceptions. The array of scores for all the statements sorted by a single respondent is called the Q-sort. Prior to analysis, the sorts forced a normal distribution (this forcing of the sorts is a condition of the chosen analytical method). To avoid a positive or negative excess of kurtosis (the sharpness of the peak of a frequency-distribution curve), a mesokurtic distribution was used (bin -3: two statements, -2: four, -1: seven, 0: seven, 1: seven, 2: four, 3: two). Two other distribution options were discarded, a leptokurtic distribution would have had a relatively high probability of losing analytical power when identifying the 'highest' (or 'lowest') agreement, whereas a platykurtic distribution would have produced the opposite effect.

STATISTICAL ANALYSIS

The statistical analysis was conducted using an R package *qmethod* (Zabala, 2014). The raw data is provided to function *qmethod* as a matrix or data frame with statements as rows and Q-sorts as columns. The number of factors to extract is necessary, and this can be decided upon by exploration of the raw data based on criteria as the total amount of variability explained, and eigenvalues higher than a certain threshold (Watts and Stenner, 2005; Zabala, 2014).

The analytical process has two main parts. In the first one, a multivariate data reduction technique is applied, either a centroid factor analysis or a PCA (Principal

Component Analysis). This package currently implements only the PCA solution. Results from both techniques are similar (Watts and Stenner, 2005; Zabala, 2014; Yang, 2016). Initially, a correlation matrix between Q-sorts is built, and the chosen multivariate technique reduces this correlation matrix into components. The components are ordered by the total variability that they explain, and so the first components summarize most of the variability of the initial correlation matrix. Then the first few components are selected and rotated in order to obtain a clearer and simpler structure of the data. The rotation of components in Q studies can be either manual (judgemental) or mathematically optimal (analytical). The rotation results in a matrix of component loadings with Q-sorts as rows, and components as columns, indicating the relationship between each Q-sort and component. Mathematical rotation is implemented in the package within the function *qmethod* (Zabala, 2014). We used *varimax*, which is the most commonly used rotation. Then, the second part of the analysis is particular to Q. It consists of a) flagging the Q-sorts that will define each component (hereafter called the factor), b) calculating the scores of statements for each factor (z-scores and factor scores), and c) finding the distinguishing and consensus statements (Zabala, 2014). The factor loading expresses the extent to which each sort agrees with a factor's viewpoint (Bacher et al., 2014).

Automatic flagging is based on two criteria: that the loading l should be significantly high (the significance threshold for a p-value $< .05$ is given by equation 1, where N is the number of statements), and that the square loading for a factor j should be higher than the sum of the square loadings for all other factors (equation 2, where f is the total number of factors). Some Q-sorts may be considered confounding because they load highly in more than one factor and thus they are not flagged (Zabala, 2014).

$$1) \quad l > \frac{1.96}{\sqrt{N}} \qquad 2) \quad l_j^2 > \sum_{i=1}^f l_i^2 - l_j^2$$

The z-scores indicate the relationship between statements and factors, i.e., how much each factor agrees with a statement. The z-score is a weighted average of the scores given by the flagged Q-sorts to that statement. The factor scores are obtained by rounding the z-scores towards the array of discrete values of the seven-point scale. The final outcome of the analysis is the selected number of factors, representing one perspective each. Finally, the factor comparison identifies the consensus and distinguishing statements (Zabala, 2014).

INTERPRETATION

The interpretation of each perspective is based on the Q-sort resulting from the factor scores and on the salience and distinctiveness of the statements. Each respondent may be more closely related to one of the perspectives, and this relationship is determined by the initial loading calculations. The key elements to look at are the relative position of statements within the grid (particularly those at the extremes), the position of a statement in a perspective versus the position of the same



TABLE 1. Z-SCORES FOR FACTOR LOADINGS ACROSS ALL DIMENSIONS (FACTORS), ranging from 1 (complete agreement) to -1 (complete disagreement with the perception of that factor).

Q SORTS	F ₁	F ₂	F ₃	F ₄
FACTOR 1				
Recreational (spearfisher)	-0.91	-0.04	-0.07	0.05
Recreational (spearfisher)	-0.91	-0.04	-0.09	0.01
Recreational (spearfisher)	-0.90	0.15	0.02	0.12
Civil society (nautical company and ex spear fisher)	-0.81	-0.12	0.20	0.00
Recreational (spearfisher)	-0.77	-0.20	-0.08	0.04
Civil society (environmentalist NGOs)	0.64	0.34	0.41	0.06
Commercial fisher (sector representative)	0.64	0.09	0.31	-0.21
Civil society (environmentalist NGOs)	0.63	0.28	0.37	-0.06
FACTOR 2				
Scientist (economy)	0.06	0.73	0.24	0.20
Administration (environment)	0.10	0.68	0.19	-0.03
Scientist (marine ecology)	0.36	0.68	-0.22	0.09
Administration (environment)	0.33	0.63	0.21	-0.07
Administration (fisheries)	-0.13	0.59	0.24	0.15
Scientist (marine ecology)	0.14	0.59	0.05	0.40
Administration (fisheries)	0.41	0.58	0.27	0.26
Administration (fisheries)	0.02	0.57	-0.01	0.51
Scientist (marine anthropology)	0.14	0.57	0.39	0.07
Commercial fisher (sector representative)	0.00	0.51	0.04	-0.37
FACTOR 3				
Commercial fisher (sector representative)	0.38	0.18	0.72	0.09
Civil society (marine reserves)	0.25	0.39	0.67	0.26
Commercial fisher (sector representative)	0.12	0.33	0.63	0.08
Civil society (scuba diving club)	0.31	0.13	0.62	0.20
Scientist (marine ecology)	-0.28	0.33	0.61	0.23
Commercial fisher (sector representative)	-0.01	0.38	0.59	-0.18
Scientist (fisheries)	0.02	0.19	-0.42	0.06
FACTOR 4				
Civil society (renewable energy company)	0.01	0.14	0.25	0.72
Commercial fisher (sector representative)	-0.10	-0.12	0.04	0.71
Recreational (spearfisher)	-0.26	0.21	-0.10	0.71
Administration (environment)	0.06	0.55	0.21	0.63
CONFOUNDED SORTS				
Recreational (angler)	0.56	0.42	0.33	0.26



Q SORTS	F1	F2	F3	F4
Eigenvalue	6.19	5.25	3.81	2.98
% explained variance	21%	17%	13%	10%
Number of loading Q-sorts	8	10	7	4

statement in other perspectives, and the distinguishing and consensus statements (Zabala, 2014). Moreover, the explanations gathered from respondents during the interviews added valuable information.

RESULTS

Four factors, accounting for 61% of the explained variation, were extracted, using an eigenvalue minimum threshold of 2.00. The Q-method automatically flagged the Q-sorts, with significant loadings for each factor: eight for F1, ten for F2, seven for F3 and four for F4. Table 1 shows which participants define, and thus share a factor (perception). Factor score values (rounded z-scores to provide an ‘average’ sort by factor) and z-scores for each statement are listed in Table 2. Next, the perceptions represented by the factors are described using their distinguishing statements and corresponding interviews to provide a context for the respondents’ choices. Statements within these sections are represented in text as (*number*), and can be found within Table 2. Sort of one respondent loading significantly on more than one factor (‘confounder’), was excluded from the construction of the factors’ viewpoints, as is standard practice in Q-studies, in order to prevent any confusion (Watts and Stenner, 2005).

PERCEPTION I

Respondents significantly loading for F1 were at the one extreme, four spearfishers, a representative from a nautical company, and an ex-spearfisher, whilst at the opposite end of the spectrum there were two people from environmentalist NGOs and one commercial fisher (Figure 2A). No administration or scientific respondents loaded for this factor. The arrangement of the Q sorts (participants) along the factor is segregated with an absence of gradient between the positive and negative loadings. One block has expressed a total agreement with those statements describing spearfishing as a positive activity, and an absolute disagreement with the statements depicting spearfishing as an activity with negative impacts, as can be seen in Figure 3A, no matter the topic of the statement (Figure 3B), whereas the other block thinks just the opposite. Perception 1, more than a line of thought, is made up of radical attitudes regarding spearfishing.



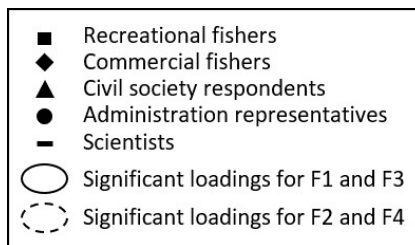
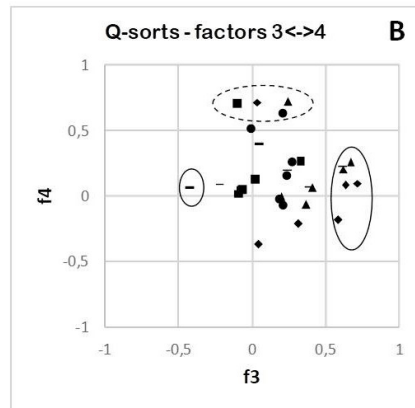
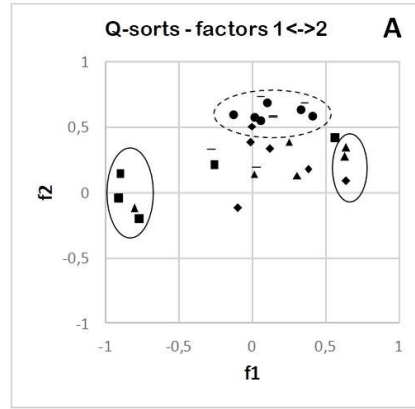


TABLE 2. FACTOR SCORE (F) AND Z-SCORE (Z) VALUES FOR EACH STATEMENT.
BOLD VALUES FOR DISTINGUISHING STATEMENTS BY FACTOR.

#	TOPIC	STATEMENT	F1		F2		F3		F4	
			F	Z	F	Z	F	Z	F	Z
1		Depth hinders spearfishing to catch the biggest individuals	-1	-0.90	-2	-1.54	-3	-1.65	-3	-1.68
2		Big spawners are caught more frequently than in other fishing activities	2	1.03	-1	-0.41	-1	-0.71	-2	-1.62
3		Impact on habitats is much less important than in other activities	0	-0.75	0	-0.06	-2	-1.51	2	1.03
4		There is insufficient scientific monitoring so impact on resources is unknown	0	0.33	3	1.83	0	0.10	0	0.20
5		Impact on fishery resources is less important than in other fishing activities	-1	-0.75	-1	-0.56	0	-0.50	2	1.03
6		Spatial restriction does not preserve resources	-2	-1.23	-2	-0.81	2	1.20	-1	-0.48
7		The sector ignores the state of resources	0	0.31	1	0.40	0	0.15	0	-0.01
8		Spearfishing and commercial fishing have the same aim species	1	0.73	-1	-0.41	-1	-0.82	-1	-0.82
9		The high level of selectivity is a positive aspect of the activity	-2	-1.24	0	0.03	-2	-1.28	1	0.59
10		Conflict with other activities is environmental	1	0.98	-2	-1.91	-3	-1.65	-2	-1.20
11		Practitioners shoot everything for entertainment	3	1.26	-2	-1.03	-1	-0.54	-3	-2.03
12		The administration favors the commercial sector against recreational fishing	-1	-1.20	-1	-0.64	0	-0.39	2	1.03
13		The contribution to the economy is less than that of other fishing activities	1	1.01	1	0.81	1	0.84	1	0.61
14		Illegal sale causes conflict with commercial fishers	1	0.90	-1	-0.29	1	0.93	3	1.25
15		In access to resources all sectors should be equally treated	-2	-1.26	-3	-1.93	-1	-0.73	0	0.29
16		Practitioners come from very diverse social sectors	-1	-0.93	2	1.24	1	0.73	2	1.04
17		The lack of sanitary control produces ciguatera infections in the population	2	1.06	2	1.06	3	1.45	0	0.23
18		The illegal sale greatly harms the fishing sector	0	0.44	1	0.87	2	1.42	1	0.89
19		It is very culturally rooted	-1	-1.14	1	0.84	0	0.15	1	0.76
20		The sale of illegal fish is predominant in the spearfishing	2	1.23	0	0.11	1	0.90	-1	-0.28
21		The motivation is to obtain food for self-consumption (subsistence fishing)	-1	-1.05	0	-0.20	-2	-1.08	0	0.38
22		Spatial access restrictions discriminate spearfishing against other activities	-3	-1.28	0	-0.08	-1	-0.55	0	0.53

#	TOPIC	STATEMENT	F1		F2		F3		F4	
			F	Z	F	Z	F	Z	F	Z
23		Recreational license shouldn't be given without prior training	0	-0.04	3	1.49	3	1.62	1	0.83
24		Fines should be replaced by equipment seizure and criminal sanctions	0	0.62	1	0.17	2	1.40	-1	-0.90
25		Spatial access restrictions provide better control	3	1.28	2	1.40	1	0.35	-1	-0.84
26		Practitioners are unaware of the regulations	2	1.06	-1	-0.24	-2	-1.21	-1	-0.69
27	Regulation	Exceeding legal catch limits is common among spearfishers	1	1.01	0	0.07	2	1.33	0	-0.09
28		Spatial access restrictions should be removed	-3	-1.30	-3	-2.06	-1	-0.75	-1	-0.61
29		Spatial access restrictions should be geographically rotated	0	0.53	-1	-0.49	1	0.37	1	0.83
30		Regulation is inadequate and arbitrary	-1	-1.06	0	0.04	0	0.12	-2	-1.33
31		Regulation has no scientific basis	-2	-1.22	1	0.26	0	-0.14	-2	-1.54
32		Spatial access restrictions must exist for all fishing activities	1	0.67	1	0.72	-1	-0.65	1	0.98
33		The capture of vulnerable species by spearfishing should be prohibited	1	0.91	2	1.31	1	1.09	3	1.60

Figure 2. Q-sort loadings factor 1 vs factor 2 (A) and factor 3 vs factor 4 (B).



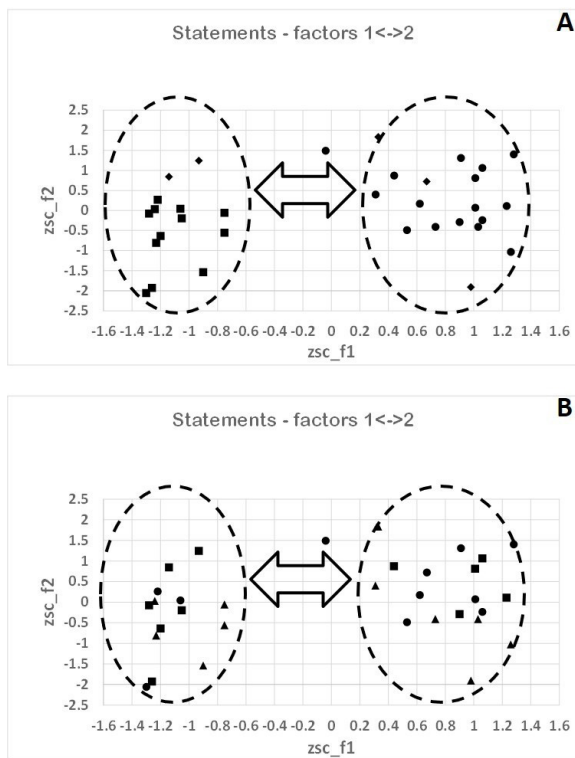


Figure 3. Statement z-scores factor 1 vs factor 2. A) showing results for positive and negative assertions, dashed circles and double arrow illustrate the segregation between positive (square), negative (circle) and neutral statements (diamond); B) showing results by topics: environmental (triangle), socioeconomic (square): and regulatory (circle).

This perception denies that practitioners come from very diverse social sectors (16). Moreover, this group states that spearfishing has the same target species as commercial fishing (8), but consider the conflict to be environmental (10). This is also the group that rejects to a lesser extent than others the idea that depth hinders the catch of the larger individuals (1), and is the only group that supports the theory that practitioners are unaware of the regulations (26).

There are other statements which distinguish all factors (not only factor 1), but substantial differences have been detected between factor 1 and the other three. Thus, this perception is the only one that supports the notion that spearfishers catch more big spawning individuals than other fishers (2), and that the practitioners shoot everything for entertainment (11). On the contrary, it is the perception that denies to the greatest extent the idea that the administration favours the commercial sector (12) and that spatial access restrictions discriminate spearfishing against other activities (22). It is also the only one that rejects the idea that the activity is

culturally rooted (19) and that recreational licences shouldn't be given without prior training (23).

PERCEPTION 2

Five out of six representatives from administration, and four scientists (economy, marine ecology, and marine anthropology, 66% of the sector), together with one commercial fisher, are the sorts loading significantly for this perception (Figure 2A).

This group supports more than any other the idea that scientific monitoring is insufficient for assessing the impact on resources (4). It is the only group rejecting the notion that any possible conflicts with the professional fishing sector are generated by the illegal sale of the spearfishing catch (14), and that spatial access restrictions should be geographically rotated (29).

Other statements distinguish all factors (not only factor 2), but substantial differences have been detected between this factor and the rest. This line of thought strongly rejects, more than the others, that on the subject of access to resources, all sectors should be equally treated (15), and that spatial access restrictions should be removed (28). It seems to be a line of thought that is, in some aspects, similar to the one representing factor 4: it supports, as F4, although to a lesser degree, the idea that the high level of selectivity is a positive aspect of the activity (9), and both factors show a neutral opinion regarding the idea that the (primary) motivation is to obtain food for self-consumption (21).

This group is characterized by having a preservationist component (sensitive to the natural environment and with a precautionary principle mindset), whilst not being willing to change the situation of spatial access restrictions for the activity, unless the measures are scientifically supported.

PERCEPTION 3

The group of people that can be associated more significantly to this perception are three commercial fishers, two scientists (marine ecology and fisheries) and two representatives of civil society (marine reserves and the scuba diving club). They represent a line of thought that runs in a continuous sensitivity gradient. Recreational fishers don't load significantly, and half of commercial fishers influence with a strong opinion (Figure 2B).

The group is distinguished by the thought that spatial restrictions do not preserve resources (6) and must not exist for all fishing activities (32).

Looking at other statements with substantial differences, it can be stated that this is the group with the highest level of support for replacing fines with equipment seizures and criminal sanctions (24), and the only group rejecting the idea that the impact on habitats is much less important than in other activities (3). As with perception 2, in several aspects this groups seems to have a line of thought that is quite close to the one representing factor 4: they reject with less strength than F1 and F2



thoughts that are slightly supported by F4, for instance, access to resources in all sectors should be treated equally (15). On the contrary, they support only slightly a statement rejected by F4, that spatial access restrictions provide better control (25).

In summary, this perception is highly influenced by commercial fishers, a sector that look at spearfishing as a direct competitor that should not be treated equally for commercial purposes, and as an activity that given its impact, should be under even stricter regulatory measures.

PERCEPTION 4

To this group, the overall perception of spearfishing's environmental impact on fishing resources is perceived to be lower than other fishing activities (5), as well as the associated health risks (17).

There are other statements distinguishing all factors but with substantial differences detected between F4 and the rest. Regarding management measures, their perception is the only one that considers that spatial access restrictions don't provide better control (25), and that there shouldn't be stiffer fines or penalties (24), but at the same time, they reject the notion that regulation is inadequate and arbitrary (30).

A key statement for this line of perception is the view on the motivation of recreational spearfishing activity and its disadvantaged socioeconomic position. The active Q-sorts consider that the motivation is to obtain food (21), subsistence rather than recreational fishing, considers that the administration favours the commercial sector (12), and believes that spatial access restriction discriminates against spearfishing (22), but they are neutral regarding the idea of equal treatment in access to resources (15).

From an environmental perspective, they consistently reject the idea that practitioners shoot everything for entertainment (11), and that big spawners are targeted by spearfishing more than in other fisheries (2). They consider spearfishing's selectivity a positive aspect (9), and are convinced that spearfishing's impact on habitats is much smaller than in other fishing activities (3).

This eclectic group seems to consider that spearfishers have fewer rights of access to resources and consequently it also supports a discriminatory regulation for spearfishing, although the activity's environmental impact is perceived to be lower compared to other fishing activities.

CONSENSUS

Although there were clear divisive issues between the groups, there was also a proportion of statements that were not significantly distinguishable for any factor. All four perceptions agree on being almost neutral regarding the ignorance of the sector on the state of the resources (7). The whole range of perceptions also slightly support the idea of spearfishing having just a low contribution to the economy compared to other fishing activities (13).

Other non-distinguishable statements concern thoughts on the illegal sale of the catch by spearfishing practitioners harming the artisanal fishing sector (18), or even being predominant (20), the frequency of spearfishers exceeding legal catch

TABLE 3. SYNOPSIS OF RESULTS. OVERVIEW OF THE COMPOSITION, NATURE OF IMPACT/CONFLICT AND DEGREE OF SENSITIVITY OF EACH PERCEPTION.

	COMPOSITION	NATURE OF IMPACT/ CONFLICT	DEGREE OF SENSITIVITY
Positioning on Spearfishing (F1)	Spearfishers fiercely defending their activity, NGOs with a difficult position to explain against the activity	No specific nature, being the differential point the attribute of the statements (favorable or unfavorable towards spearfishing)	This perception only favors polarized debates as there are no concrete aspects about the different points of view. It implies a major challenge to facilitate an environment of dialogue
Conservation Sensitive (F2)	Administration and scientific sectors strongly associated	This group is characterized by having a preservationist component (sensitive with natural environment and with the precautionary principle)	Not willing to change the situation of spatial access restrictions for the activity, unless is scientifically supported
The Impact on Commercial Fishing (F3)	Very influenced by commercial fishers	It looks at spearfishing as a direct competitor	Should not be treated equally for commercial purposes, and as an impacting activity that needs even harder regulation measures
Activity with fewer rights (F4)	Made of respondents of all the stakeholder groups but scientific, being the one with fewer loading sorts	Focused on the fact that spearfishing is close to subsistence fishing with fewer rights in spite of its lower environmental impact compared to other fishing activities	This factor is very consistent in its line of perception, and its principles rule it out as a line of thinking as it nullifies the possibilities of understanding through dialogue.

limits (27), the regulation having no scientific basis (31), and on whether the capture of vulnerable species by spearfishing should be prohibited (33).

STAKEHOLDERS SHARING THE SAME PERCEPTION

Table 1 reveals that not all of the respondents who belong to the same stakeholder group share the same perception. Nevertheless, as has been previously mentioned, perception 1 has a strong loading of spearfishers and environmental NGO members and shows a solid positioning for or against the activity. Respondents with a preservationist outlook (i.e., administration and scientists) are associated with perception 2, while perception 3 is influenced by a clear strong loading from a substantial proportion of the commercial sector, which is concerned about the impact caused by the activity of spearfishing. Finally, perception 4 is a mixed small group of respondents that believe that spearfishing is an activity with fewer rights, but with a lower impact from an environmental perspective.

Table 3 shows a synopsis the factors, including a renaming of the factors, and an overview of the composition, nature of impact/conflict and degree of sensitivity of each perception.



DISCUSSION

In the framework of the discussion on the results obtained with the Q method the role of the researchers in the interpretation of the results is a key point. Q is a structured, systematic methodology but in the application of a Q method the researchers are not considered to be a neutral actor revealing the truth (Zabala, 2014). Q engages a researcher's intuition and creativity, as well as their quantitative analytical skills, and allows them play an active role throughout the whole process (Zabala et al., 2018). Therefore, whilst the interpretation of the results could be very open-ended, the aim here is to give a logical and simple argumentative discourse. The four lines of perception found in this study are interpreted as sensitivities to different aspects, and not so much as different perceptions of spearfishing as a whole.

Factor 1 does not run along a gradient of intensities of opinion, on the contrary, the Q-sorts are clearly segregated and indicate opposing viewpoints. The fact that there is no segregation in the value given to statements for each factor, or that they do not focus on any particular issue (environmental, social, management), but that nevertheless the differences are marked by the attribution of the statements, favourable or unfavourable towards spearfishing, extols this interpretation. These results clearly indicate that the F1 is not an axis of opinion but a space characterized by opposing and conflicting positions on spearfishing. Thus, it is not surprising that the Q sorts contributing to the formation of this factor are the pure spearfishers together with an ex-spearfisher, versus two conservation organisations and one commercial fisher. One can understand the fisher's fierce defence of their own sector but the positioning of the conservation NGOs is not explained by any of the recently identified conservationist lines (Holmes et al., 2017). In addition to these extreme positions, most participants, including recreational anglers, have positive loadings on this factor, indicating a general tendency to support more statements against than in favor of spearfishing. Ultimately, this F1 implies a major challenge to facilitate open dialogue since it only favors polarized discussion as there are no specific aspects on the different points of view.

The second line of perception basically involves administration representatives and researchers. The differential statements of this factor are mainly of an environmental nature and their point of view or perspective is on the natural environment: habitat and resources. This explains why it is the factor with the highest level of researcher participation. Moreover, the position of administration representatives is probably driven by the precautionary principle, taking into account the degree of fragility of the resource populations in the CIs due to the limited platform and nutrient concentration (Martín-Sosa, 2019), and to the overall state of the resources (Castro et al., 2015). On the other hand, this factor does not show any positioning with respect to spearfishing activity. These results indicate that it is the only line of perception, among those found, that makes dialogue between sectors possible. This factor considers that there are not enough studies to know the impact of spearfishing, although it does believe that this impact is lower than with other fishing activities. The need to carry out studies to find out the impact of the



activity is highlighted, but unlike F3, F2, it refers to the impact on the resources and not on the commercial sector.

Higher loading contributors to the third line of thought come mainly from the commercial fishing sector, although scientific and civil society sectors are also represented. Participants from the administration and the recreational sectors don't significantly load for this factor. This explains why it is the only line of opinion that considers that spatial access restrictions must continue being a restrictive measure only for spearfishing, and that there should be stiffer sanctions for that activity. These results suggest that this point of view has a direct correlation with the negative impact that spearfishing may have on the commercial fishing sector. Although no studies have been carried out in the CIs assessing the impact that spearfishing or recreational fishing has on commercial fishing, the reality is that this idea is of such concern as to determine one of the main lines of perception. This conviction is also not conducive to dialogue, given the belief that fines should be higher and the regulatory system more restrictive, but it does provide clues for future action. It clearly shows the need to evaluate spearfishing in relation to commercial fishing.

With perception 4 there is a small heterogeneous group of respondents focused on the conviction that recreational spearfishing is a subsistence, rather than recreational activity. They consider it should have less rights than commercial fishing, and consequently more restrictive or discriminatory regulation is considered legitimate, even though its environmental impact is considered low. However, it is very likely that this perception refers to the entire recreational fishing sector and not exclusively to spearfishing. This factor is very consistent in its line of perception, and its principles rule it out as a line of thinking as it nullifies the possibilities of understanding through dialogue.

When assessing the impact of fishing activities, to be able to assess the impact on resources or on other sectors, it is first essential to define whether the objective is environmental or social in nature. In the particular case of this study, where the first and third factors are explained by the positioning for or against spearfishing, and to the economic damage it can cause to the commercial sector, there is a clear indication that the conflict is of a socio-economic nature, as has been observed in other regions (Kearney, 2002; Cooke et al., 2016; Voyer et al., 2017). The conflicts and/or competition between recreational and commercial fishing generally refers to recreational angling (rod and line from the shore or boats in the case of CIs), which is by far the most common form of recreational fishing (Cooke et al., 2016). For example, in Spain this represents around 95% of recreational fishing licenses (Gordoa et al., 2019). Therefore, from now on we will refer to the recreational sector (and not just spearfishing) as a whole with respect to the commercial sector.

The basis of the conflict between recreational and commercial resource users moved from physical competition for fish to economic and legal arguments over social priorities (Kearney, 2001). Support for the recreational sector comes from the argument that a recreationally caught fish produces more economic benefits than one caught by a commercial fishery, whilst support for the commercial sector highlights the fact that for commercial fishers fishing is a livelihood rather than merely a leisure activity (Charles, 1992; Pitcher and Hollingworth, 2002). However, fish-



ing for leisure may contribute to the health and social well-being of society through relief on public health and support services (Griffiths et al., 2017). Although, unlike the commercial sector, recreational fishers have not been required to contribute to sustainable fisheries management (e.g. catch reporting), they have also not received the same benefits in terms of harvest rights (MacKenzie and Cox, 2013). This mismatch in harvest rights, management responsibilities, and objectives leads to misunderstandings and conflicts between competing user groups (Goodyear, 2007; Mitchell et al., 2008; Borch, 2010). Thus, it cannot be ruled out that the regulation of spearfishing in the CIs, excluding the practice from access to resources on 80% of the coastline for more than three decades, has been the root of the existing conflict. Moreover, spatial management practices that seek to segregate or remove one sector from a given area may be counterproductive to the general interest, as has been observed in other regions (Voyer et al., 2017). In any case, and bearing in mind that the current trend is moving in the direction of policy integration, there is a need to put a much greater emphasis on marine spatial planning (Pascoe, 2006), and implementation that comes about through dialogue with, and between, relevant stakeholders (Ritchie and Ellis, 2010).

In order to solve a conflict, it is necessary to investigate the reasons for its origin, whilst in this case it is also necessary to understand why a regulatory measure, that in principle does not seem to have had any effect on the state of the resources where spearfishing is banned (Riera et al., 2016; Goikoetxea et al. 2019), continues to be maintained. It is clear that if this measure is maintained it is not due to Political pressure or influence, something that occurs in other areas (Charles, 1992), as the number of spearfishers outnumber commercial fishermen by six to one (Gordoa et al., 2019). What is possible is that there exists a dominant, and not necessarily conscious, social opinion on fishing rights that influences decision-making in fisheries regulation. Although no statement specifically mentioning fishing rights was defined in this study, one that is directly related was included (15): in access to resources all sectors should be equally treated. The scores for this statement were negative in all groups, except for *The Activity with fewer rights* group that gave an almost neutral opinion, indicating that there is a dominant view that the recreational sector should not be treated in the same way as the commercial sector. It can therefore be inferred that the Canarian society considers that the recreational fisher should not have the same fishing rights as the commercial fisher. The competent administration may therefore be reluctant to remove existing restrictions on spearfishing which implies that the basis of the conflict remains almost structurally in place.

On the basis of the argumentative principle outlined by Arlinghaus (2005) – that there is a need to identify, understand and manage human conflict in recreational fisheries because such conflicts may hamper progress towards generating sustainable recreational fisheries - the current situation of spearfishing in the CIs could become unblocked through social dialogue. However, and based on the results, it can be concluded that the leaders of this dialogue should not be those who are in principle the main actors (recreational fishers and commercial fishers), but instead, those who have no definitive position. The issues for discussion in this round table dialogue should cover those aspects that have been considered a priority. In other



words, it is necessary to define priority research objectives in order to avoid conflicts and to manage spearfishing and recreational fisheries as a whole, and in such a way that it ensures their environmental and social sustainability.

CONFLICT OF INTEREST

The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Methodology, Investigation: P.M.S., J.J.C., A.G.
Software, Resources: P.M.S.
Data curation, Writing, Visualization: P.M.S., A.G.
Formal analysis, Supervision: J.J.C., A.G.
Conceptualization: A.G.

FUNDING

The present study was partially funded by the project ESMARES2 from the Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC), under the framework of the tasks ordered to the IEO by the Ministerio de Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITERD) of the Spanish Government for the application of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) in Spanish waters.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank all participants of this study that have devoted their time and effort. Thanks to Santiago Barreiro and Bertín García for map editing. The initial analysis for the content of this manuscript has been presented at the International Symposium on Artisanal and Recreational Fishing in Islands Systems (ISARFIS-ISMS 2022).



REFERENCES

- ADDAMS, H. L., and Proops, J. L. R. (2000). Social discourse and environmental policy : an application of Q methodology. Edward Elgar, Cheltenham.
- ARLINGHAUS, R. (2005). A conceptual framework to identify and understand conflicts in recreational fisheries systems, with implications for sustainable management. *Aquat. Resour. Cult. Dev.* 1, 145–174. doi: <https://doi.org/10.1079/ARC200511>.
- ARLINGHAUS, R., and COOKE, S. J. (2008). Recreational Fisheries: Socioeconomic Importance, Conservation Issues and Management Challenges. *Recreat. Hunting, Conserv. Rural Livelihoods Sci. Pract.*, 39–58. doi: <https://doi.org/10.1002/9781444303179.ch3>.
- BACHER, K., GORDOA, A., and MIKKELSEN, E. (2014). Stakeholders' perceptions of marine fish farming in Catalonia (Spain): A Q-methodology approach. *Aquaculture* 424–425, 78–85. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.12.028>.
- BISCHOF, B. G. (2010). Negotiating uncertainty: Framing attitudes, prioritizing issues, and finding consensus in the coral reef environment management “crisis.” *Ocean Coast. Manag.* 53, 597–614. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.06.020>.
- BORCH, T. (2010). Tangled lines in New Zealand's quota management system: The process of including recreational fisheries. *Mar. Policy* 34, 655–662. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.12.005>.
- CASTRO, J.J., DIVOVICH, E., DELGADO DE MOLINA ACEVEDO, E., BARRERA-LUJAN, A. (2015). Over looked and under-reported: a catch reconstruction of marine fisheries in the Canary Islands, Spain, 1950-2010. *Sea Around Us* 26, 143–154. Available at: https://www.researchgate.net/publication/291957895_Over-looked_and_under-reported_A_catch_reconstruction_of_marine_fisheries_in_the_Canary_Islands_Spain_1950-2010.
- CASTRO HERNÁNDEZ, J. J., JIMÉNEZ ALVARADO, D., GUERRA MARRERO, A. M., and SARMIENTO LEZCANO, A. (2018). Estimación del impacto de la pesca submarina de recreo en las zonas acotadas para dicha actividad en el Archipiélago Canario. 1–133. Available at: www.fpct.ulpgc.es.
- CHARLES, A. T. (1992). Fishery conflicts: A unified framework. *Mar. Policy* 16, 379–393. doi: [https://doi.org/10.1016/0308-597X\(92\)90006-B](https://doi.org/10.1016/0308-597X(92)90006-B).
- CISNEROS-MONTEMAYOR, A. M., and SUMAILA, U. R. (2010). A global estimate of benefits from ecosystem-based marine recreation: Potential impacts and implications for management. *J. Bioeconomics* 12, 245–268. doi: <https://doi.org/10.1007/s10818-010-9092-7>.
- COOKE, S. J., HOGAN, Z. S., BUTCHER, P. A., STOKESBURY, M. J. W., RAGHAVAN, R., GALLAGHE, A. J., et al. (2016). Angling for endangered fish: Conservation problem or conservation action? *Fish Fish.* 17, 249–265. doi: <https://doi.org/10.1111/faf.12076>.
- CORRAL, S., and MANRIQUE de LARA, D. R. (2017). Participatory artisanal fisheries management in islands: Application to the Canary Islands (Spain). *Mar. Policy* 81, 45–52. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.03.011>.
- D'ANNA, G., FERNÁNDEZ, T. V., PIPITONE, C., GAROFALO, G., and BADALAMENTI, F. (2016). Governance analysis in the Egadi Islands Marine Protected Area: A Mediterranean case study. *Mar. Policy* 71, 301–309. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.12.009>.
- DEDEU, A. L., BOADA, J., and GORDOA, A. (2019). The first estimates of species compositions of Spanish marine recreational fishing reveal the activity's inner and geographical variability. *Fish. Res.* 216, 65–73. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.03.025>.



- DRYZEK, J. S., and BEREJIKIAN, J. (1993). Reconstructive Democratic Theory. *Am. Polit. Sci. Rev.* 87, 48–60. doi: <https://doi.org/10.2307/2938955>.
- ECKERBERG, K., and SANDSTRÖM, C. (2013). Forest conflicts: A growing research field. *For. Policy Econ.* 33, 3–7. doi: <https://doi.org/10.2307/2938955> [10.1016/j.forpol.2013.05.001](https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.05.001).
- European Commission (2011). Reform of the Common Fisheries Policy. 11. Available at: http://ec.europa.eu/fisheries/reform/com_2011_417_en.pdf.
- European Commission (2016). Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on the conservation of fishery resources and the protection of marine ecosystems through technical measures, amending Council Regulations (EC) No 1967/2006, (EC) No 1098/2007, (EC) No. *Off. J. Eur. Union* 0074, 44. Available at: http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:41312a57-e771-11e5-8a50-01aa75ed71a1.0024.02/DOC_1&format=PDF.
- FRANTZI, S., CARTER, N. T., and LOVETT, J. C. (2009). Exploring discourses on international environmental regime effectiveness with Q methodology: A case study of the Mediterranean Action Plan. *J. Environ. Manage.* 90, 177–186. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.013>.
- FRISCH, A. J., COLE, A. J., HOBBS, J. P. A., RIZZARI, J. R., and MUNKRES, K. P. (2012). Effects of Spearfishing on Reef Fish Populations in a Multi-Use Conservation Area. *PLoS One* 7. doi: [10.1371/JOURNAL.PONE.0051938](https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0051938).
- GÄNSBAUER, A., BECHTOLD, U., and WILFING, H. (2016). SoFISHticated policy – social perspectives on the fish conflict in the Northeast Atlantic. *Mar. Policy* 66, 93–103. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.013> [10.1016/j.marpol.2016.01.014](https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.01.014).
- GIAKOUMI, S., MCGOWAN, J., MILLS, M., BEGER, M., BUSTAMANTE, R. H., CHARLES, A., et al. (2018). Revisiting “success” and “failure” of marine protected areas: A conservation scientist perspective. *Front. Mar. Sci.* 5, 1–5. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00223>.
- GOIKOETXEA, J., FERNÁNDEZ, A., ANDREU, A., PESTANO, P.M. 2019. Impacto de la pesca recreativa submarina sobre las poblaciones de *Sparisoma cretense* (Linnaeus, 1758) en las aguas interiores de la isla de Tenerife (Islas Canarias). *Scientia Insularum: Revista de Ciencias Naturales en islas*, 71-81, 2019 DOI: <https://doi.org/10.25145/j.Si.2019.02.04>.
- GOODYEAR, C. P. (2007). Recreational Catch and Release: Resource Allocation between Commercial and Recreational Fishermen. *North Am. J. Fish. Manag.* 27, 1189–1194. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00223> [10.1577/m06-210.1](https://doi.org/10.1577/m06-210.1).
- GORDOA, A., DEDEU, A. L., and BOADA, J. (2019). Recreational fishing in Spain: First national estimates of fisher population size, fishing activity and fisher social profile. *Fish. Res.* 211, 1–12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.10.026>.
- GRIFFITHS, S. P., BRYANT, J., RAYMOND, H. F., and NEWCOMBE, P. A. (2017). Quantifying subjective human dimensions of recreational fishing: does good health come to those who bait? *Fish Fish.* 18, 171–184. doi: <https://doi.org/10.1111/faf.12149>.
- HARME LIN-VIVIEN, M., COTTALORDA, J. M., DOMINICI, J. M., HARME LIN, J. G., Le DIRÉACH, L., and RUITTON, S. (2015). Effects of reserve protection level on the vulnerable fish species *Sciaena umbra* and implications for fishing management and policy. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 279–287. doi: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.12.005>.
- HAVARD, L., BRIGAND, L., and CARIÑO, M. (2015). Stakeholder participation in decision-making processes for marine and coastal protected areas: Case studies of the south-western Gulf



of California, Mexico. *Ocean Coast. Manag.* 116, 116–131. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.06.017>.

- HERNÁNDEZ-DELGADO, E. A., SHIVLANI, M., and SABAT, A. M. (2014). Ecosystem-Based and Community-Based Model Integration to Designate Coral Reef No-Take Marine Protected Areas: A Case Study from Puerto Rico. *Nat. Resour.* 05, 538–560. doi: <https://doi.org/10.4236/nr.2014.510049>.
- HOFFMAN, E., and VESTERGAARD, O. (2006). Review of Marine Protected Areas as a Tool for Ecosystem Conservation and Fisheries Management. *Area*, 151.
- HOLMES, G., SANDBROOK, C., and FISHER, J. A. (2017). Understanding conservationists' perspectives on the new-conservation debate. *Conserv. Biol.* 31, 353–363. doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.12811>.
- HYDER, K., WELTERSACH, M. S., ARMSTRONG, M., FERTER, K., TOWNHILL, B., AHVONEN, A., et al. (2018). Recreational sea fishing in Europe in a global context—Participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish Fish.* 19, 225–243. doi: <https://doi.org/10.1111/faf.12251>.
- IHDE, T. F., WILBERG, M. J., LOEWENSTEINER, D. A., SECOR, D. H., and MILLER, T. J. (2011). The increasing importance of marine recreational fishing in the US: Challenges for management. *Fish. Res.* 108, 268–276. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.12.016>.
- ISON, S., PECL, G., HOBDDAY, A. J., CVITANOVIC, C., and Van PUTTEN, I. (2021). Stakeholder influence and relationships inform engagement strategies in marine conservation. *Ecosyst. People* 17, 320–341. doi: <https://doi.org/10.1080/26395916.2021.1938236>.
- JACOBSEN, K. S., and LINNELL, J. D. C. (2016). Perceptions of environmental justice and the conflict surrounding large carnivore management in Norway — Implications for conflict management. *Biol. Conserv.* 203, 197–206. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.041>.
- JIMÉNEZ-ALVARADO, D., GUERRA-MARRERO, A., SARMIENTO-LEZCANO, A., MEYERS, E. K. M., and CASTRO, J. J. (2020). First assessment of the spearfishing impact in the Canary Islands. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 38, 101385. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101385>.
- JONES, K., and SEARA, T. (2020). Integrating Stakeholders' Perceptions into Decision-Making for Ecosystem-Based Fisheries Management. *Coast. Manag.* 48, 275–288. doi: <https://doi.org/10.1080/08920753.2020.1773211>.
- KEARNEY, R. E. (2001). Fisheries property rights and recreational/commercial conflict: Implications of policy developments in Australia and New Zealand. *Mar. Policy* 25, 49–59. doi: [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(00\)00035-X](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(00)00035-X).
- KEARNEY, R. E. (2002). Co-management: the resolution of conflict between commercial and recreational fishers in Victoria, Australia. *Ocean Coast. Manag.* 45, 201–214.
- KIBRIA, M. M., DILSHAD, T., and AL ASEK, A. (2022). Policy implications based on stakeholders' perceptions for integrated management of the Halda River: Bangabandhu Fisheries Heritage of Bangladesh. *Water Policy* 24, 517–533. doi: <https://doi.org/10.2166/wp.2022.003>.
- LYNCH, A. J., COOKE, S. J., DEINES, A. M., BOWER, S. D., BUNNELL, D. B., COWX, I. G., et al. (2016). The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. *Environ. Rev.* 24, 115–121. doi: <https://doi.org/10.1139/er-2015-0064>.
- MACKENZIE, C. J. A., and COX, S. P. (2013). Building legitimacy of the recreational fishing sector in mixed commercial-recreational fisheries. *Ocean Coast. Manag.* 75, 11–19. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.01.004>.



- MARTÍN-SOSA, P. (2019). Spearfishing in The Canary Islands: is the devil as black as it seems to be? *Sci. Insul. Rev. Ciencias Nat. en islas* 2, 9–36. doi: <https://doi.org/10.25145/j.si.2018.01.01>.
- McKEOWN, B., and THOMAS, D. (1988). Q Methodology. doi: <https://doi.org/10.4135/9781412985512>.
- MECKSTROTH, T. W. (1981). *Political Subjectivity: Applications of Q Methodology in Political Science*. By Steven R. Brown. (New Haven: Yale University Press, 1980. Pp. xiv + 355. \$35.00, cloth; \$9.95, paper.). *Am. Polit. Sci. Rev.* 75, 737–738. doi: <https://doi.org/10.2307/1960969>.
- MICHAILIDIS, N., KATSANEVAKIS, S., and CHARTOSIA, N. (2020). Recreational fisheries can be of the same magnitude as commercial fisheries: The case of Cyprus. *Fish. Res.* 231, 105711. doi: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105711>.
- MITCHELL, R. W. D., BABA, O., JACKSON, G., and ISSHIKI, T. (2008). Comparing management of recreational Pagrus fisheries in Shark Bay (Australia) and Sagami Bay (Japan): Conventional catch controls versus stock enhancement. *Mar. Policy* 32, 27–37. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2007.04.003>.
- NASKAR, M., SARKAR, U. K., MISHAL, P., KARNATAK, G., SAHA, S., BANDOPADHYAY, A., et al. (2021). Assessing vulnerability of wetland fisheries to climate change: a stakeholders' perception-based approach. *Clim. Dev.* 0, 1–17. doi: <https://doi.org/10.1080/17565529.2021.1956410>.
- NIELSEN, K. N., ASCHAN, M. M., AGNARSSON, S., BALLESTEROS, M., BAUDRON, A., BORGES, M. de F., et al. (2018). A framework for results-based management in fisheries. *Fish Fish.* 19, 363–376. doi: <https://doi.org/10.1111/faf.12257>.
- PASCOE, S. (2006). Economics, fisheries, and the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 1–3. doi: <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.11.001>.
- PITCHER, T. J., and HOLLINGWORTH, C. E. (2002). “Fishing for Fun: Where’s the Catch?,” in *Recreational Fisheries* (John Wiley & Sons, Ltd), 1–16. doi: <https://doi.org/10.1002/9780470995402.ch1>.
- RETNONINGTYAS, H., YULIANTO, I., SOEMODINOTO, A., HERDIANA, Y., KARTAWIJAYA, T., NATSIR, M., et al. (2021). Stakeholder participation in management planning for grouper and snapper fisheries in West Nusa Tenggara Province, Indonesia. *Mar. Policy* 128, 104452. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.10445>.
- RIERA, R., MENCI, C., SANABRIA-FERNÁNDEZ, J. A., and BECERRO, M. A. (2016). Do recreational activities affect coastal biodiversity? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 178, 129–136. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.05.02>.
- RITCHIE, H., and ELLIS, G. (2010). “A system that works for the sea”? Exploring Stakeholder Engagement in Marine Spatial Planning. *J. Environ. Plan. Manag.* 53, 701–723. doi: <https://doi.org/10.1080/09640568.2010.488100>.
- SAND, P. H. (2000). The precautionary principle: A European perspective. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 6, 445–458. doi: <https://doi.org/10.1080/10807030091124563>.
- SBRAGAGLIA, V., ARLINGHAUS, R., BLUMSTEIN, D., COLL, M., DEDEU, A., DIOGO, H., et al. (2021). Spearfishing into the future: a global review of marine recreational spearfishing. doi: <https://doi.org/10.32942/osf.io/f5whn>.
- SMITH, A., and NAKAYA, S. (2002). S PEARFISHING – Is It Ecologically Sustainable ? 3rd WORLD Recreat. Fish. Conf. 21-24 MAY 2002. North. Territ. Aust. 2, 2000–2003.
- SOMA, K., NIELSEN, J. R., PAPADOPOULOU, N., POLET, H., ZENGİN, M., SMITH, C. J., et al. (2018). Stakeholder perceptions in fisheries management - Sectors with benthic impacts. *Mar. Policy* 92, 73–85. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.02.019>.



- STEPHENSON, W. (1953). *The study of behavior; Q-technique and its methodology*. Chicago, IL, US: University of Chicago Press.
- TERLIZZI, A. (2022). Ecological, Social and Economic Aspects of Italian Marine Spearfishing Tournaments. 9, 1–11. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.891246>.
- ULMAN, A., ALI, F. Z., HARRIS, H. E., ADEL, M., MABRUK, S. A. A. A., BARICHE, M., et al. (2022). Lessons From the Western Atlantic Lionfish Invasion to Inform Management in the Mediterranean. *Front. Mar. Sci.* 9, 1–12. doi: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.865162>.
- ÜNAL, V., ACARLI, D., and GORDOA, A. (2010). Characteristics of marine recreational fishing in the Çanakkale Strait (Turkey). *Mediterr. Mar. Sci.* 11, 315–330. doi: <https://doi.org/10.12681/mms.79>.
- VOYER, M., BARCLAY, K., MCILGORM, A., and MAZUR, N. (2017). Connections or conflict? A social and economic analysis of the interconnections between the professional fishing industry, recreational fishing and marine tourism in coastal communities in NSW, Australia. *Mar. Policy* 76, 114–121. doi: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.11.029>.
- WATTS, S., and STENNER, P. (2005). Doing Q methodology: Theory, method and interpretation. *Qual. Res. Psychol.* 2, 67–91. doi: <https://doi.org/10.1191/1478088705qp022oa>.
- YANG, Y. (2016). A Brief Introduction to Q Methodology. *Int. J. Adult Vocat. Educ. Technol.* 7, 42–53. doi: <https://doi.org/10.4018/ijavet.2016040104>.
- ZABALA, A. (2014). Qmethod: A package to explore human perspectives using Q methodology. *R.J.* 6, 163–173. doi: <https://doi.org/10.32614/rj-2014-032>.
- ZABALA, A., SANDBROOK, C., and MUKHERJEE, N. (2018). When and how to use Q methodology to understand perspectives in conservation research. *Conserv. Biol.* 32, 1185–1194. doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.13123>.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

No Supplementary Material



CARACTERIZACIÓN DE LAS COMUNIDADES ÍCTICAS DE CHARCOS INTERMAREALES EN LA ISLA DE TENERIFE

Alberto Gayá Vilar, Juan Antonio Torres Gil y Marta García-Doce*

RESUMEN

La isla de Tenerife ha experimentado un notable crecimiento poblacional y desarrollo urbanístico en las zonas costeras, traduciéndose en un impacto negativo en las comunidades ícticas asociadas a los charcos intermareales, los cuales actúan como refugio y guardería de una gran cantidad de especies, muchas de ellas de interés pesquero. Con el objetivo de caracterizar estas poblaciones y conocer su estado de conservación, se llevaron a cabo muestreos utilizando sistemas de vídeo remoto subacuático con empleo de carnada (BRUV) en cuatro localidades de Tenerife situadas en la costa norte: Punta del Hidalgo y Finca El Apio, y sur: Las Galletas y Punta Rasca. Se encontraron un total de 13 especies ícticas a lo largo del muestreo, 7 de ellas consideradas de interés pesquero en el archipiélago canario. Según los resultados obtenidos, se puede ver una variación significativa entre las comunidades de las localidades muestreadas. Concretamente, se observó cómo Punta del Hidalgo presenta la mayor abundancia y riqueza de especies. Por el contrario, se encontró que la localidad de Las Galletas difiere notablemente del resto presentando una baja abundancia de especies, especialmente de aquellas de interés pesquero.

Palabras clave: charcos intermareales, comunidades ícticas, recurso pesquero, Tenerife, BRUV.

CHARACTERIZATION OF INTERTIDAL POOL FISH COMMUNITIES ON TENERIFE ISLAND

ABSTRACT

The island of Tenerife has experienced significant population growth and urban development in coastal areas, resulting in a negative impact on the ichthyic communities associated with its intertidal pools, which act as a refuge and nursery for a large number of species, many of them of fishing interest. In order to characterize these populations and know their conservation status, sampling was carried out using baited remote underwater video (BRUV) in four areas in Tenerife located on the north coast, Punta del Hidalgo and Finca El Apio, and on the south, Las Galletas and Punta Rasca. A total of 13 fish species were found throughout the sampling, 7 of them of fishing interest in the Canary Islands. According to the results obtained, a significant variation can be seen between the communities of the sampled localities. Specifically, it was observed that Punta del Hidalgo has the highest fish abundance and richness of species. On the other hand, it was found that the locality of Las Galletas differs significantly from the rest, presenting a low abundance of species, especially those of fishing interest.

Keywords: tide pools, fish communities, fishing resources, Tenerife, BRUV.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05.06>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 5; febrero 2024, pp. 101-114; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCCIÓN

El archipiélago canario se ubica en el océano Atlántico, frente a la costa noroeste de África, y se caracteriza por presentar una serie de peculiaridades geológicas, topográficas y de biodiversidad únicas. Sin embargo, durante las últimas décadas sus islas han sufrido un preocupante proceso de antropización, siendo este especialmente notable en Tenerife, la isla con mayor densidad poblacional del archipiélago (Riera y Delgado 2019).

El litoral de la isla de Tenerife, predominantemente rocoso y de origen volcánico, se caracteriza por la presencia significativa de charcos intermareales. Estos se definen como pequeñas acumulaciones de agua confinadas en la zona intermareal, resultado de las variaciones del nivel del mar. Dichos charcos exhiben complejas interacciones ecológicas y sustentan una rica diversidad de especies marinas, desempeñando un papel fundamental como hábitats refugio para numerosos organismos (Ramírez *et al.* 2008; White *et al.* 2014; González-Aragón 2018). Muchas especies de peces demersales pueden, en algún momento de su vida, utilizar estos charcos en búsqueda de alimento, como refugio frente a depredadores o como áreas de crecimiento, desarrollo y reproducción. De hecho, ya se ha demostrado su importancia como criaderos en las etapas juveniles de especies ícticas de gran importancia comercial, como el mero (*Epinephelus marginatus*), el sargo común (*Diplodus cadenati*) y el sargo breado (*Diplodus cervinus*) (White *et al.* 2014; Días *et al.* 2016; Borges *et al.* 2018; Molina-Besó 2018).

Actualmente, la funcionalidad de estos ecosistemas se ha visto afectada por múltiples perturbaciones antropogénicas, como la contaminación, la introducción de especies invasoras, la sobrepesca, el desarrollo costero y el cambio climático (Thompson *et al.* 2002; Tuya *et al.* 2004; González 2008; Vieira *et al.* 2016; González-Aragón 2018; Riera y Delgado 2019). La falta de datos históricos confiables, la limitada representatividad espacial del impacto y la posible confusión con factores del hábitat generan desafíos prácticos a la hora de identificar la influencia humana en estos ambientes (Alfonso *et al.* 2015). Por este motivo, y dado que los charcos intermareales son ecosistemas vulnerables y sensibles a los impactos antrópicos, es crucial evaluar el estado de las distintas comunidades de peces que residen en ellos (Bas *et al.* 1995; Thompson *et al.* 2002).

Tradicionalmente, se han utilizado métodos como los censos visuales (UVC, por sus siglas en inglés *Underwater Visual Census*) o los vídeos operados por observadores (DOV, por sus siglas en inglés *Diver Operated Video*) para evaluar las comunidades de peces (Griffiths 2003; Holmes *et al.* 2013; Harasti *et al.* 2014; Davis *et al.* 2014). Sin embargo, según Davis *et al.* (2018), la utilización de sistemas de vídeo subacuático remoto con carnada (BRUV, por las siglas en inglés *Baiter*

Alumnos del Máster en Biología Marina: Biodiversidad y Conservación. Universidad de La Laguna. San Cristóbal de La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España.

* Autor para la correspondencia: martagarciadoce@gmail.com.



Remote Underwater Video) es la mejor opción para estudiar las comunidades ícticas en charcos intermareales, ya que permiten muestreos no invasivos y replicables que optimizan la obtención de datos precisos sobre la diversidad de estas comunidades. Además, los datos recopilados mediante los BRUV no solo son valiosos para identificar patrones de distribución y zonación de especies, evaluar la efectividad de medidas de conservación y gestión pesquera, y monitorear cambios en la estructura y función de los ecosistemas marinos (Harvey *et al.* 2007; Davis *et al.* 2018; Tholan *et al.* 2020; Trobiani *et al.* 2021), sino que también presentan ventajas distintivas en comparación con otras metodologías. Por ejemplo, el uso de BRUV minimiza el efecto de evitación de ciertas especies ante la presencia de buceadores, proporcionando así datos más representativos y menos perturbados. Al mismo tiempo, es necesario reconocer que cada metodología puede introducir sus propios sesgos; la utilización de cebo, por ejemplo, puede influir en los comportamientos de las especies estudiadas (Murphy y Jenkins 2010; Whitmarsh *et al.* 2017). Este aspecto debe ser considerado de manera consciente al interpretar los resultados obtenidos mediante BRUV y otras técnicas de muestreo.

El presente estudio tiene como objetivo evaluar la biodiversidad íctica de los charcos intermareales de cuatro localidades de la isla de Tenerife. Esta evaluación pretende caracterizar las comunidades de peces de estos importantes ecosistemas y además servir de base para futuros estudios que puedan ayudar a mejorar la sostenibilidad de la pesca en la isla de Tenerife.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Con la finalidad de realizar un muestreo representativo de las comunidades ícticas presentes en los charcos intermareales de la isla de Tenerife, se seleccionaron 4 puntos repartidos en el perímetro insular: dos localidades de la vertiente norte de la isla de Tenerife (Punta del Hidalgo y Finca El Apio) y dos de la vertiente sur (Punta Rasca y Las Galletas) (figura 1). Tanto Punta del Hidalgo como Las Galletas son localidades que poseen núcleos urbanos muy próximos y han experimentado un incremento demográfico sin precedentes con un nivel de presión pesquera elevado; mientras que Finca El Apio y Punta Rasca se encuentran más distantes de los núcleos urbanos (Alfonso *et al.* 2015; Boza 2016; Lozano *et al.* 2016; Przeor 2016; Cuende *et al.* 2018; Forner *et al.* 2018). Por esta razón, se consideran áreas idóneas para la caracterización de las diferentes comunidades ícticas en los charcos intermareales de la isla de Tenerife.



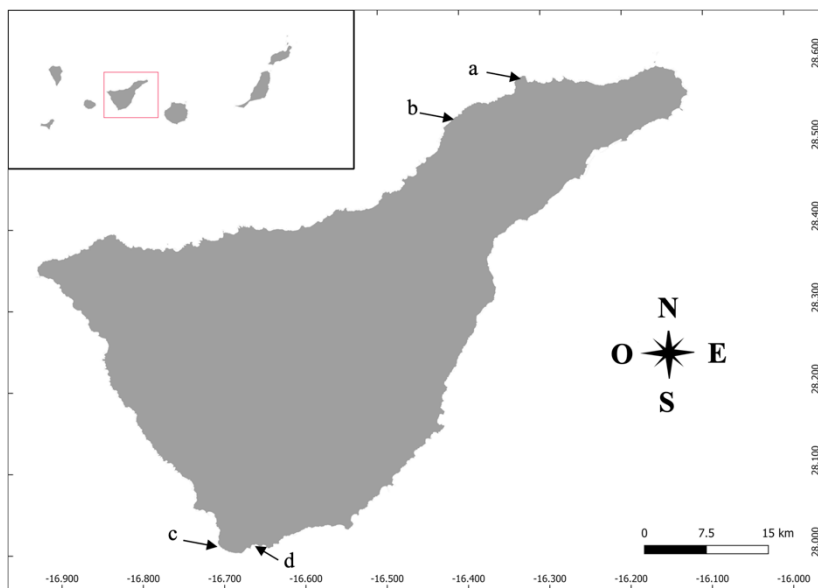


figura 1. Áreas de estudio de la isla de Tenerife: a. Punta del Hidalgo; b. Finca El Apio; c. Punta Rasca; d. Las Galletas. Fuente: elaboración propia.

ESTUDIO EXPERIMENTAL

Los muestreos intermareales se realizaron durante la semana del 16 al 19 de mayo de 2022 en las localidades mencionadas. Siguiendo el estudio de Harasti *et al.* (2018), se seleccionaron charcos con una conexión mínima o nula a aguas abiertas, asegurando el estado de calma de la masa de agua. Los charcos se escogieron de manera aleatoria con una profundidad mínima de 0,75 metros y un ancho mínimo de 5 metros, garantizando así la presencia de especies icticas (Cota-Ortega *et al.* 2022).

En total se muestrearon 11 charcos, tres en cada una de las localidades de Punta del Hidalgo, Finca El Apio y Las Galletas y dos en Punta Rasca. Siguiendo la metodología de Davis *et al.* (2018), se instalaron sistemas BRUV con el objetivo de filmar la zona más profunda y caracterizar la diversidad específica de cada charco, así como determinar la presencia y abundancia de especies de interés pesquero en Canarias. Los sistemas BRUV contaban con una cámara GoPro Hero4 acoplada a un trípode en cuyas patas se ubicaban plomos para garantizar la estabilidad de la estructura. Dicha estructura contaba con una vara de metal acoplada al cebo mediante bridas y redes de plástico duro. El cebo consistía en 100 gramos de caballa (*Scomber scombrus*) fresca troceada como atractivo para los peces (figura 2a) (Dorman *et al.* 2012; Wraith *et al.* 2013; Walsh *et al.* 2013). Una vez colocado el sistema BRUV en la zona más profunda de cada charco las cámaras se dejaron grabando un total de 30-40 minutos.

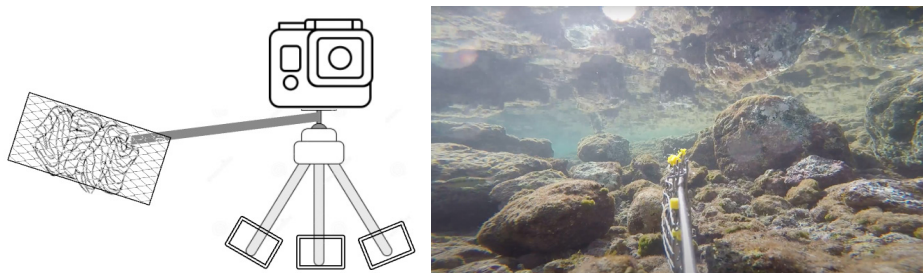


figura 2. (a) Esquema de la estructura BRUV colocada en los charcos intermareales muestreados. (b) Imagen obtenida de la GoPro acoplada al trípode del sistema BRUV.

Posteriormente, se visualizaron y analizaron los metrajes (figura 2b), y se llevó a cabo un conteo para obtener la *MaxN* de cada localización. La medida de la *MaxN* es un parámetro utilizado en los estudios con sistema BRUV (Langlois *et al.* 2018) y se basa en el recuento del número máximo de peces observados en un solo fotograma de metraje. Este parámetro constituye un descriptor crucial de la comunidad íctica en cada localidad y se utiliza como una métrica fundamental en los análisis estadísticos y representaciones gráficas subsiguientes. La elección de *MaxN* se fundamenta en su capacidad para reducir el riesgo de error en la estimación de la abundancia de peces (Griffin *et al.* 2016; Tholan *et al.* 2020). Los datos de *MaxN* proporcionan una visión detallada de la estructura poblacional y la diversidad de especies, permitiendo análisis comparativos entre las comunidades de las distintas localidades muestreadas.

ANÁLISIS DE DATOS

Para caracterizar las comunidades ícticas de los charcos, se identificaron y contabilizaron las especies observadas. Los datos fueron analizados utilizando PRIMER (v.1.0.1.) y Python (v.3.9.16). Se utilizó PRIMER para calcular el estadístico nMDS con distancias de disimilaridad de Bray-Curtis, utilizando la abundancia relativa de especies, medida mediante el parámetro *MaxN*, en cada una de las unidades muestrales. Este enfoque permitió realizar un análisis exploratorio que visualiza la similitud entre las comunidades de peces de las localidades muestreadas, representando gráficamente la agrupación de las unidades muestrales en el gráfico nMDS (figura 3). Asimismo, se emplearon ejes superpuestos al «biplot» para representar las correlaciones de rango de Spearman ($>0,3$) entre los ejes «biplot» y los descriptores de las especies, indicando las especies que contribuyen significativamente a las diferencias observadas en la dirección y longitud de estos ejes (Clarke y Warwick, 2001).

Posteriormente, se evaluó la diversidad de especies en los charcos intermareales de las cuatro localidades utilizando el índice de diversidad de Shannon (Shannon 1949) a partir de la abundancia relativa de las especies (*MaxN*) por loca-



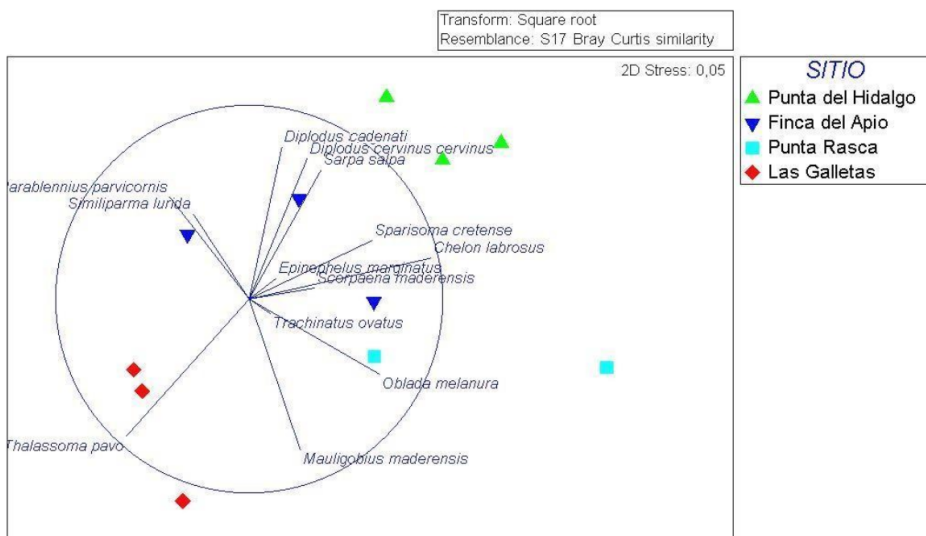


figura 3. Análisis nMDS de la abundancia de peces en charcos intermareales en las distintas localidades de estudio. Los vectores muestran la importancia de cada una de las especies, para generar las diferencias entre las localidades.

TABLA 1. LISTADO DE ESPECIES PRESENTES EN LOS CUATRO PUNTOS ANALIZADOS Y SU INTERÉS PESQUERO					
FAMILIA	ESPECIE	LOCALIDADES	INTERÉS PESQUERO	MaxN	SD
<i>Mugilidae</i>	<i>Chelon labrosus</i>	Punta del Hidalgo Finca El Apio Punta Rasca	Sí	43,750	28,830
<i>Scaridae</i>	<i>Sparisoma cretense</i>	Punta del Hidalgo Punta Rasca	Sí	1,000	1,225
<i>Serranidae</i>	<i>Epinephelus marginatus</i>	Punta del Hidalgo Punta Rasca	Sí	0,750	0,829
<i>Sparidae</i>	<i>Diplodus cervinus</i>	Punta del Hidalgo	Sí	1,000	1,32
	<i>Diplodus cadenati</i>	Punta del Hidalgo Finca El Apio Punta Rasca	Sí	5,500	5,025
	<i>Oblada melanura</i>	Punta Rasca	Sí	2,250	3,897
	<i>Sarpa salpa</i>	Punta del Hidalgo	Sí	11,500	19,918
<i>Bleniidae</i>	<i>Parablennius parvicornis</i>	Punta del Hidalgo Finca El Apio Las Galletas	No	1,500	1,118
<i>Carangidae</i>	<i>Trachinotus ovatus</i>	Finca El Apio	No	0,500	0,866
<i>Gobiidae</i>	<i>Mauligobius maderensis</i>	Punta del Hidalgo Finca El Apio Punta Rasca Las Galletas	No	1,500	1,118



<i>Labridae</i>	<i>Thalassoma pavo</i>	Punta del Hidalgo Finca El Apio Punta Rasca Las Galletas	No	24,500	19,817
<i>Pomacentridae</i>	<i>Similiparma lurida</i>	Punta del Hidalgo Finca El Apio Punta Rasca Las Galletas	No	13,000	4,582
<i>Scorpaenidae</i>	<i>Scorpaena maderensis</i>	Punta del Hidalgo Punta Rasca	No	0,500	0,500

Fuente propia; BOE 2009.

lidades, permitiendo la comparación de la biodiversidad entre las diferentes localidades de estudio.

Para una mejor comprensión del nMDS y los resultados obtenidos en el índice de diversidad de Shannon, se llevó a cabo un ANOVA por permutaciones con 9999 permutaciones para cada una de las especies observadas por localidad, utilizando la localidad como factor fijo. Se aplicó una transformación de raíz cuadrada a los datos y se creó una matriz triangular basada en las distancias euclídeas.

Adicionalmente, se realizó un análisis entre localidades en función de la abundancia de especies de interés pesquero (tabla 1). La variable empleada para este análisis fue la suma de las abundancias de todas las especies consideradas de interés pesquero. Para evaluar posibles diferencias significativas entre las localidades, se llevó a cabo una prueba Kruskal-Wallis, seguida de una prueba post-hoc de Conover para comparar entre ellas.

El análisis estadístico se implementó en Python utilizando la librería Scikit-bio (v.0.3.8) para el ANOVA por permutaciones y la prueba Kruskal-Wallis, y la librería scikit-posthocs (v.0.7.0) para la prueba post-hoc.

RESULTADOS

ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES DE PECES POR LOCALIDAD

En total, se encontraron 429 individuos pertenecientes a 10 familias y 13 especies, siendo 7 de ellas de interés pesquero en el archipiélago canario (BOE 2009) (tabla 1). Las especies más frecuentes en las localidades fueron *Chelon labrosus* (40,8%) y *Thalassoma pavo* (22,8%).

Al examinar la figura 3, que ilustra la ordenación de los charcos muestreados con respecto a las similitudes en la estructura de la comunidad mediante el uso de un nMDS, se observó cómo el área de Punta del Hidalgo presenta una comunidad íctica diferenciada respecto al resto de localidades muestreadas. Por otro lado, en Las Galletas se identificó una alta presencia de la especie *Thalassoma pavo*, acompa-



TABLA 2. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIANZA (ANOVA) POR PERMUTACIONES PARA COMPARAR LAS DIFERENCIAS EN LA ABUNDANCIA DE CADA ESPECIE POR LOCALIDAD

ESPECIE	F	P-VALOR	GL	SS	MS
<i>Thalassoma pavo</i>	12,817	0,001	3	38,450	12,817
<i>Diplodus cadenati</i>	6,968	0,003	3	20,904	6,968
<i>Diplodus cervinus</i>	67,030	0,020	3	201,091	67,030
<i>Sarpa salpa</i>	43,599	0,017	3	130,797	43,599
<i>Chelon labrosus</i>	3,880	0,084	3	11,639	3,880
<i>Scorpaena maderensis</i>	0,939	0,510	3	2,818	0,939
<i>Sparisoma cretense</i>	1,935	0,181	3	5,806	1,935
<i>Oblada melanura</i>	1,909	0,184	3	5,727	1,909
<i>Parablennius parvicornis</i>	0,629	0,839	3	1,886	0,629
<i>Mauligobius maderensis</i>	2,241	0,142	3	6,722	2,241
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,960	0,507	3	2,879	0,960
<i>Similiparma lurida</i>	1,880	0,064	3	5,640	1,880
<i>Trachinotus ovatus</i>	0,849	1,000	3	2,546	0,849

ñada de una baja abundancia de otras especies, lo que indica una estructura particular en comparación con las demás localidades.

El ANOVA por permutaciones de la abundancia de peces en relación con las distintas localidades mostró la presencia de diferencias significativas en las especies de interés pesquero *Diplodus cadenati* (p-valor=0,003), *Diplodus cervinus* (p-valor=0,020) y *Sarpa salpa* (p-valor=0,016), más abundantes en la localidad de Punta del Hidalgo (tabla 2).

Los resultados obtenidos en el análisis de biodiversidad demuestran que Punta del Hidalgo es el área con mayor diversidad de especies, según el índice de Shannon (Shannon 1949) (figura 4). En esta zona, se logró identificar un total de 10 especies, con un índice de Shannon de 1,404. En contraste, en Las Galletas se identificaron 4 especies y un índice de Shannon de 0,8239.

ANÁLISIS DE LAS LOCALIDADES EN FUNCIÓN DEL INTERÉS PESQUERO

Tomando como datos las especies de interés pesquero de la tabla 1, se llevó a cabo un análisis de Kruskal-Wallis, obteniendo un valor $F = 7,716$; y un p-valor=0,052. Este análisis evaluó si existían diferencias significativas en las abundancias de las especies de interés pesquero entre las distintas localidades. A pesar de que el

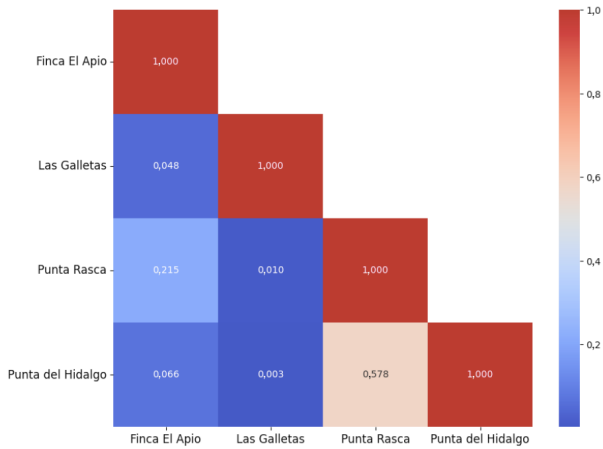


figura 5. Representación visual de las comparaciones múltiples por pares entre las localidades mediante la prueba post-hoc de Conover. Este mapa de calor ilustra los valores de significancia asociados con las diferencias en la estructura de las comunidades ícticas. Cada celda indica el p-valor correspondiente a la comparación de las localidades en términos de composición de especies y abundancia relativa.

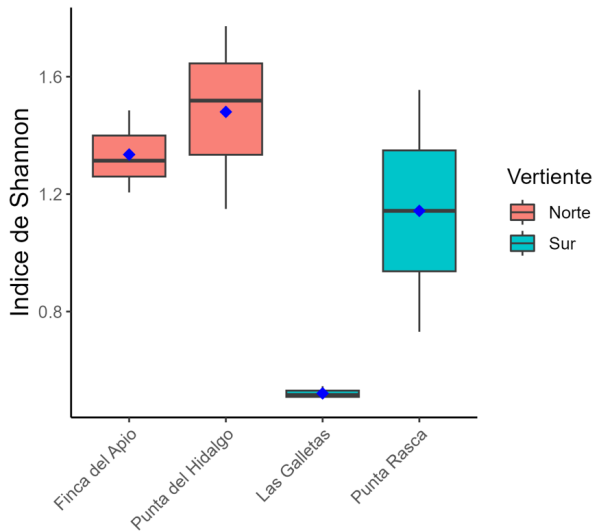


figura 4. Índice de diversidad de Shannon por localidad diferenciando por vertiente.



p-valor sugiere que no hay diferencias significativas, dada la proximidad al valor de significación ($\alpha=0,05$), se realizó una comparación post-hoc utilizando la prueba de Conover (figura 5). En este análisis, se exploraron las diferencias de carácter significativo entre las localidades. Cabe destacar que este análisis se centró en la suma de las abundancias de todas las especies de interés pesquero, no en un análisis multivariante de cada especie por separado. Es importante destacar que este enfoque global reveló diferencias significativas, especialmente entre Las Galletas y el resto de las localidades.

DISCUSIÓN

Los resultados evidenciaron disparidades en la abundancia de especies entre las localidades muestreadas. La evaluación de las comunidades ícticas en los charcos de Punta del Hidalgo, Finca El Apio y Punta Rasca reveló una mayor biodiversidad en comparación con Las Galletas, ubicada en el sur de la isla. Este hallazgo se sustenta en la representación visual de la disimilitud de las comunidades de peces, observable en la figura 3. En Las Galletas, la especie predominante fue *T. pavo*. Punta del Hidalgo, en la vertiente norte, exhibió la mayor riqueza de especies, seguida de Punta Rasca y Finca El Apio. Estas áreas compartieron la presencia de juveniles de especies de interés pesquero, como la lisa (*C. labrosus*) y el sargo blanco (*D. cadenati*), aunque presentaron diferencias en cuanto a la composición de especies y sus abundancias relativas. Específicamente, Punta del Hidalgo albergó una mayor abundancia de lisa (*C. labrosus*) y fue la única localidad con la presencia de sargo breado (*D. cervinus*) y salema (*S. salpa*), mientras que la galana (*O. melanura*) se observó exclusivamente en Punta Rasca. Además, la presencia de mero (*E. marginatus*) en Punta del Hidalgo y Punta Rasca, junto con la vieja (*S. cretense*), resalta la importancia de estos hábitats para la cría y el desarrollo temprano de especies de interés comercial (González 2008; Noguera y Riera 2010; Borges *et al.* 2018). Estas variaciones podrían estar vinculadas a factores ambientales específicos de cada localidad, como la profundidad, la heterogeneidad del hábitat y/o la disponibilidad de alimento (Ramírez *et al.* 2008), consolidándolas como áreas críticas para la conservación de estas especies de interés.

Tanto Las Galletas como Punta del Hidalgo son localidades cercanas a zonas urbanizadas, lo que sugiere que debería existir un impacto antrópico similar sobre sus comunidades ícticas; además, las dos áreas cuentan con emisarios submarinos cercanos cuyas aguas residuales podrían ser una fuente potencial de alimento, o incluso llegar a reducir el crecimiento, la fecundidad o la supervivencia de dichas comunidades (McKinley y Johnston 2010; IDE Canarias 2023). Al factor contaminante hay que añadirle que ambas localidades son muy accesibles y frecuentadas por pescadores, en las que se asume una alta presión pesquera (Boza 2015; Forner *et al.* 2018); sin embargo, pese a estos impactos, ambas localidades presentan unas comunidades de peces bien diferenciadas y con mayor diversidad en Punta del Hidalgo. Una posible explicación de las diferencias encontradas en la riqueza de especies entre ambas localidades podría estar ligada a la orientación de las mismas, y es que Punta del



Hidalgo, al encontrarse en el norte de la isla, está más expuesta al oleaje, a la acción de los vientos alisios y a las corrientes del Atlántico, lo que se traduce en una mayor renovación de las aguas en los charcos intermareales que podrían estar diluyendo y dispersando estos contaminantes, mejorando las condiciones para la alimentación (Fueyo 2008; Sangil *et al.* 2011; Lozano *et al.* 2016; Lozano-Bilbao *et al.* 2021).

En líneas generales, el presente estudio subraya que los charcos intermareales rocosos de la isla de Tenerife pueden actuar como un área de refugio para los estadios juveniles de especies de interés pesquero (Días *et al.* 2016). Además, los resultados obtenidos resaltan la importancia de considerar factores más allá de la ubicación geográfica, como la contaminación, la influencia humana y las actividades pesqueras, al estudiar la distribución de las poblaciones de organismos intermareales en un área determinada (Alfonso *et al.* 2015; Boza 2015; Lozano *et al.* 2016; Przeor 2016; Cuende *et al.* 2018; Forner *et al.* 2018, García *et al.* 2022). Por ello, y con el objetivo de mejorar nuestra comprensión y capacidad de conservación de los charcos, no solo en esta isla sino en el resto del archipiélago, proponemos que en futuros muestreos se realice una caracterización más profunda del hábitat y que incluya datos del fitobentos, afluencia turística, contaminación y esfuerzo pesquero, entre otros. Si bien muchas zonas de la isla no han sido caracterizadas, este estudio pretende servir como línea base para conocer y analizar la evolución futura de estos valiosos ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

A José Carlos Hernández y su equipo de investigación por brindar todo el apoyo logístico en campo para el desarrollo de la presente investigación. En especial a Iván Cano Pérez por la revisión cuidadosa que ha realizado de este texto y sus valiosas sugerencias en momentos de duda. Agradecemos también a Cristina Iniesta Nieto y a Darío de la Calle Martínez su contribución en el trabajo de campo para la recogida de datos.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: MGD, AGV, JATG.

Metodología y trabajo de campo: JATG, AGV, MGD.

Análisis de datos: AGV, MGD.

Preparación del escrito original: MGD.

Corrección y edición del escrito definitivo: MGD, AGV, JATG.



REFERENCIAS

- ALFONSO, B., SARABIA, A., SANCIBRIÁN, I., ALFARO, A., ADERN, N., HERNÁNDEZ, J.C. 2015. Efecto de la actividad humana sobre la distribución y estructura poblacional del burgado *Phorcus sauciatius* (Koch, 1845). *Rev. Acad. Canar.* 27: 333-343.
- BAS, C.P., CASTRO, J.J., HERNÁNDEZ-GARCÍA, V., LORENZO, J.M., MORENO, T., PAJUELO, J.G., GONZÁLEZ, A.J.R. 1995. La Pesca en Canarias y áreas de influencia. Cabildo Insular de Gran Canaria. 331 pp.
- BOE (*Boletín Oficial del Estado*) 2009. Publicación del listado de denominaciones comerciales de especies pesqueras y de acuicultura admitidas en España. *Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Gobierno de España.* 80: 31694-31715.
- BORGES, S.M., ASPIROZ, C., HERNÁNDEZ-MINGORANCE, S., JARAMILLO-DELGADO, M., MARRERO, M. A., ORTIZ-LÓPEZ, M. 2018. Estudio de dos rasas intermareales al norte de Tenerife como zona de criadero de juveniles de *Epinephelus marginatus* (LOWE, 1834). *Scientia Insularum Islands Science*, 1(1): 141-148.
- BOZA, C.V. 2016. Pesca artesanal de la isla de Tenerife (Canarias): Análisis de la Primera Venta de los productos pesqueros y su influencia en el registro de datos biológicos [trabajo de fin de máster]. Universidad de Alicante. 85 pp.
- CLARKE, K.R., WARWICK, R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth.
- COTA-ORTEGA, L.E., BARJAU-GONZALEZ, E., LÓPEZ-VIVAS, J.M., ARMENTA-QUINTANA, J.A., AGUILAR-PARRA, J., AISPURÓ-FELIX, E.E., PIÑERA, A.K.R. 2022. Determination of the Fish Community Structure of an Intertidal Rocky Zone of the Pacific Coast of Baja California Sur. *Open J. Mar. Sci.* 12(1): 1-18.
- CUENDE, E., GONZÁLEZ-DELGADO, S., GARCÍA, M.L., PICH, C., RODRÍGUEZ, M. 2018. Efecto del impacto antrópico sobre la distribución de *Stramonita haemastoma* (Linnaeus 1766) (Gastropoda: Muricidae) en la costa norte de Tenerife. *Scientia Insularum Islands Science.* 1(1): 13-22.
- DAVIS, T., HARASTI, D., SMITH, S.D.A. 2014. Compensating for length biases in underwater visual census of fishes using stereo video measurements. *Mar. Freshw. Res.* 66(3): 286-291.
- DAVIS, T., LARKIN, M. F., HARASTI, D. 2018. Application of non-destructive methods for assessing rock pool fish assemblages on Lord Howe Island, Australia. *Reg. Stud.* 24: 251-259.
- DÍAS, M., ROMA, J., FONSECA, C., PINTO, M., CABRAL, H.N., SILVA, A., VINAGRE, C. 2016. Intertidal pools as alternative nursery habitats for coastal fishes. *Mar. Biol. Res.* 12(4): 331-344.
- DORMAN, S.R., HARVEY, E.S., NEWMAN, S.J. 2012. Bait Effects in Sampling Coral Reef Fish Assemblages with Stereo-BRUVs. *PLoS ONE* 7(7): e41538.
- FORNER, A., BAS-SILVESTRE, M., HERNÁNDEZ, A.M., ÁLVAREZ-CANALI, D., COLLAZO, N. 2018. Estudio de las poblaciones de las especies de cangrejo utilizadas como carnada en las islas Canarias: Situación actual, influencia del marisqueo y tipo de hábitat. *Scientia Insularum Islands Science.* 1(1): 23-36.
- FUEYO, L.S. 2008. Redes tróficas y flujos de energía en comunidades de pozas de marea de Mar del Plata [tesis de licenciatura en Ciencias Biológicas]. Universidad Nacional de Luján. 95 pp.



- GRIFFIN, R.A., ROBINSON, G.J., WEST, A., GLOYNE-PHILLIPS, I.T., UNSWORTH, R.K. 2016. Assessing fish and motile fauna around offshore windfarms using stereo baited video. *PLoS One*. 11(3): e0149701.
- GRIFFITHS, S.P. 2003. Rockpool ichthyofaunas of temperate Australia: Species composition, residency and biogeographic patterns. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 58(1): 173-186.
- GONZÁLEZ-ARAGÓN, D. 2018. Comunidad de invertebrados epifaunales de charcos intermareales: Aproximación al desarrollo de indicadores de presión antrópica [trabajo de fin de máster]. Universidad de La Laguna. 37 pp.
- GONZÁLEZ, J.A. (editor) 2008. Memoria científico-técnica final sobre el Estado de los Recursos Pesqueros de Canarias (REPESCAN). Instituto Canario de Ciencias Marinas, Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información, Gobierno de Canarias. Telde (Las Palmas): 210 pp.
- GARCÍA, L.M., RANCEL-RODRÍGUEZ, N.M., SANGIL, C., REYES, J., BENITO, B., ORELLANA, S., SAN-SÓN, M. 2022. Environmental and human factors drive the subtropical marine forests of *Gongolaria abies-marina* to extinction. *Mar. Environ. Res.* 181(105759).
- HARASTI, D., GALLEN, C., MALCOLM, H., TEGART, P., HUGHES, B. 2014. Where are the little ones: Distribution and abundance of the threatened serranid *Epinephelus daemeli* (Günther, 1876) in intertidal habitats in New South Wales, Australia. *J. Appl. Ichthyol.* 30(5): 1007-1015.
- HARASTI, D., MCLUCKIE, C., GALLEN, C., HAMISH, M., MOLTSCHANIWSKYJ, N. 2018. Assessment of rock pool fish assemblages along a latitudinal gradient. *Mar. Biodiv.* 48, 1147-1158.
- HARVEY, E. S., CAPPO, M., BUTLER, J.J. 2007. Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.*, 350, 245-254.
- HOLMES, T.H., WILSON, S.K., TRAVERS, M.J., LANGLOIS, T.J., EVANS, R.D., MOORE, G.I., DOUGLAS, R.A., SHEDRAWI, G., HARVEY, E.S., HICKEY, K. 2013. A comparison of visual-and stereo-video based fish community assessment methods in tropical and temperate marine waters of Western Australia. *Limnol. Oceanogr. Methods.* 11(7): 337-350.
- IDE Canarias. Visor GRAFCAN. Cartográfica de Canarias, S.A. Recuperado de <https://visor.grafcan.es/visorweb/> en 20 marzo de 2023.
- LANGLOIS, T., WILLIAMS, J., MONK, J., BOUCHET, P., CURREY, L., GOETZE, J., HARASTI, D., HUVENEERS, C., IERODIACONOU, D., MALCOLM, H., WHITSMARSH, S. 2018. Marine Sampling Field Manual for Pelagic Stereo BRUVS (Baited Remote Underwater Videos). In Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters, Przeslawski, R., Foster. S. (Eds). *National Environmental Science Programme (NESP)*. pp. 82-104.
- LOZANO, E., ALCÁZAR, J., BARDERA, G., SÁNCHEZ, A., MARÍ, S. M., ALDUÁN, M. 2016. Bioindicadores de contaminación en relación a un emisario submarino en Punta del Hidalgo (Tenerife, Islas Canarias). *Rev. Acad. Canar. Cienc.* 28(1): 133-142.
- LOZANO-BILBAO, E., HERRANZ, I., GONZÁLEZ-LORENZO, G., LOZANO, G., HARDISSON, A., RUBIO, C., GONZÁLEZ-WELLER, D., PAZ, S., GUTIÉRREZ, Á. J. 2021. Limpets as bioindicators of element pollution in the coasts of Tenerife (Canary Islands). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28: 42999-43006.
- MCKINLEY, A., JOHNSTON, E. 2010. Impacts of contaminant sources on marine fish abundance and species richness: A review and meta-analysis of evidence from the field. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* 420:175-191.



- MOLINA-BESÓ, A.M. 2018. Influencia de la jerarquización en la agresividad de juveniles de *Diplodus sargus cadenati* de la Paz, Bauchot y Daget, 1974. *Anl. univ. etol.* 2: 92-97.
- MURPHY, HM., JENKINS, GP. 2010. Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: A review. *Marine and Freshwater Research.* 61: 236-252
- NOGUERA, R., RIERA, R. 2010. Dinámica espacio-temporal de las comunidades ícticas en la franja costera de arrecife (Lanzarote, Islas Canarias). *Rev. Acad. Canar. Cienc.* 22(3): 111-120.
- PRZEOR, M. 2016. Estudio geomorfológico del Malpaís de la Rasca [Trabajo de Fin de Grado]. Universidad de La Laguna. 42 pp.
- RAMÍREZ, R., TUYA, F., HAROUN, R.J. 2008. El Intermareal Canario. Poblaciones de lapas, burgados y cañadillas. *BIOGES.* 56.
- RIERA, R., DELGADO, J. D. 2019. Canary Islands. En: Sheppard, C., editor. *World Seas: an Environmental Evaluation (Second Edition)*. Academic Press 1: pp. 483–500.
- SANGIL, C., SANSÓN M., AFONSO-CARRILLO J. 2011. Spatial variation patterns of subtidal seaweed assemblages along a subtropical oceanic archipelago: Thermal gradient vs herbivore pressure. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 94(4): 322-333.
- SHANNON, C.E. 1949. The mathematical theory of communication. In: *The mathematical theory of communication* (Eds.: C.E. Shannon and W. Weaver). *University of Illinois Press, Urbana, IL.* 29-125.
- THOLAN, B., CARLSON, P., TORTOLERO-LANGARICA, J.J., KETCHUM, J.T., TREJO-Ramírez, A., ACEVES- BUENO, E., CASELLE, J.E. 2020. The biodiversity of fishes at the Islas Marias Biosphere Reserve, Mexico, as determined by baited remote underwater video. *Cienc. Mar.* 46(4): 227-252.
- THOMPSON, R.C., CROWE, T.P., HAWKINS, S.J. 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environ. Conserv.* 29(2): 168-191.
- TROBBIANI, G., De WYSIECKI, A.M., BOVCON, N., IRIGOYEN, A.J. 2021. Using BRUVS to describe the fish assemblage and its seasonality in two shallow marine inlets within protected areas of Patagonia, Argentina. *Ecol. Austral.* 31(1): 170-181.
- TUYA, F., REUSS, G.M., MARTÍN, J.A., LUQUE, A. 2004. Visual assessment of the coastal fish assemblages from the area of the proposed Gando-Arinaga Marine Reserve (Gran Canaria, Canary Islands). *Cienc. Mar.* 30(1): 259–278.
- VIEIRA, R., PINTO, I. S., ARENAS, F. 2016. The role of nutrient enrichment in the invasion process in intertidal rock pools. *Hydrobiologia.* 797: 183-198.
- WALSH A.T., BARRETT, N., HILL, N. 2017. Efficacy of baited remote underwater video systems and bait type in the cool-temperature zone for monitoring ‘no-take’ marine reserves. *Mar. Freshw. Res.* 68(3):568-580.
- WHITE, G.E., HOSE, W.C., BROWN, C. 2014. Influence of rock-pool characteristics on the distribution and abundance of inter-tidal fishes. *Mar. Ecol.*, 36(4):1332-1344.
- WHITMARSH, S.K., FAIRWEATHER, P.G. & HUVENEERS, C. 2017. What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Rev Fish Biol Fisheries.* 27: 53–73.
- WRAITH, J., LYNCH, T., MINCHINTON, T.E., BROAD, A., DAVIS, A.R. 2013. Bait type affects fish assemblages and feeding guilds observed at baited remote underwater video stations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 477:189-199.



SÍNTESIS / SYNTHESIS

USO DE LOS SISTEMAS DE VÍDEO ESTEREOSCÓPICO SUBMARINO REMOTO PELÁGICOS (STEREO-BRUV) PARA EL ESTUDIO DE LAS TORTUGAS MARINAS EN AGUAS ATLÁNTICAS

Claudia Hurtado-Pampín*, Raquel de la Cruz-Modino**
& José Carlos Hernández*

RESUMEN

La zona oceánica pelágica es uno de los ecosistemas más extensos del planeta. Para estudiar y promover medidas de conservación de la biodiversidad de dichos ecosistemas se necesita conocer la distribución de las especies, el uso del hábitat, el grado de conectividad y el estado en el que se encuentran las poblaciones. Realizar dichos seguimientos para especies pelágicas y migratorias es complicado debido a que su distribución no es homogénea y pueden presentar una distribución amplia en diferentes hábitats, como es el caso de las tortugas marinas. En los últimos años, los sistemas remotos de vídeo «Baited Remote Underwater Stereo-Video» (BRUV) se han convertido en una herramienta popular para evaluar de manera no intrusiva. Esta novedosa técnica nos puede facilitar información muy importante sobre los ecosistemas pelágicos. Y, en concreto, para el estudio y la conservación de las tortugas marinas, al proporcionar conocimientos estratégicos sobre áreas que no han sido estudiadas en detalle, como pueden ser las zonas de alimentación y los corredores de migración en zonas pelágicas-costeras.

Palabras clave: BRUV, conservación, sistemas pelágicos, tortugas marinas, gestión, monitoreo.

USE OF PELAGIC BAITED REMOTE UNDERWATER STEREO-VIDEO (STEREO-BRUVS) SYSTEMS FOR THE STUDY OF SEA TURTLES IN THE ATLANTIC WATERS

ABSTRACT

The pelagic oceanic zone is one of the largest ecosystems on the planet, which is exposed to different anthropogenic pressures. In order to study and promote biodiversity conservation measures on these ecosystems, it is necessary to know the distribution of the species, the use of the habitat, the degree of connectivity and the status of populations. Carrying out such monitoring for pelagic and migratory species is complicated due to the fact that their distribution is not homogeneous and they can be widely distributed in different habitats, as is the case of sea turtles. In recent years, Baited Remote Underwater Stereo-Video (BRUVS) have become a popular tool to assess in a non-intrusive way. This innovative technique can provide us with important new information, in particular for the conservation of sea turtle populations by providing strategic knowledge about areas that have not been thoroughly studied, such as feeding areas and migration corridors in pelagic-coastal zones.

Keywords: BRUVS, conservation, pelagic systems, sea turtles, management, monitoring.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05.07>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 5; febrero 2024, pp. 117-131; ISSN: e-2659-6644



INTRODUCCIÓN

La gestión eficaz del medio marino y sus recursos naturales requiere una comprensión de la ecología de las especies y de su evolución a lo largo del tiempo, por lo que es esencial la investigación y el seguimiento continuo. En la actualidad, la videografía submarina se ha convertido en un elemento básico de los estudios de observación en entornos tropicales y templados (Mallet and Pelletier, 2014; Bouchet *et al.*, 2018). En concreto, desde principios de la década de 2000, los sistemas remotos de vídeo submarino con carnada (Baited Remote Underwater stereo-Video systems, BRUV) se han convertido en una herramienta popular para recopilar datos en una amplia variedad de profundidades y hábitats (Harvey *et al.*, 2013; Espinoza *et al.*, 2014; Harvey *et al.*, 2021) (fig. 1). El uso de estas cámaras representa una metodología estandarizada, no invasiva ni intrusiva, utilizada para monitorear la diversidad, riqueza, biomasas y abundancias relativas de depredadores marinos *in situ* (Cappo *et al.*, 2003; Langlois *et al.*, 2012; Mallet and Pelletier, 2014; Cambra *et al.*, 2021; Harvey *et al.*, 2021). Detectar cambios en estos parámetros a lo largo del tiempo es clave para evaluar la funcionalidad de los ecosistemas integrando los efectos de perturbaciones naturales y antropogénicas (Maureaud *et al.*, 2017). Por ello esta nueva metodología es muy eficiente, ya que es fácil de repetir, fiable y útil para recolectar una gran cantidad de datos en un periodo corto de tiempo.

Los estudios pioneros utilizaron BRUV bentónicos en zonas poco profundas cercanas a la costa (fig. 2). Sin embargo, un creciente compromiso internacional para ampliar la cobertura mundial de áreas marinas protegidas (AMP) en los últimos años (Pala, 2013) ha motivado la adaptación de los BRUV bentónicos a los hábitats pelágicos en mar abierto, lejos de costa (Santana-Garçon *et al.*, 2014a; Bouchet and Meeuwing, 2015; Bouchet *et al.*, 2018) (fig. 2). La zona pelágica incluye las aguas de la plataforma continental y de mar abierto, por lo cual se considera como el ecosistema más extenso del planeta, lo que genera una necesidad de ampliar los estudios en estas zonas (Angell, 1993).

Se ha comprobado que las AMP bien implementadas son una herramienta efectiva para prevenir la sobrepesca y conservar la biodiversidad (Bond *et al.*, 2012; Speed *et al.*, 2018). Sin embargo, su efectividad para conservar especies pelágicas migratorias que se mueven fuera de los límites del área protegida es limitada (Espinoza *et al.*, 2014; Speed *et al.*, 2016) debido a que dichas especies no están distribuidas de forma homogénea en el ecosistema (Rizzari *et al.*, 2014). Mientras algunas especies presentan una mayor ocurrencia o abundancia en ciertos sitios o hábitats (Bond *et al.*, 2012), otras presentan una distribución más amplia en una elevada variedad de hábitats distintos (Espinoza *et al.*, 2014). Por ello, para lograr un manejo efectivo que incluya la protección de estas especies, se necesitan datos que permitan

* Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología, Universidad de La Laguna, 38280, San Cristóbal de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain.

** Instituto Universitario de Investigación Social y Turismo, Universidad de La Laguna, 38200, San Cristóbal de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain.

Autora para la correspondencia: Claudia Hurtado-Pampín churtado@ull.edu.es.

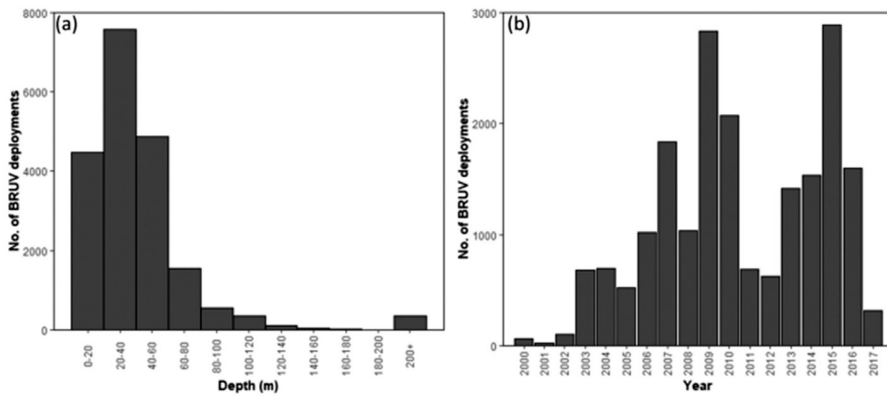


Figura 1. Número de BRUV utilizados a) según la profundidad y b) en los últimos años. Fuente: Harvey *et al.*, 2021.

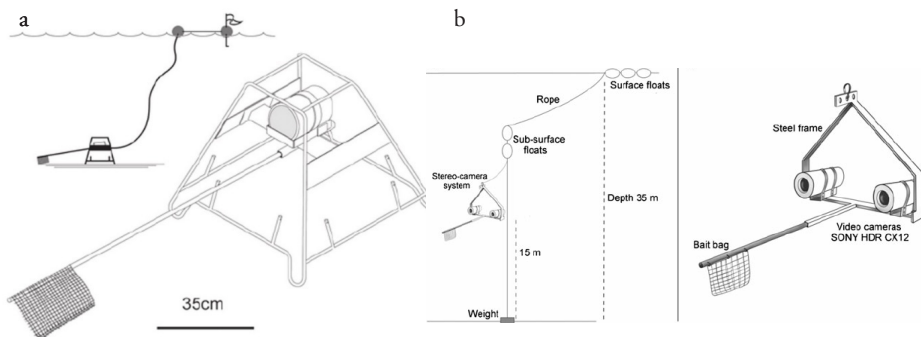


Figura 2. Esquema BRUV utilizados: a) bentónico y b) pelágico Fuente: Stowar *et al.*, 2008; Santana-Garçon *et al.*, 2014b.

conocer su distribución, uso del hábitat, el grado de conectividad entre AMP y el estado en el que se encuentran sus poblaciones a lo largo del tiempo (Prato *et al.*, 2013; Espinoza *et al.*, 2014).

Varios grupos de investigación y organizaciones han desarrollado diversos diseños de BRUV pelágicos, la mayoría de los cuales constan de una o dos cámaras estereoscópicas con una carcasa subacuática adecuada, una base donde se montan las cámaras, un sistema de suspensión (pesos, cuerda y boyas) y un atrayente, generalmente olfativo, en forma de cebo (Harvey *et al.*, 2013; Bouchet *et al.*, 2018; Harvey *et al.*, 2021). El uso de uno o más atrayentes aumenta sustancialmente la probabilidad de que los animales cercanos entren en el campo de visión de las cámaras (Rees *et al.*, 2015). Este sistema se diferencia del uso directo de carnada por el hecho de que no se alimenta a los animales, no existe un condicionamiento provocado por la relación entre la comida y la presencia de las estructuras, ni probabilidad de que relacionen la comida con personas (Birt *et al.*, 2012) (fig. 2).



El uso de este tipo de cámaras tiene una serie de ventajas para el monitoreo de especies, que hacen que sea una de las metodologías más interesantes actualmente:

- No producen impactos ecológicos, ya que tienen poco impacto directo en la fauna y los ecosistemas, salvo por el uso de carnada.
- Eficiencia y fiabilidad en su uso, su funcionamiento es sencillo y relativamente rápido. Genera observaciones con alta fiabilidad ya que no se depende de la experiencia de uno o más observadores como es el caso de los censos visuales *in situ*. Además, se requiere de menos personal para realizar el trabajo de campo.
- Superan algunas de las limitaciones de otras metodologías como la profundidad, el tiempo y la interacción en el comportamiento de los individuos por la presencia del observador o barco (Espinoza *et al.*, 2014).
- Gracias a las facilidades tecnológicas, es factible el despliegue de múltiples estaciones al mismo tiempo, aumentando así el alcance geográfico y la resolución espacial de los datos de biodiversidad (Mallet and Pelletier, 2014).
- Se pueden obtener datos de comportamiento de animales en libertad que no se podrían obtener fuera de laboratorios (Santana-Garcon *et al.*, 2014b; Ryan *et al.*, 2018).
- Permiten registrar la abundancia y el comportamiento de una amplia variedad de especies, proporcionando una visión integral de la biodiversidad local (Barord *et al.*, 2014).
- Mediante el uso de dos cámaras por estación con previa calibración, se pueden medir tallas, lo cual permite hacer estimaciones de biomasa.
- Aportan un registro permanente de imágenes y videos de alta definición para divulgación y educación.
- El uso de carnada incrementa la abundancia de especies depredadoras en el área de monitoreo sin causar impactos negativos en el ecosistema. Esto se debe a que no hay un condicionamiento asociado a la relación entre la comida y la presencia de estructuras o personas, ya que estas se distribuyen en puntos diversos, eliminando la probabilidad de que las especies depredadoras asocien la comida a un punto en concreto (Cappo *et al.*, 2003; Taylor *et al.*, 2013; Espinoza *et al.*, 2014; Andradi-Brown *et al.*, 2016).
- La pluma de olor generada por estaciones con cámaras remotas es mucho menor que la generada por líneas de pesca, por lo que se reduce el potencial de que se solapen los conteos de individuos entre estaciones cercanas. Asegurando réplicas independientes siempre que se respeten las distancias necesarias entre las cámaras (Spaet *et al.*, 2016).

Pero a su vez también tienen una serie de limitaciones que hay que tener en cuenta a la hora de trabajar con ellos:

- La calidad de las imágenes se puede ver afectada por la turbidez y la baja visibilidad de las aguas (Cappo *et al.*, 2004; Espinoza *et al.*, 2014; Bouchet *et al.*, 2018).
- La correcta identificación de las especies puede resultar difícil en el caso de especies e individuos de pequeño tamaño, difíciles de visualizar o morfológicamente similares (Bouchet *et al.*, 2018).



- La dispersión de la carnada es un proceso complejo y dinámico que puede fluctuar espaciotemporalmente, es difícil determinar la velocidad a la que la carnada se degrada y se libera en la columna de agua. Por lo que cuantificar el tamaño del área efectiva muestreada sigue siendo complicado (Santana-Garçon *et al.*, 2014c; Bouchet and Meeuwing, 2015; Andradi-Brown *et al.*, 2016; Whitmarsh *et al.*, 2017; Bouchet *et al.*, 2018).
- Puede existir competencia intraespecífica debido a la dominancia de grandes depredadores cerca de las cámaras (Hardinge *et al.*, 2013; Bouchet *et al.*, 2018) 200. g, 1000. g or 2000. g of crushed pilchards..
- Muchas especies pueden no tener respuesta a las señales olfativas, por lo que rara vez se han cuantificado y puede que se sobrestimen (Espinoza *et al.*, 2014; Bouchet *et al.*, 2018).
- Las probabilidades de detección/atracción pueden variar según la hora del día, el hábitat y las comunidades de estudio (Bouchet *et al.*, 2018). Siempre se suelen usar por el día en horas de buena luz para tener una mejor grabación. Si se utilizaran por la noche se debería poner una luz y esto podría alterar el comportamiento del animal e incluso estos podrían no acercarse. Muchas especies muestran cambios diurnos de comportamiento, por lo que muchas veces no se observa el principal comportamiento y estimación de individuos debido a que son de hábitats nocturnos, esto puede hacer que se subestime a las especies que son más activas por la noche (Birt *et al.*, 2012; Espinoza *et al.*, 2014).
- Los recuentos de fauna silvestre reflejan medidas de abundancia relativa más que absoluta y pueden estar sesgados, por ejemplo, por la saturación de las pantallas (Bouchet *et al.*, 2018).
- Para obtener mediciones cuantitativas los individuos deben observarse simultáneamente en el campo de visión de las dos cámaras estereoscópicas. Además, para garantizar la precisión y exactitud de las mediciones, los peces deben encontrarse a una distancia y orientación predefinidas respecto al sistema de cámaras (Harvey *et al.*, 2010).

En resumen, el sistema BRUV tiene sesgos debido al uso de carnada, el comportamiento de los animales y una eficacia reducida en condiciones de poca luz o turbidez (Udyawer *et al.*, 2014). Estas limitaciones se reducen a medida que se incrementa el tiempo de monitoreo. El estudio de Cambra *et al.*, (2021) muestra que se necesitan un mínimo de 90 minutos de grabación para registrar una muestra representativa de depredadores de alto nivel trófico, como por ejemplo los elasmobranchios (Cambra *et al.*, 2021). Asimismo, la literatura sugiere que las ventajas de este tipo de metodología superan los sesgos y limitaciones asociadas (Barord *et al.*, 2014; Whitmarsh *et al.*, 2017). Cabe destacar que otros muestreos de captura-recaptura también tienen limitaciones, además de tener un impacto mayor en las especies y los ecosistemas. Además, la detectabilidad varía según la especie en todos los métodos de observación, por lo que la combinación de diferentes técnicas puede ser más apropiada para definir completamente la riqueza y abundancia de una especie en un lugar determinado (Espinoza *et al.*, 2014).



La característica más beneficiosa y exitosa de este tipo de metodología ha sido la capacidad de proporcionar mediciones de longitud exactas y precisas de los individuos observados (Harvey and Shortis, 1995; Harvey *et al.*, 2001), una característica esencial para comprender la biología y la ecología de la mayoría de las poblaciones (Nash *et al.*, 2016). Por ejemplo, los datos de talla son útiles para estimar la fase del ciclo de vida y madurez de los individuos, lo que da una idea de la estructura de la población de la especie en la zona. Así mismo, las estimas de biomasa son fundamentales para la gestión de la pesca.

Por lo tanto, este tipo de muestreo es útil para evaluar patrones de actividad (Bond *et al.*, 2012), comportamiento (Watson and Harvey, 2007), las respuestas de las especies a las áreas protegidas, presiones antropogénicas y zonas de pesca (Goetze *et al.*, 2011; Goetze and Fullwood, 2013). Principalmente estos BRUV pelágicos están siendo una importante técnica para el estudio de tiburones (MacNeil *et al.*, 2020), pero recientemente ya se están utilizando para documentar el comportamiento de las tortugas marinas (Letessier *et al.*, 2015). A su vez, proporcionan información útil sobre la composición y complejidad de los hábitats, lo que facilita la evaluación de las asociaciones de hábitat-especie y una mejor comprensión de la facilitación del hábitat (Harvey *et al.*, 2013).

Por todo lo anterior, el uso de esta metodología suele ir ligado a estudios de la protección de la biodiversidad, estructura y función de los ecosistemas. Facilitando la identificación y reporte de especies específicas sin intervenir demasiado en las áreas de estudio.

METODOLOGÍA

MONTAJE DE LOS SISTEMAS BRUV

Estos sistemas están compuestos por un armazón, una barra de más de 1-1,5 m de longitud donde se coloca una malla o un tubo de PVC para contener la carnada, un sistema de flotación y las cámaras con carcasas preparadas para bajar grandes profundidades (máxima profundidad 200 m). Como carnada se suele utilizar cualquier tipo de pescado fresco, pero es importante que siempre se utilice el mismo durante el muestreo. Lo ideal es utilizar entre 1-2 kg de sardina. A su vez, es importante que todos los BRUV sean iguales en tamaño, altura y disposición, y que consten de pesos para mantenerlos estables (Cappo *et al.*, 2003).

Se puede utilizar cualquier tipo de cámara, pero las más utilizadas suelen ser las de la marca GoPro HERO 10 Black Edition (GoPro, Inc). Es importante que estén en un modo de alta definición con un mínimo de 1080p y 25-60 frames por segundo, ya que a mayor definición mejor será la identificación de especies. Cuando se utilizan en modo estereoscópico, es importante que las dos cámaras se monten en un ángulo de 7-8 grados a cada lado de la barra de carnada, bien fijadas para que no se puedan mover (Harvey *et al.*, 2021).



Entre cada lanzamiento al agua de un sistema BRUV, se debe establecer una distancia de unos 200 m. Esta distancia nos asegura que no existirán los efectos del ruido del barco y minimizará los desplazamientos de individuos entre réplicas. La profundidad a la que se lanzan los sistemas varía dependiendo del tipo de estudio y de la orografía de la zona (Harvey *et al.*, 2021). Teniendo todo esto en cuenta se debe elegir un diseño de muestreo estadísticamente sólido que permita una cobertura espaciotemporal y un número de réplicas adecuado para nuestro objetivo de estudio.

ANÁLISIS DE LOS DATOS OBTENIDOS

Como hemos dicho anteriormente, la metodología implementada permite extraer datos de abundancia relativa de las distintas especies en diferentes lugares de muestreo durante un tiempo establecido. Esto se utiliza mediante MaxN, el máximo número de individuos de una misma especie que aparecen juntos en una misma toma («frame»). Esta es una medida conservadora para calcular la abundancia relativa en el análisis de vídeos, ya que evita contar los mismos individuos que puedan aparecer en distintas tomas de la grabación (Cappo *et al.*, 2003).

Por otro lado, para obtener datos de biomasa de un grupo funcional se necesita registrar la abundancia y talla de los individuos del grupo de interés. Por ello se utilizan dos cámaras por estación (sistema estéreo) para poder medir tallas. Para ello, dichos videos se analizan mediante el *software* EventMeasure, SeaGIS© (www.seagis.com.au), u otros *softwares* creados para el mismo fin, como por ejemplo Benthobox (benthobox.com), que permitan extraer datos de abundancia relativa de forma más eficiente, así como calcular otro tipo de métricas importantes. Por ello, las cámaras siempre deben tener una calibración previa e ir instaladas en carcasas que impidan el movimiento de la posición de calibración (Harvey *et al.*, 2001; Harvey *et al.*, 2021). Dependiendo de los objetivos del estudio a realizar, y teniendo en consideración de los recursos disponible, el tipo de hábitat y la influencia de presencia o ausencia de especies, el diseño de muestreo y *software* pueden variar.

UTILIZACIÓN DEL SISTEMA BRUV PARA EL ESTUDIO ESPECÍFICO DE LAS TORTUGAS MARINAS

Identificar el comportamiento en el mar de la megafauna altamente migratoria es un aspecto crítico en la mitigación de los impactos antropogénicos que sufren (Cooke *et al.*, 2004). Esto es especialmente cierto en el caso de las especies de tortugas marinas que utilizan tanto el medio pelágico como el bentónico, por lo que tienen muchas posibilidades de interactuar con diferentes factores antrópicos. Sin embargo, una vez que abandonan las áreas costeras, es un desafío lograr muestrearlas correctamente (Lewison *et al.*, 2004; Wallace *et al.*, 2009; Warden *et al.*, 2015).

Las interacciones entre individuos nos dan información sobre el valor de los recursos, la sociabilidad, el desarrollo y la evolución de los ecosistemas y especies. Recoger información de estas interacciones en el medio natural es complicado, en



particular para grandes migradores como las tortugas marinas (Hays *et al.*, 2016; Castebiano-Martínez *et al.*, 2019; Phenix *et al.*, 2019). Esto limita nuestra comprensión del funcionamiento de los ecosistemas.

En relación con las interacciones con humanos, son cada vez más frecuentes en las aguas de Tenerife, así como en otros lugares del Atlántico. Existen interacciones frecuentes entre las artes de pesca y las tortugas marinas (Wallace *et al.*, 2009; Murray, 2011; Smolowitz *et al.*, 2015). Se ha intentado reducir estas interacciones mediante suposiciones de dónde y cómo se producía dicho suceso (Smolowitz *et al.*, 2012), pero esto no consigue reducir las interacciones y capturas accidentales (Epperly, 2003), para ello es necesario investigar el comportamiento *in situ* de estas tortugas.

En cuanto a otras metodologías de muestreo, en las últimas décadas los transmisores electrónicos y registradores de datos han transformado el conocimiento de la ecología del comportamiento de las tortugas marinas y otros taxones marinos (Smolowitz *et al.*, 2015; Hay *et al.*, 2016). Las tortugas marinas son uno de los grupos más rastreados, con un total de 7000 individuos en los últimos 25 años (Hays and Hawkes, 2018; Schofield *et al.*, 2022). Existen diferentes metodologías para la observación del comportamiento de estos animales. Las más utilizadas en la actualidad han sido los censos aéreos, utilizados en diferentes partes del mundo para evaluar diferentes componentes del ciclo vital de las tortugas marinas (Richard and Hughes, 1972; Epperly *et al.*, 1995; Coles and Musick, 2000; Cardona *et al.*, 2005; Roos *et al.*, 2005). Se trata de estudios que causan un bajo impacto y son eficaces para identificar y cuantificar individuos, sobre todo en lugares de nidificación y agregaciones en el mar (Richard and Hughes, 1972). Sin embargo, se trata de una metodología limitada, ya que depende de la claridad del agua y no se puede obtener información detallada del animal y su comportamiento (Smolowitz *et al.*, 2015). Otro tipo de metodología utilizada han sido los censos desde barco, más útiles para una mejor observación del individuo y su comportamiento, pero existe el efecto de la presencia de la embarcación en el medio, que puede alterar el comportamiento del individuo. Además, igual que en el otro muestreo aéreo, se debe tener en cuenta que solo una parte limitada del comportamiento de las tortugas marinas ocurre en la superficie (Patel, 2013). Por otro lado, los censos mediante buceo y *snorkel* pueden proporcionar alguna observación más detallada del comportamiento de estos animales en su medio natural (Roos *et al.*, 2005; Schofield *et al.*, 2006), pero se pueden ver limitados, ya que dependen del observador (Eckert *et al.*, 1989) y la presencia de este puede alterar el comportamiento del animal (Schofield *et al.*, 2006).

Estos estudios de seguimiento han demostrado algunas características importantes de las especies como la plasticidad fenotípica en los patrones de movimiento relacionados con la búsqueda de áreas de alimentación y reproducción (Hatase *et al.*, 2007; Dujon *et al.*, 2018), las extensas rutas transoceánicas de las tortugas bobas (Luschi *et al.*, 2003), la capacidad de las tortugas marinas para optimizar rutas migratorias (Hays *et al.*, 2014a), y los intervalos de reproducción diferenciales de machos y hembras (Hays *et al.*, 2014b). Por lo que existe información sobre las interacciones durante los periodos de reproducción entre los diferentes individuos (Schofield *et al.*, 2022). Sin embargo, durante la etapa de forrajeo, que abarca la mayor parte de su ciclo de vida, sigue existiendo información limitada. Así como sobre las interaccio-





Figura 3. Tortuga boba (*Caretta caretta*) capturada por un BRUV en la isla de Fuerteventura (archipiélago canario). Fuente: imagen propia obtenida en una campaña de investigación bajo el proyecto REMA-Canarias «Recursos Marinos Pesqueros de las islas Canarias: punto de referencia histórico y estado actual»

nes sociales (Smolowitz *et al.*, 2015). Además, muchas veces estos estudios con transmisores se ven limitados debido al coste que tienen y la corta vida de los dispositivos en relación con los largos recorridos de las tortugas marinas (Sequeira *et al.*, 2019).

Actualmente, gracias a los recientes estudios que utilizan tecnologías basadas en imágenes mediante sistemas BRUV, se ha demostrado la complejidad de las interacciones intra- e interespecíficas en los ecosistemas (Thomsom *et al.*, 2011; Kotera and Phillott, 2020). Pese a que los BRUV no están siendo utilizados principalmente para el monitoreo de las tortugas marinas, diferentes estudios han demostrado que tienen la capacidad de documentar su presencia (Garzon *et al.*, 2022) (fig. 3). Esta metodología puede apoyar la conservación de las poblaciones de tortugas marinas al proporcionar conocimientos estratégicos sobre las áreas de alimentación y los corredores de migración en zonas pelágicas y costeras. Asimismo, permite realizar mediciones de la longitud recta del caparazón (SCL), obteniendo estimaciones de tamaño *in situ* para evaluar la madurez y la proporción de sexos de las poblaciones en un determinado lugar (Letessire *et al.*, 2015). Además, mediante las imágenes obtenidas se puede realizar un seguimiento a largo plazo de los individuos mediante fotoidentificación, una acción que puede incluso completarse a largo tiempo mediante la ciencia ciudadana. Para finalizar, queremos apuntar que en nuestro caso hemos realizado los primeros muestreos piloto en las islas Canarias y están dando unos resultados sorprendentes. Por lo que sin duda será una metodología muy útil para estimar abundancias, tallas, comportamientos e interacciones con la pesca artesanal (fig. 3).



CONCLUSIÓN

Después de realizar esta revisión bibliográfica sobre el uso de los sistemas de BRUV para el estudio de las tortugas marinas, hemos podido observar que esta es una técnica muy útil de la cual podemos extraer mucha información sobre estos esquivos animales y mejorar con ella su conservación. Gracias a esta novedosa metodología podemos obtener datos de comportamiento que aún no han sido registrados, así como de interacción en el ambiente. Sin embargo, al tratarse de una técnica de reciente aparición, no existen muchos trabajos para el estudio de las tortugas marinas. En general, esta metodología no ha sido aún implementada en zonas del Atlántico Este, por lo que se sabe muy poco al respecto de los resultados que se pueden obtener. Si bien nuestros muestreos pilotos nos hacen ser optimistas.

Por último, se trata de una técnica cada vez más utilizada globalmente para el monitoreo de especies pelágicas y depredadores tope, permitiendo comparaciones a nivel global (Heagney *et al.*, 2007; Bouchet and Meeuwig 2015; Santana-Garcon *et al.*, 2014c) para proporcionar información espacial a gran escala, evaluaciones temporales para la comprensión de la dinámica de la población y los procesos ecológicos globales. Esto puede servir para diseñar enfoques de gestión más eficientes para la protección de hábitats y especies en estado crítico como los elasmobranquios y las tortugas marinas (Monck *et al.*, 2011; MacNeil *et al.*, 2020; Harvey *et al.*, 2021).



REFERENCIAS

- ANGEL, M. V. (1993). Biodiversity of the pelagic ocean. *Conservation biology*, 7(4): 760-772.
- BARORD, G.J., DOOLEY, F., DUNSTAN, A., ILANO, A., KEISTER, K.N., NEUMEISTER, H., PREUSS, T., SCHOEFFER, S. and WARD, P.D. (2014). Comparative population assessments of *Nautilus* sp. in the Philippines, Australia, Fiji, and American Samoa using baited remote underwater video systems. *PLoS One*, 9:4–8.
- BIRT, M. J., HARVEY, E. S., and LANGLOIS, T. J. (2012). Within and between day variability in temperate reef fish assemblages: learned response to baited video. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 416:92-100.
- BOND, M. E., BABCOCK, E. A., PIKITCH, E. K., ABERCROMBIE, D. L., LAMB, N. F., and CHAPMAN, D. D. (2012). Reef sharks exhibit site-fidelity and higher relative abundance in marine reserves on the Mesoamerican Barrier Reef. *PLoS one*, 7(3): e32983.
- BOUCHET, P. J. and MEEUWIG, J. J. (2015). Drifting baited stereo-videography: a novel sampling tool for surveying pelagic wildlife in offshore marine reserves. *Ecosphere*, 6(8): 1-29.
- BOUCHET, P. J., MEEUWIG, J., HUVENEERS, C., LANGLOIS, T., LETESSIER, T., LOWRY, M., REES, M., SANTANA-GARCON, J., SCOTT, M., TAYLOR, M., THOMPSON, C., VIGLIOLA, L., WHITMARSH, S. (2018). Marine sampling field manual for pelagic stereo BRUVS (baited remote underwater videos) in *Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters, Version 1*, eds R. Przeslawski, and S. Foster (Canberra, ACT: NESP Marine Biodiversity Hub), 105–132.
- CAMBRA, M., LARA-LIZARDI, F., PEÑAHERRERA-PALMA, C., HEARN, A., KETCHUM, J. T., ZÁRATE, P., CHACÓ, C., SUÁREZ-MONCADA, J., HERRERA, E., and ESPINOZA, M. (2021). A first assessment of the distribution and abundance of large pelagic species at Cocos Ridge seamounts (Eastern Tropical Pacific) using drifting pelagic baited remote cameras. *PLoS One*, 16(11): e0244343.
- CAPPO M., HARVEY, E.B., MALCOLM, H.C., SPEARE, P. (2003). Potential of Video Techniques To Monitor Diversity, Abundance and Size of Fish in Studies of Marine Protected Areas. *Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know*, 455–464.
- CAPPO, M., SPEARE, P., and DE'ATH, G. (2004). Comparison of baited remote underwater video stations (BRUVS) and prawn (shrimp) trawls for assessments of fish biodiversity in inter-reefal areas of the Great Barrier Reef Marine Park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302(2): 123-152.
- CARDONA, L., REVELLES, M., CARRERAS, C., SAN FÉLIX, M., GAZO, M., and AGUILAR, A. (2005). Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology*, 147: 583-591.
- COLES, W., and MUSICK, J. A. (2000). Satellite sea surface temperature analysis and correlation with sea turtle distribution off North Carolina. *Copeia*, 2000(2): 551-554.
- COOKE, S. J., HINCH, S. G., WIKELSKI, M., ANDREWS, R. D., KUCHEL, L. J., WOLCOTT, T. G., and BUTLER, P. J. (2004). Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in ecology & evolution*, 19(6): 334-343.
- DUJON, A. M., SCHOFIELD, G., LESTER, R. E., PAPAFIGOROS, K., and HAYS, G. C. (2018). Complex movement patterns by foraging loggerhead sea turtles outside the breeding season identified using Argos-linked Fastloc-Global Positioning System. *Marine Ecology*, 39(1): e12489.



- ECKERT, S. A., ECKERT, K. L., PONGANIS, P., and KOOYMAN, G. L. (1989). Diving and foraging behavior of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*). *Canadian journal of zoology*, 67(11): 2834-2840.
- Epperly, S. P. (2003). Fisheries-Related Mortality and Turtle Excluder Devices (TEDs). *The Biology of Sea Turtles, Vol. 2., CRC Press*, 2003: 339-354.
- EPPERLY, S. P., BRAUN, J., and CHESTER, A. J. (1995). Aerial surveys for sea turtles in North Carolina inshore waters. *Fishery Bulletin*, 93(2): 254-261.
- ESPINOZA, M., CAPPO, M., HEUPEL, M. R., TOBIN, A. J., and SIMPFENDORFER, C. A. (2014). Quantifying shark distribution patterns and species-habitat associations: implications of marine park zoning. *PLoS one*, 9(9): e106885.
- GARZON, F., WILLIAMS, C. T., COCHRAN, J. E., TANABE, L. K., ABDULLA, A., BERUMEN, M. L., HABIS, T., MARSHALL, P.A., RODRIGUE, M. and HAWKES, L. A. (2022). A multi-method characterization of Elasmobranch & Cheloniidae communities of the north-eastern Red Sea and Gulf of Aqaba. *Plos one*, 17(9): e0275511.
- GOETZE, J. S. and FULLWOOD, L. A. F. (2013). Fiji's largest marine reserve benefits reef sharks. *Coral Reefs*, 32: 121-125.
- GOETZE, J. S., LANGLOIS, T. J., EGLI, D. P., and HARVEY, E. S. (2011). Evidence of artisanal fishing impacts and depth refuge in assemblages of Fijian reef fish. *Coral Reefs*, 30: 507-517.
- HARVEY, E., and SHORTIS, M. (1995). A system for stereo-video measurement of sub-tidal organisms. *Marine Technology Society Journal*, 29(4): 10-22.
- HARVEY, E., CAPPO, M., KENDRICK, G. A., and MCLEAN, D. L. (2013). Coastal fish assemblages reflect geological and oceanographic gradients within an Australian zootone. *PLoS one*, 8(11): e80955.
- HARVEY, E., FLETCHER, D., SHORTIS, M. (2001). A comparison of the precision and accuracy of estimates of reef-fish lengths determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fish Bull*, 99(1):63-71.
- HARVEY, E., GOETZE, J., McLAREN, B., LANGLOIS, T., and SHORTIS, M. (2010). Influence of range, angle of view, image resolution and image compression on underwater stereo-video measurements: high-definition and broadcast-resolution video cameras compared. *Marine Technology Society Journal*, 44(1): 75-85.
- HARVEY, E. S., MCLEAN, D. L., GOETZE, J. S., SAUNDERS, B. J., LANGLOIS, T. J., MONK, J., BARRET, N., WILSON, S. K., HOLMES, T.H., LERODIACONOU, D., JORDAN, A. R., MEEKAN, M. G., MALCOM, H. A., HEUPEL, M. R., HARASTI, D., HUVENEERS, C., KNOTT, N. A., FAIRCLOUGH, D. V., CURREY-RANDALL, L. M., TRAVERS, M. J., RADFORD, B. T., REES, M. J., SPEED, C. W., WAKEFIELD, C. B., CAPPO, M. and NEWMAN, S. J. (2021). The BRUVs workshop—An Australia-wide synthesis of baited remote underwater video data to answer broad-scale ecological questions about fish, sharks and rays. *Marine Policy*, 127: 104430.
- HATASE, H., O MUTA, K., and TSUKAMOTO, K. (2007). Bottom or midwater: alternative foraging behaviours in adult female loggerhead sea turtles. *Journal of Zoology*, 273(1): 46-55.
- HAYS, G. C. and HAWKES, L. A. (2018). Satellite tracking sea turtles: Opportunities and challenges to address key questions. *Frontiers in Marine Science*, 5: 432.
- HAYS, G. C., CHRISTENSEN, A., FOSSETTE, S., SCHOFIELD, G., TALBOT, J., and MARIANI, P. (2014a). Route optimisation and solving Z ermelo's navigation problem during long distance migration in cross flows. *Ecology letters*, 17(2): 137-143.





- HAYS, G. C., FERREIRA, L. C., SEQUEIRA, A. M., MEEKAN, M. G., DUARTE, C. M., BAILEY, H., BAILLEUL, F., BOWEN, W. D., CALEY, M. J., COSTA, D. P., EGUÍLUZ, V. M., FOSSETTE, S., FRIEDLAENDER, A. S., GALES, N., GLEISS, A. C., GUNN, J., HARCOURT, R., HAZEN, E. L., HEITHAUS, M. R., HEUPEL, M., HOLLAND, K., HORNING, M., JONSEN, I., KOOYMAN, G. L., LOWE, C. G., MADSEN, P. T., MARSH, H., PHILLIPS, R. A., RIGHTON, D., ROBERT-COUDERT, Y., SATO, K., SHAFFER, S. A., SIMPFENDORFER, C. A., SIMS, D. W., SKOMAL, G., TAKAHASHI, A., TRATHAN, P. N., WIKELSKI, M., WOMBLE, J. N. and THUMS, M. (2016). Key questions in marine megafauna movement ecology. *Trends in ecology & evolution*, 31(6): 463-475.
- HAYS, G. C., MAZARIS, A. D., and SCHOFIELD, G. (2014b). Different male vs. female breeding periodicity helps mitigate offspring sex ratio skews in sea turtles. *Frontiers in Marine Science*, 1: 43.
- KOTERA, M., and PHILLOTT, A. D. (2020). Camera traps in sea turtle research and conservation. *Emergence*.
- LANGLOIS, T. J., FITZPATRICK, B. R., FAIRCLOUGH, D. V., WAKEFIELD, C. B., HESP, S. A., MCLEAN, D. L., HARVEY, E. S. and MEEUWIG, J. J. (2012). Similarities between line fishing and baited stereo-video estimations of length-frequency: novel application of kernel density estimates. *PLoS One*, 7(11): e45973.
- LETESSIER, T. B., BOUCHET, P. J., REISSER, J., and MEEUWIG, J. J. (2015). Baited videography reveals remote foraging and migration behaviour of sea turtles. *Marine Biodiversity*, 45(4): 609-610.
- LEWISON, R. L., FREEMAN, S. A., and CROWDER, L. B. (2004). Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology letters*, 7(3): 221-231.
- LUSCHI, P., HAYS, G. C., and PAPI, F. (2003). A review of long-distance movements by marine turtles, and the possible role of ocean currents. *Oikos*, 103(2): 293-302.
- MACNEIL, M. A., CHAPMAN, D. D., HEUPEL, M., SIMPFENDORFER, C. A., HEITHAUS, M., MEEKAN, M., ... and CINNER, J. E. (2020). Global status and conservation potential of reef sharks. *Nature*, 583(7818): 801-806.
- MALLET, D., and PELLETIER, D. (2014). Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: a review of sixty years of publications (1952–2012). *Fisheries Research*, 154: 44-62.
- MAUREAUD, A., GASCUEL, D., COLLE, M., PONTAVICE, H. D., PAULY, D. and CHEUNG, W. W. L. (2017). Global change in the trophic functioning of marine food webs. *PLoS One*, 12(8): 1–21.
- MURRAY, K. T. (2011). Interactions between sea turtles and dredge gear in the US sea scallop (*Placopecten magellanicus*) fishery, 2001–2008. *Fisheries Research*, 107(1-3): 137-146.
- NASH, K. L., BIJOUX, J., ROBINSON, J., WILSON, S. K., and GRAHAM, N. A. (2016). Harnessing fishery-independent indicators to aid management of data-poor fisheries: weighing habitat and fishing effects. *Ecosphere*, 7(7): e01362.
- PALA, C. (2013). Giant marine reserves pose vast challenges. *Science* 339:640-641.
- PATEL, S. H. (2013). Movements, behaviors and threats to loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea. *Drexel University*.
- PRATO, G., GUIDETTI, P., BARTOLINI, F., MANGIALAJO, L. and FRANCOUR, P. (2013). The importance of high-level predators in marine protected area management: Consequences of their decline and their potential recovery in the Mediterranean context. *Adv Oceanogr Limnol*, 4:176–193.

- REES, M. J., KNOTT, N. A., FENECH, G. V., and DAVIS, A. R. (2015). Rules of attraction: enticing pelagic fish to mid-water remote underwater video systems (RUVS). *Marine Ecology Progress Series*, 529: 213-218.
- RICHARD, J. D. and HUGHES, D. A. (1972). Some observations of sea turtle nesting activity in Costa Rica. *Marine Biology*, 16: 297-309.
- RIZZARI, J. R., FRISCH, A. J., MAGNENAT, K. A. (2014). Diversity, abundance, and distribution of reef sharks on outer-shelf reefs of the Great Barrier Reef, Australia. *Mar Biol*, 161:2847-2855.
- ROOS, D., PELLETIER, D., CICCIONE, S., TAQUET, M., and HUGHES, G. (2005). Aerial and snorkelling census techniques for estimating green turtle abundance on foraging areas: a pilot study in Mayotte Island (Indian Ocean). *Aquatic Living Resources*, 18(2): 193-198.
- RYAN, L. A., CHAPUIS, L., HEMMI, J. M., COLLIN, S. P., MCCAULEY, R. D., YOPAK, K. E., GENNARI, E., HUVENEERS, C., KEMPSTER, R. M., KERR, C. C., SCHMIDT, C., EGEGERG, C. A. and HART, N. S. (2018). Effects of auditory and visual stimuli on shark feeding behaviour: the disco effect. *Marine biology*, 165: 1-16.
- Santana-Garcon, J., Braccini, M., Langlois, T. J., Newman, S. J., McAuley, R. B., and HARVEY, E. S. (2014a). Calibration of pelagic stereo-BRUVs and scientific longline surveys for sampling sharks. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(8): 824-833.
- SANTANA-GARCON, J., LEIS, J. M., NEWMAN, S. J. and HARVEY, E. S. (2014b). Presettlement schooling behaviour of a priacanthid, the Purplespotted Bigeye *Priacanthus tayenus* (Priacanthidae: Teleostei). *Environmental Biology of Fishes*, 97:277-283.
- SANTANA-GARCON, J., NEWMAN, S. J. and HARVEY, E. S. (2014c). Development and validation of a mid-water baited stereovideo technique for investigating pelagic fish assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 452:82-90.
- SCHOFIELD, G., KATSELIDIS, K. A., DIMOPOULOS, P., PANTIS, J. D., and HAYS, G. C. (2006). Behaviour analysis of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* from direct in-water observation. *Endangered Species Research*, 2: 71-79.
- SCHOFIELD, G., PAPAITSOROS, K., CHAPMAN, C., SHAH, A., WESTOVER, L., DICKSON, L. C., and KATSELIDIS, K. A. (2022). More aggressive sea turtles win fights over foraging resources independent of body size and years of presence. *Animal Behaviour*, 190: 209-219.
- SEQUEIRA, A. M., HEUPEL, M. R., LEA, M. A., EGUÍLUZ, V. M., DUARTE, C. M., MEEKAN, M. G., THUMS, M., CALICH, H.J., CARMICHAEL, D.P., FERRERIRA, L.C., FERNANDÉZ-GRACIA, J., HARCOURT, R., HARRISON, A.L., JONSEN, I., MCMAHON, C.R., SIMS, D.W., WILSON, R.P. and HAYS, G. C. (2019). The importance of sample size in marine megafauna tagging studies. *Ecological Applications*, 29(6): e01947.
- SMOLOWITZ, R., MILLIKEN, H. O., and WEEKS, M. (2012). Design, evolution, and assessment of a sea turtle deflector dredge for the US northwest Atlantic sea scallop fishery: impacts on fish bycatch. *North American journal of fisheries management*, 32(1): 65-76.
- SMOLOWITZ, R. J., PATEL, S. H., HAAS, H. L., and MILLER, S. A. (2015). Using a remotely operated vehicle (ROV) to observe loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) behavior on foraging grounds off the mid-Atlantic United States. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 471: 84-91.
- SPEED, C. W., CAPPO, M. and MEEKAN, M. G. (2018). Evidence for rapid recovery of shark populations within a coral reef marine protected area. *Biol Conserv*, 220: 308-319.



- SPEED, C. W., MEEKAN, M. G., FIELD, I. C., MCMAHON, C. R., HARCOURT, R.G., STEVENS, J. D., BABCOCK, R. C., PILLANS, R. D. and BRADSHAW, C. J. A. (2016). Reef shark movements relative to a coastal marine protected area. *Reg Stud Mar Sci*, 3:58–66.
- STOWAR, M., DE'ATH, G., DOHERTY, P., JOHANSSON, C., SPEARE, P., and VENABLES, B. (2008). Influence of zoning on midshelf shoals from the southern Great Barrier Reef. *Report to the Marine and Tropical Sciences Research Facility*.
- UDYAWER, V., CAPPO, M., SIMPFENDORFER, C. A., HEUPEL, M. R., and LUKOSCHEK, V. (2014). Distribution of sea snakes in the Great Barrier Reef Marine Park: observations from 10 years of baited remote underwater video station (BRUVS) sampling. *Coral Reefs*, 33: 777-791.
- WALLACE, B. P., AVENS, L., BRAUN-MCNEILL, J., and MCCLELLAN, C. M. (2009). The diet composition of immature loggerheads: insights on trophic niche, growth rates, and fisheries interactions. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 373(1): 50-57.
- WARDEN, M. L., HAAS, H. L., ROSE, K. A., and RICHARDS, P. M. (2015). A spatially explicit population model of simulated fisheries impact on loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Northwest Atlantic Ocean. *Ecological modelling*, 299: 23-39.
- WATSON, D. L., and HARVEY, E. S. (2007). Behaviour of temperate and sub-tropical reef fishes towards a stationary SCUBA diver. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 40(2): 85-103.
- WHITMARSH, S. K., FAIRWEATHER, P. G., and HUVENEERS, C. (2017). What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27: 53-73.



NOTA/ NOTE

PRELIMINARY STUDY ON THE EFFECT OF NATURAL ACIDIFICATION ON MEIOFAUNAL COMMUNITIES IN SANDY SUBSTRATES

Sara González-Delgado*, Jorge Núñez, José Carlos Hernández

ABSTRACT

In recent years, research on ocean acidification in CO₂ vents has increased, but very few have considered the meiofaunal communities living in sandy substrates, despite their importance as bioindicators. Therefore, the aim of this work is to carry out a preliminary study of the meiofauna associated with sandy substrates in the acidified system of La Palma, Canary Islands, which includes coastal lagoons with very extreme environments. The results obtained based on abundance confirm a significant change in the meiofaunal communities in these coastal lagoons. We found an increase in bioindicator taxa of altered environments: oligochaetes, nematodes, copepods and, to a lesser extent, ostracods and acarids. While xenacelomorphs are the most affected by acidification as they are the only group with a decrease in abundance. All this indicates an alteration in the composition of the meiofaunal communities due to the extreme acidification in the coastal environment of La Palma.

Keywords: Ocean acidification, CO₂ vent, Echantive lagoons, bioindicators.

ESTUDIO PRELIMINAR SOBRE EL EFECTO DE LA ACIDIFICACIÓN NATURAL EN LAS COMUNIDADES MEIOFAUNALES DE SUSTRATOS ARENOSOS

RESUMEN

Muy pocas investigaciones realizadas en afloramientos de CO₂ han tenido en cuenta las comunidades meiofaunales de los sustratos arenosos, a pesar de su importancia como bioindicadoras. Por ello, este trabajo tiene como objetivo realizar un estudio preliminar de la meiofauna asociada a los ambientes arenosos en el sistema acidificado de La Palma, islas Canarias, donde se incluyen unas lagunas costeras con ambientes muy extremos. Los resultados obtenidos confirman un cambio significativo en las comunidades meiofaunales en estas lagunas costeras. Encontramos un aumento de taxones bioindicadores de ambientes alterados: oligoquetos, nemátodos, copépodos y, en menor medida, ostrácodos y ácaros. Mientras que los xenacelomorfos son los más afectados por la acidificación ya que es el único grupo con una disminución de su abundancia. Todo ello nos indica una clara alteración en la composición de las comunidades meiofaunales debido a la extrema acidificación en el ambiente costero de La Palma.

Palabras clave: acidificación oceánica, afloramiento de CO₂, lagunas de Echantive, bioindicadores.

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05.08>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 5; febrero 2024, pp. 135-141; ISSN: e-2659-6644





In recent years, much research has focused on CO₂ vents as a natural laboratory for the study of ocean acidification (OA). These studies have been mainly focusing on rocky bottom communities (González-Delgado and Hernández 2018; Foo *et al.* 2018). However, there is a lack of studies focusing on other types of substrates like sandy environments. The only example recently published is the work made by Fanelli *et al.* (2022) which considers the role played by meiofauna as bioindicators and bioturbators of sediments (Kennedy-Jacoby 1999). The meiofauna has an important ecological role at the marine communities due to the close relationship and influence on other trophic levels (Danovaro *et al.* 2007). Therefore, the study of these organisms in acidified ecosystems is essential to determine the possible indirect effects of OA.

The CO₂ vent off Punta de Fuencaliente, located in the south coast of the island of La Palma (Canary Islands, Spain) has proven to be a valuable site for studying the long-term effects of acidification on key species in these ecosystems, as well as on entire rocky benthic communities. This CO₂ vent is characterized by shallow rocky and sandy substrates inhabited by species from subtropical regions. It is originated by a discharge of groundwater naturally acidified by the island's volcanic activity. The discharge of acidified groundwater into the sea occurs during low tide, which is when the lowest acidification values are observed (González-Delgado *et al.* 2021). Moreover, it does not only affect the beaches, but also some coastal lagoons. These lagoons, called Echentive lagoons, present an extreme environment (Sangil *et al.* 2008), due to an increased influx of brackish and acidified groundwater that confers a much higher input of CO₂ and alkaline substances (González-Delgado *et al.* 2021). So far, this natural laboratory has shown that prolonged acidification has a negative impact on the integrity of the shells of the mollusc *Phorcus sauciatus* (Viotti *et al.* 2019), and results in smaller individuals in populations of the sea urchin *Arbacia lixula*, with their shells being more robust (Sosa-Navarro 2021). Furthermore, the most recent research published by González-Delgado *et al.* (2023) shows that under acidification, the entire benthic community undergoes miniaturisation and homogenisation, with small and fast-growing organisms dominating.

Hence, the aim of this study was to conduct a preliminary exploration of the composition of the meiofauna associated with the intertidal and subtidal sandy substrates affected by acidified system off Punta de Fuencaliente (Figure 1A).

Samples were collected during low tide at four points around this acidified system of Fuencaliente (Figure 1A): (1) Echentive beach, whose pH values are normal; (2) Playa del Faro beach and (3) Los Barqueros beach, whose low pH values fluctuate between 7.8 and 7.2 units, depending on the tide; and (4) Echentive lagoons, whose chemical conditions are considered extreme, with pH fluctuations

* Ecología de Comunidades Marinas y Cambio Climático (ECOMAR). Dpto. Biología animal, Edafología y Geología. Facultad de Ciencias. Universidad de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain.

*Corresponding author: sgonzald@ull.edu.es.

between 7.6 and 7.4 units and very high alkalinity values (of more than 9000 $\mu\text{mol kg}^{-1}$) (González-Delgado *et al.* 2021).

Three replicates were collected for each sampling point using a 0.25 litre cylindrical plastic container, and at different depths in the case of beaches: around 2 metres deep (subtidal samples) and at the shore (intertidal samples). The sampling points were chosen at random, considering that the sediment had approximately the same granulometry. The Echentive lagoons have muddy bottom at their deepest part (Sangil *et al.* 2008), therefore only shallow samples of the lagoon's sandy bottom were collected. Sand samples were passed through a 64 μm sieve and the meiofaunal fraction was separated. Specimens were identified to the lowest possible taxonomic level using a binocular stereomicroscope (Leica EZ4) and preserved in 70 % ethanol.

To assess differences in abundance of meiofaunal communities, a one-way multivariate analysis with permutations (PERMANOVA) was performed. The fixed factor of the analysis was "pH level" with three levels for intertidal samples ("extreme", "low", and "normal") and two levels for subtidal samples ("low" and "normal"). Abundance data were square-root transformed and then the Bray-Curtis distance was applied. When insufficient permutations were obtained for a valid test, p-values were corrected using the Monte Carlo method (Anderson and Robinson 2003). Significant terms (p-value < 0.05) of the models were analysed *a posteriori* by pairwise tests. Finally, a shade-plot representing the abundance of taxonomic orders per sampling point was produced. The statistical package PRIMER 6 and PERMANOVA + v.1.0.1 (Anderson 2001) was used for all analyses.

A total of 3,680 specimens were found, belonging to 30 taxa, of which only 20 were identified to species level (Table 1). Statistical analyses revealed that the only significant differences were found in the intertidal samples (SS = 9,242.3; MS = 4,621.2; pseudo-F = 7.268; P = 0.001) between the extreme environment (Echentive lagoons) and the rest ("extreme", "low": t = 3.2478; P = 0.003. "extreme", "normal": t = 3.500; P = 0.011. "low", "normal": t = 1.322; P = 0.186). Furthermore, the shade-plot shows that the extreme environment had by far the highest mean abundance of taxa (Figure 1E). The most abundant taxa in extreme environment were the oligochaetes, specifically the genus *Grania* of the family Enchytraeidae and the family Naididae. Additionally, we also found high abundances of nematodes Chromadorea and Enoplea, and arthropods (of the subclass Acari, and of the classes Ostracoda and Copepoda).

All these taxa are considered bioindicators of extreme environments. For example, oligochaetes from family Naididae are often associated with heavily contaminated sediments due to anthropogenic activities (Vivien *et al.* 2020). Nematodes and copepods have also long been considered bioindicators of extreme environments, as they are often the two most abundant phyla of meiofauna found in association with most habitat disturbances (Kennedy-Jacoby 1999). Hence, it has been confirmed that the discharge of acidic water into the Echentive lagoons does impact the species composition of the meiofaunal communities. Similar results have been obtained in the Panarea hydrothermal vent, where nematodes, followed by copepods, dominate in all areas close to the vent (Fanelli *et al.* 2022). In addition, these



TABLE 1. TAXONOMIC LIST OF THE MEIOFAUNA SPECIES FOUND. UNDERLINED ARE THE SPECIES THAT WERE ONLY FOUND IN THE ECHENTIVE LAGOONS (EXTREME AMBIENT).

Phylum Xenacoelomorpha

Class Acoelomorpha,
Order Acoela

Phylum Echinodermata

Class Ophiuroidea,
Order Amohilepidida,
Family Amphiuridae, *Amphipholis squamata* (Delle Chiaje, 1828)

Phylum Annelida

Class Clitellata
Subclass Oligochaeta
Order Enchytraeida,
Family Enchytraeidae, *Grania* sp.
Order Tubificida
Family Naididae
Subfamily Phallodrilinae
Class Polychaeta
Family Saccocirridae, *Saccocirrus papillocaercus* Bobretzky, 1872
Subclass Errantia
Order Amphinomida
Family Amphinomidae, *Eurythoe complanata* (Pallas, 1766)
Order Phyllodocida
Family Nereididae, *Platynereis nunenzi* Teixeira *et al.*, 2020
Family Syllidae,
Brania arminii (Langerhans, 1881)
Exogone brevi antennata Hartmann-Schröder, 1959
Prospiraosyllis campoyi (San Martín, Acero, Contonente and Gómez, 1982)
Syllis armillaris (O.F. Müller, 1776)
Syllis cf. gerlachi (Hartmann-Schröder, 1960)
Subclass Sedentaria
Order Sabellida
Family Fabriciidae,
Fabricia stellaris (Müller, 1774)
Pseudofabriciola sp.
Family Sabellidae
Amphiglena mediterranea (Leydig, 1851)
Jasmineira sp.
Order Scoleleida
Family Capitellidae
Capitella capitata (Fabricius, 1780)

Phylum Mollusca

Class Gastropoda
Subclass Caenogastropoda
Order Littorinimorpha
Family Caecidae
Caecum sp.
Family Eulimidae
Discaelis sp.
Family Rissoidae
Subclass Vetigastropoda
Order Trochida
Family Skeneidae

Phylum Nemertea

Phylum Platyhelminthes

Class Turbellaria



Phylum Nematoda
Subclass Adenophorea

Phylum Artropoda

- Class Arachnida
- Subclass Acari
 - Order Mesostigmata
 - Family Cyrtolaelapidae
 - Order Trombidiformes
 - Family Rhagidiidae
- Class Ostracoda
- Class Copepoda
- Class Malacostraca
 - Subclass Eumalacostraca
 - Order Isopoda
 - Family Idoteidae

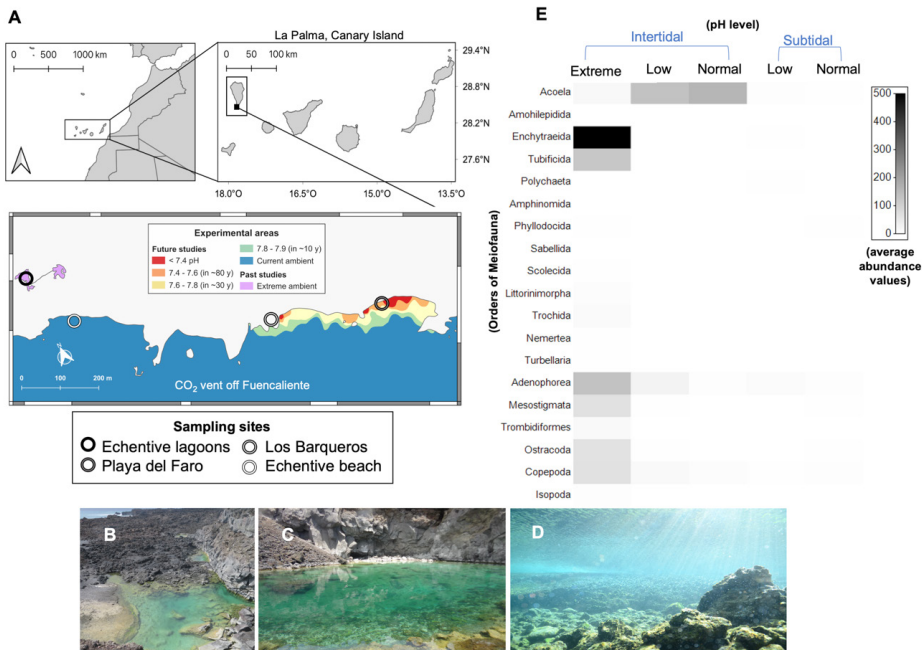


Figure 1. (A) Location of the CO₂ vent of Fuencaliente with the sampled sites marked with circles of different shades of grey. In colour you can see the pH levels found in the area during low tide.

This colour gradient has the most extreme environment marked in purple, and then goes from red (low pH) to blue (normal pH). The map was obtained and adapted from González-Delgado *et al.* (2021). (B, C and D) Images of the Echentive lagoons (extreme environment). (E) Shade-plot showing the mean abundance by pH level of each identified order of the meiofaunal community.



authors also observed an increase in ostracod and acarid species, as in our study, indicating a high availability of organic matter (Tangherlini *et al.* 2021).

The only group that showed a gradient of decline as extreme conditions increased was the phylum Xenacoelomorpha (specifically the order Acoela). Previously considered as flatworms, this group is one of the least studied of the meiofauna due to the lack of experts who can identify them taxonomically (Zeppilli *et al.* 2018). Therefore, we do not have much information on their behaviour in disturbed environments. This work may be the first to record negative effects of acidification on species of the order Acoela. This preliminary study indicates a clear alteration in the composition of meiofaunal communities caused by the extreme acidification of seawater in the coastal environment of La Palma.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

The research design was primarily led by JCH and SGD. The sampling process was made by SGD, JN, and JCH. Laboratory work including taxonomic identification was made by SGD and JN. The statistical analysis and interpretation were performed by SGD. In the manuscript's development, including the writing of the main text, figures, and tables, SGD took the lead, with the help of JCH with the supervision of JN. The necessary funding was secured by JCH. All authors collaborated on the manuscript revision.

ACKNOWLEDGEMENTS

Thanks to Dr. Carlos Sangil, Dra. Beatriz Alfonso, and Dr. Celso A. Hernández for their collaboration during the sampling. This work was funded by the project, "Impact of Ocean Acidification on Marine Biodiversity: Evidence from a Natural Laboratory," granted by the Fundación Biodiversidad of the Ministerio para la Transición Ecológica, Gobierno de España. Mention should also be made to the Agencia Canaria de Investigación, Innovación y Sociedad de la Información (ACIIS) for the fellowship received (15.17.463B.780.00 PI 157G0045).



REFERENCES

- ANDERSON, M. J., and ROBINSON, J. 2003. Generalized discriminant analysis based on distances. *Aust. N. Z. J. Stat.*, 45(3), 301-318.
- ANDERSON, M.J., 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 626–639.
- DANOVARO, R., SCOPA, M., GAMBI, C., and FRANSCHETTI, S. 2007. Trophic importance of subtidal metazoan meiofauna: evidence from in situ exclusion experiments on soft and rocky substrates. *Mar. Bio.* 152: 339–350.
- FANELLI, E. *et al.* 2022. Effects of local acidification on benthic communities at shallow hydrothermal vents of the Aeolian Islands (Southern Tyrrhenian, Mediterranean Sea). *Biology*, 11(2), 321.
- FOO, S. A., BYRNE, M., RICEVUTO, E., and GAMBI, M. C. 2018. The carbon dioxide vents of Ischia, Italy, a natural system to assess impacts of ocean acidification on marine ecosystems: an overview of research and comparisons with other vent systems. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 56: 237-310.
- GONZÁLEZ-DELGADO, S., and HERNÁNDEZ, J. C. 2018. The importance of natural acidified systems in the study of ocean acidification: what have we learned?. *In Adv. Mar. Biol.* 80: 57-99. *Academic Press.*
- GONZÁLEZ-DELGADO, S., GONZÁLEZ-SANTANA, D., SANTANA-CASIANO, M., GONZÁLEZ-DÁVILA, M., HERNÁNDEZ, C. A., SANGIL, C., and HERNÁNDEZ, J. C. 2021. Chemical characterization of the Punta de Fuencaliente CO₂-enriched system (La Palma, NE Atlantic Ocean): a new natural laboratory for ocean acidification studies. *Biogeosci.* 18(5): 1673-1687.
- GONZÁLEZ-DELGADO S., WANGENSTEEN O.S., SANGIL C, HERNÁNDEZ C. A., ALFONSO B., Soto A. Z., PÉREZ-PORTELA R., MARIANI S., HERNÁNDEZ J. C. 2023. High taxonomic diversity and miniaturization in benthic communities under persistent natural CO₂ disturbances. *Proc. R. Soc. B* 290: 20222417. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.2417>.
- KENNEDY, A. D., and JACOBY, C. A. 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna—a neglected benthic component?. *Environ. Monit. Assess.* 54(1): 47-68.
- SOSA-NAVARRO, N. 2021. Effects of long exposure to low pH conditions on calcareous structures of the sea urchin *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758). Universidad de La Laguna, Spain.
- TANGHERLINI, M., CORINALDESI, C., APE, F., GRECO, S., ROMEO, T., ANDALORO, F. and DANOVARO, R. 2021. Ocean acidification induces changes in virus–host relationships in Mediterranean benthic ecosystems. *Microorganisms* 9, 769.
- VIOTTI, S., SANGIL, C., HERNÁNDEZ, C. A., and HERNÁNDEZ, J. C. 2019. Effects of long-term exposure to reduced pH conditions on the shell and survival of an intertidal gastropod. *Mar. Environ. Res.*, 152, 104789.
- VIVIEN, R., CASADO-MARTÍNEZ, C., LAFONT, M., and FERRARI, B. J. 2020. Effect thresholds of metals in stream sediments based on *in situ* oligochaete communities. *Environments*, 7(4), 31.
- ZEPELLI, D. *et al.* 2018. Characteristics of meiofauna in extreme marine ecosystems: a review. *Mar. Biodivers*, 48(1): 35-71.



HISTORIA NATURAL

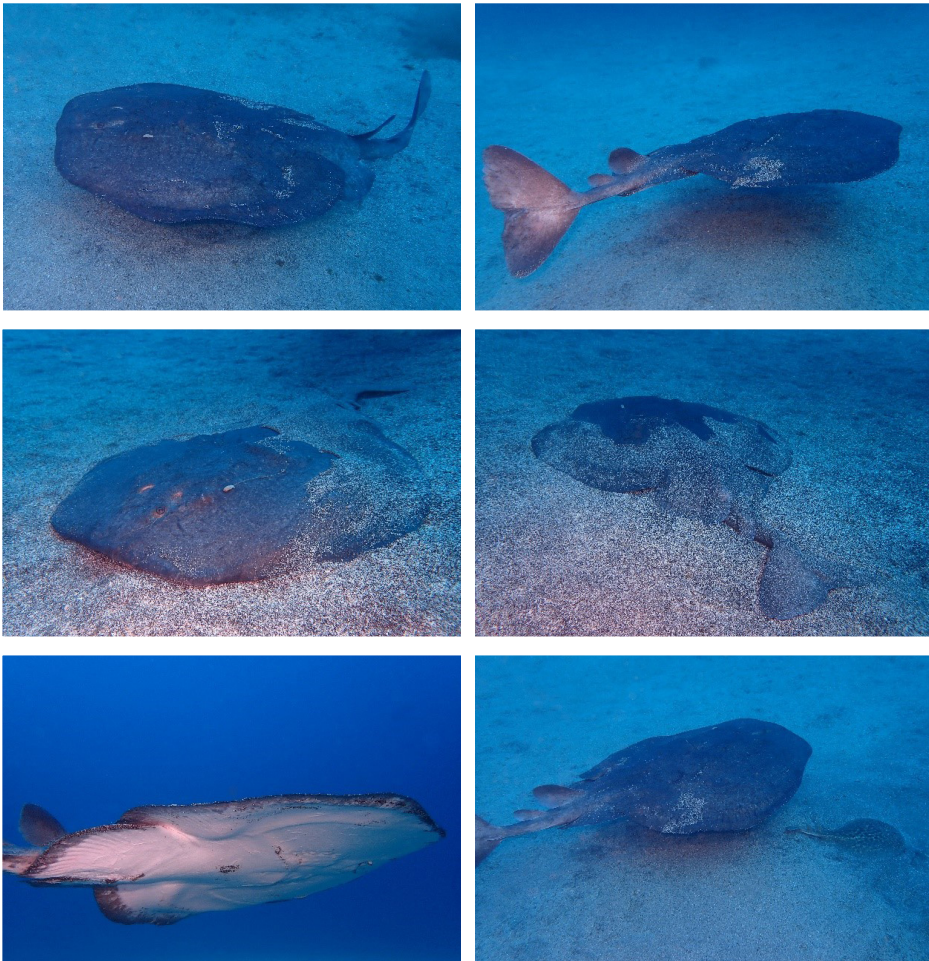


Figura 1. Fotografías recopiladas durante el avistamiento cedidas por Marc Martín Solà, Antonio Sabuco Blaya y Martí Vilanova Gallardo. **A y B.** *Tetronarce nobiliana* desplazándose; **C y D.** *T. nobiliana* reposando en el sustrato; **E.** Visión ventral del individuo; **F.** Comparación de tamaños entre un ejemplar de *T. nobiliana* y uno de *T. marmorata*.

PRIMER REGISTRO DE TORPEDO ATLÁNTICO (*TETRONARCE NOBILIANA*) EN LA COSTA DE TENERIFE. Antonio Sabuco Blaya, Marc Martín Solà, Martí Vilanova Gallardo, Pau Homedes Guerrero, alumnos del Máster en Biología Marina: Biodiversidad y Conservación. Universidad de La Laguna. Autor para la correspondencia: marcmsola13@gmail.com.



Figura 2. **A.** Detalle del individuo donde se aprecia el parásito en la parte posterior a su espiráculo izquierdo; **B.** Detalle del isópodo parásito.

Pese a estar incluida en la lista patrón de las especies silvestres presentes en España tanto en 2017 como en su revisión de 2021 (Manjón-Cabeza *et al.* 2017), así como de haberse registrado esporádicamente en registros pesqueros en otros archipiélagos de la Macaronesia (Lloris *et al.* 1991; Santos *et al.* 1997), es la primera vez que se registra un ejemplar vivo de *T. nobiliana* en aguas canarias (Dr. Jesús M. Falcón *pers. comm.*) (fig. 1), habiendo sido pescada y registrada en una única ocasión previamente en aguas del archipiélago (costa de Lanzarote) (Falcón 2016).

El día 2 de marzo de 2021 se avistó en un punto de inmersión en Boca Cangrejo (Tenerife) una hembra adulta de *T. nobiliana* de aproximadamente 120-130 cm, con un comportamiento de reposo y posteriormente de natación pausada sobre el fondo arenoso. El avistamiento se realizó a una profundidad de 18 metros, temperatura de 17-18 °C, visibilidad de 15 metros aproximadamente y con corriente proveniente del NE.

Sobre el dorso del individuo se distinguió la presencia de un exoparásito (Fig. 2), un isópodo perteneciente a la superfamilia Cymothooidea. Puesto que su avistamiento fue esporádico y no se disponía de los medios adecuados para realizar la extracción del espécimen con seguridad, la determinación taxonómica específica del isópodo no se ha podido concretar. Sin embargo, una hipótesis aventurada por el Dr. Juan M. Junoy Pintos sitúa el género de este exoparásito en *Aega* sp., un grupo registrado asociado a otras especies elasmobranquios (Moreira & Sadowsky 1978) y que de ser correcta sería la primera vez que este género se registra en aguas canarias.

AGRADECIMIENTOS

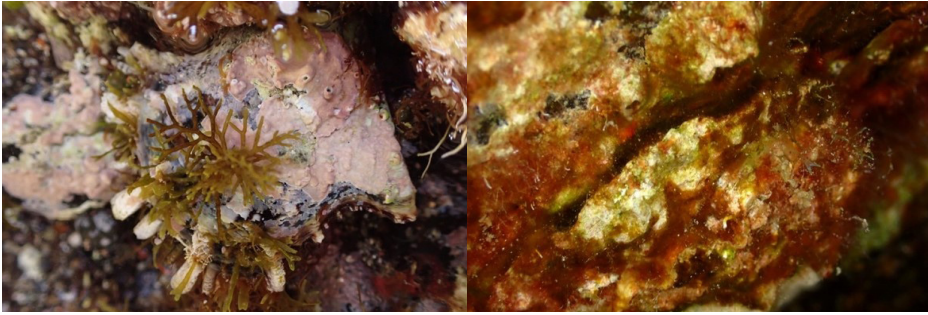
A los doctores Jacob Lorenzo-Morales, Jesús M. Falcón Toledo, Juan M. Junoy Pintos, José Carlos Hernández y Natacha Aguilar de Soto por su apoyo y colaboración.



REFERENCIAS

- FALCÓN, J. M. (2015). Ictiofauna de las Islas Canarias. Análisis biogeográfico (Doctoral dissertation, Universidad de La Laguna).
- MANJÓN-CABEZA, M. E., PEREZ-RUZAFÁ, A., ANDRINO, J., ARTETXE, I., BACALLADO, J. J., BRITO, A., y MARCOS, C. (2017). Lista patrón de las especies silvestres presentes en España.
- MOREIRA, P. S., y SADOWSKY, V. (1978). An annotated bibliography of parasitic Isopoda (Crustacea) of Chondrichthyes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 27(2), 95-152.
- LLORIS, D., RUCABADO, J., y FIGUEROA, H. (1991). Biogeography of the Macaronesian ichthyofauna. *Bol. Mus. Munic. Funchal* 43, 191–241.
- SANTOS, R. S., PORTEIRO, F. M., y BARREIROS, J. P. (1997). Marine fishes of the Azores: annotated checklist and bibliography: a catalogue of the Azorean marine Ichthyodiversity. *Universidade dos Açores*. (Suppl. 1), 1-244.





Small Specimen of *Pinctada imbricata* found in the intertidal of Boca Cangrejo, Tenerife Island (Feb 2023) and a large specimen found in the shallow waters of Radazul, Tenerife Island.

PASSIVE TRANS-ATLANTIC DISPERSAL OF THE PEARL-OYSTER *PINCTADA IMBRICATA* RÖDING, 1798 TO THE CANARIES. José Carlos Hernández*, Leopoldo Moro-Abad**, Sara González-Delgado*, Beatriz Alfonso*, Marina Aliende*, Carlos Sangil* & Rogelio Herrera**.

* Marine Community Ecology and Conservation group. Dpto. Biología Animal, Edafología y Geología. Facultad de Ciencias (Biología). Universidad de La Laguna. Tenerife, Canary Islands, Spain. ** Servicio de Biodiversidad, Gobierno de Canarias, S/C de Tenerife, Canary Islands, Spain.

From 2013, the Pearl-oyster (*Pinctada imbricata*) have been more frequently observed in the Canary Islands. Most of the observations have been uploaded at the citizen science platform RedPromar (redpromar.org). There has been a total of thirty-three observation, most of them from the East coast of Tenerife Island. However, isolated individuals have also been observed in El Hierro Island and Lanzarote. Other observations have been directly registered by the authors of this study in Gran Canaria and La Palma Islands. This specie occurs from the intertidal habitat to the shallow waters, but at no more than 10 meters' depth, and 2-4 cm in shell length. The presence, and more likely the establishment, of this specie in the Canary Island is important because it is a species originally distributed in the warm western Atlantic, North Caroline, West Indies, the Caribbean, Venezuela and Brasil (Cunha et al. 2011). Therefore, the Canaries is a new location, off its normal distributional range.

It is also relevant to highlight here that this species form a genetic complex with *P. radiata* and *P. fucata*, with low levels of genetic divergence (Tëmkin 2010), which are native species from the Indian Ocean and Indo-Pacific respectively. Therefore, Tëmkin (2010) have considered these species as subspecies of *P. imbricata*. This taxonomic comment is relevant here because in 1997 Gómez and Pérez wrote about the presence of *P. radiata* in Tenerife at the localities of Las Caletillas and



Candelaria. However, and taking into account the previous taxonomic comment, we believe that it is the same species we are observing today, *P. imbricata* (Western Atlantic subspecies). In 2011 Hernández and collaborators cited Gómez & Pérez (1997) paper but also included a picture of a specimen of 42mm which was found attached to driftwood in Tzacorte, La Palma Island.

Another recent work by Png-Gonzalez et al (2021) have studied the arrival and presence of the subspecies *P. imbricata radiata* (Indian-Ocean subspecies) in the Balearic Archipelago due maritime transport. However, the presence of this species in the Mediterranean can be trace back to 1874 as a lessepsian immigrant and since then it has spread to western locations, being considered one of the worst invasive species (Streftaris & Zenetos 2006) for this Sea. In the Easter Atlantic and regarding *P. imbricata* (Western Atlantic subspecies) there has also been observations for the Irish coasts (Holmes et al 2015).

This is an interesting case because specimens have been found in macroplastic litter, a bait pot type not used outside of the USA. This observation together with Gómez & Pérez (1997) shows that passive dispersal through rafting specimens (attached to floating objects) is a plausible explanation for its arrival to the Canaries. We believe that our observation is relevant because it present a species that, presumably, has arrived from warmer regions due to a passive transport, and it has increase its presence in recent years. Thus, it is a good local candidate to be benefited by ocean warming.



REFERENCES

- CUNHA, R. L., BLANC, F., BONHOMME, F., & ARNAUD-HAOND, S. (2011). Evolutionary patterns in pearl oysters of the genus *Pinctada* (Bivalvia: Pteriidae). *Marine Biotechnology*, 13, 181-192.
- GÓMEZ, R., & PÉREZ J.M. (1997). *Moluscos Bivalvos de Canarias*. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria. Las Palmas de Gran Canaria. 425 pp.
- HERNÁNDEZ, J.M. ROLÁN, E., SWINNEN, F., GÓMEZ R. & PÉREZ, J.M. (2011) *Moluscos y conchas marinas de Canarias*. Editorial Conch Books, Hackenheim. Alemania. 695 pp.
- HOLMES, A.M., GRAHAM-OLIVER, P., TREWHELLA, ROSEMARY H., & QUIGLEY D.T.G. (2015). Trans- Atlantic rafting of inshore mollusca on macro- litter: american molluscs on british and irish shores, new records. *Journal of Conchology* 42: 1.
- PNG-GONZALEZ, L., AGUILO-ARCE, J., VÁZQUEZ-LUIS, M., & CARBONELL, A. (2021). New occurrence of *Pinctada imbricata radiata* (Leach, 1814) in the Balearic Archipelago (NW Mediterranean Sea). *BioInvasions Record*, 10(4).
- STREFTARIS N, ZENETOS A. (2006). Alien Marine Species in the Mediterranean - the 100 'Worst Invasives' and their Impact. *Mediterranean Marine Science* 7: 87-118, <https://doi.org/10.12681/mms.180>.
- TĚMKIN, I. (2006). Morphological perspective on the classification and evolution of Recent Pterioidea (Mollusca: Bivalvia). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 148(3), 253-312.





Figure 1. *Codium bursa* individuals growing at a crevice in the low eulitoral at Playa del Sobrado, islote de Lobos, Fuerteventura Island.

FIRST OBSERVATION OF THE GREEN ALGAE *CODIUM BURSA* AT THE NATURAL PARK ISLOTE DE LOBOS, FUERTEVENTURA (CANARY ISLANDS). Beatriz Alfonso. Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología. Facultad de Ciencias, Sección Biología, Universidad de La Laguna (Tenerife, islas Canarias) y Departamento de Biología Evolutiva, Ecología i Ciències Ambientals, Secció d' Ecologia, Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Barcelona, España.

In March 2022 the species *Codium bursa* (Linnaeus) C. Agardh was observed at the low eulitoral of Playa del Sobrado in the northwest coast of islote de Lobos (Fuerteventura), during the sampling of the intertidal benthic community of the REMA-CAN project from ULL and Gobierno de Canarias. The total abundance of the species along the transect (10 x 2 m) was of 20 individuals, mainly growing epilithic in crevices or vertical walls near the water. This coenocytic green algae is widely distributed along the Mediterranean coasts and extends in the eastern Atlantic: England, France, Portugal, Spain and the Canary (Chacana 2002; Guiry and Guiry 2023). *Codium bursa* has been widely reported from the eastern Canary

DOI: <https://doi.org/10.25145/j.SI.2024.05.11>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 5; febrero 2024, pp. 153-155; ISSN: e-2659-6644



Islands (Vickers 1896; Afonso-Carrillo and Gil-Rodríguez 1980; Viera-Rodríguez 1985; González-Ruíz *et al.* 1995; Guadalupe *et al.* 1995; Reyes *et al.* 2000), hence, its occurrence at the islote de Lobos was not unexpected. *Codium bursa* is morphologically similar to *C. elisabethae* O.C. Schmidt, a species only reported from Azores, Madeira and Montaña Clara in north of Lanzarote, which exhibit globose thalli also (Schmidt 1929; Chacana *et al.* 2003; Afonso-Carrillo 2014). This two *Codium* species can only be distinguish with confidence based on the morphology of the utricules (Chacana *et al.* 2003), although the habitat can be useful too in the Macaronesian region: *C. bursa* can grow in the eulitoral and remain exposed to air, while *C. elisabethiae* has only been observed in the shallow sublitoral (Afonso-Carrillo and Gil Rodríguez 1980; González-Ruíz *et al.* 1995; Chacana *et al.* 2003).

ACKNOWLEDGMENTS

This natural history has been possible thanks to the REMA-CAN project from ULL and Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Aguas Gobierno de Canarias del Gobierno de Canarias and the IP of the project J.C. Hernández.



REFERENCES

- AFONSO-CARRILLO, J. and GIL-RODRÍGUEZ, M.C. 1980. Datos para la flora marina de la isla de Fuerteventura. *Vieraea* 10:147-170.
- AFONSO CARRILLO, J. 2014. Lista actualizada de las algas marinas de las islas Canarias, 2014. Sociedad Española de Ficología, 64 pp.
- CHACANA, M. 2002. *Codium elisabethae* O.C. Schmidt, Newly recorded from the Canary Island. *Constancea* 83.
- CHACANA, M., SILVA, P.C., PEDROCHE, F.F. and GIL-RODRIGUEZ, M.C. 2003. *Codium profundum* y *C. guineense*: nuevas citas para las islas Canarias y observaciones en *C. elisabethae* (Chlorophycota). *Vieraea* 31:267-280.
- González-Ruiz, S., REYES, J. and SANSÓN, M. 1995. Flora marina de Cutillo, Noroeste de Fuerteventura. *Vieraea* 24, 13-38.
- GUADALUPE, M.E., GIL-RODRÍGUEZ, M.C. and HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, M. 1995. Fitobentos de Arrecife de Lanzarote, Reserva de la biosfera (Islas Canarias). *Cryptogam. Algal* 16(1):33-46.
- GUIRY, M.D. and GUIRY, G.M. 2023. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Available in: <https://www.algaebase.org>; searched on 17 de marzo de 2023.
- REYES, J., OCAÑA, O., SANSÓN, M. and BRITO, A. 2000. Descripción de comunidades bentónicas infralitorales en la Reserva Marina de La Graciosa e islotes del Norte de Lanzarote (islas Canarias). *Vieraea* 137-154.
- SCHMIDT, O.C. 1929. Beitrage zur Kenntnis der Meeresalgen der Azoren. I. *Hedwigia* 69:95-11.
- VICKERS, A. 1896. Contribution à la flore algologique des Canaries. Annales des Sciences Naturelles, Série 8. Botanique 4:293-306.
- VIERA-RODRÍGUEZ, M. A. 1985. Flórula y vegetación bentónica de la Isla de La Graciosa, Canarias. Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna. 329 pp.



INFORMACIÓN ADICIONAL DEL CONSEJO ASESOR

- Aarón González Castro*. Investigador postdoctoral. arongcastro@gmail.com.
- Adriana Rodríguez Hernández*. Investigadora postdoctoral. adrianar@ull.es.
- Airam Rodríguez Martín*. Investigador postdoctoral. airamrguez@gmail.com.
- Alberto Brito Hernández*. Profesor. Universidad de La Laguna. abrito@ull.es.
- Alejandro Escánez*. Investigador postdoctoral. Universidad de La Laguna. aescanez@msn.com.
- Alejandro Martínez García*. Investigador postdoctoral. amartinez.ull@gmail.com.
- Alfredo Reyes Betancort*. Investigador. Jardín de Aclimatación de La Orotava. Islas Canarias. Spain. areyes@icia.es.
- Alfredo Valido Amador*. Investigador. Estación Biológica de Doñana, CSIC. Spain. avalido@ebd.csic.es
- Ana Isabel de Melo Azevedo Neto*. Investigadora. Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research. Portugal. aneto@uac.pt.
- Ana Sofia P.S. Reboleira*. Investigadora postdoctoral. sreboleira@ua.pt.
- Anibal Delgado Medina*. Investigador. INDP. Cabo Verde. anibal.medina@praocv.gov.cv.
- Beatriz Rumeu*. Investigadora postdoctoral. bea.rumeu@gmail.com.
- Beneharo Rodríguez Martín*. Investigador. Grupo de Ornitología e Historia Natural. Islas Canarias. Spain. benerguez@gmail.com.
- Carlos Aguiar*. Investigador. CIMO-Centro de Investigação de Montanha Bragança, Portugal. cfaguiar@ipb.pt.
- Celso A. Hernández Díaz*. Investigador postdoctoral. celsoaher@gmail.com.
- Corrine Almeida*. Profesora. Universidad de Cabo Verde. corrine.almeida@docente.unicv.edu.cv.
- David Hernández Teixidor*. Investigador postdoctoral. davihdez@ull.es.
- David Pérez Padilla*. Investigador postdoctoral. dppadilla@gmail.com.
- Eliseba García Padrón*. Investigadora postdoctoral. eliseba8@hotmail.com.
- Félix Manuel Medina Hijazo*. Técnico del Cabildo de La Palma. Islas Canarias. Spain. felix.medina@cablalpalma.es.
- Fernando Espino*. Técnico del Gobierno de Canarias. Spain. fesprod@gobiernodecanarias.org.
- Filipe Alves*. Investigador CIIMAR. Madeira. Portugal. filipe.alves@ciimarmadeira.org.
- Francisco J. Pérez-Torrado*. Catedrático de Física. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias. Spain. franciscojose.perez@ulpgc.es.
- Guilherme Ortigara Longo*. Investigador postdoctoral. golerme@yahoo.com.br.
- Gustavo M. Martins*. Investigador postdoctoral. gustavo.om.martins@uac.pt.
- Heriberto López*. Investigador postdoctoral. herilope@ipna.csic.es.
- Isildo Gomes*. Investigador. MDR/ INIDA. Cabo Verde. isildo.Gomes@mdr.gov.cv.
- Israel Pérez Vargas*. Investigador postdoctoral. ispeva@ull.es.
- Jairo Patiño Llorente*. Investigador postdoctoral. jpatino.llorente@gmail.com.
- Jesús M. Falcón Toledo*. Investigador postdoctoral. jesus.m.falcon@gmail.com.
- Jorge Henrique Capelo Gonçalves*. Investigador. INIAV. Portugal. jorge.capelo@iniav.pt.
- Jorge Núñez Fraga*. Profesor titular de Zoología. Universidad de La Laguna. janunez@ull.es.

José María Landeira. Investigador postdoctoral. jmlandei@ull.edu.es.

José Ramón Arévalo. Profesor titular de Ecología. Universidad de La Laguna. jarevalo@ull.edu.es.

Juan Carlos Illera Cobo. Investigador del Instituto Cantábrico de Biodiversidad. Spain. illerajuan@uniovi.es.

Juan Domingo Delgado García. Profesor contratado doctor. Universidad Pablo de Olavide. Spain. jddelgar@upo.es.

Juan Pedro Díaz. Profesor titular de Física. Universidad de La Laguna. Islas Canarias. Spain. jpdiaz@ull.es.

Juana María González Mancebo. Profesora titular de Botánica. Universidad de La Laguna. jglezm@ull.es.

Juli Caujapé-Castells. Investigadora. Jardín Botánico Canario Viera y Clavijo, Unidad asociada al CSIC, Cabildo de Gran Canaria. julicaujape@gmail.com.

Julio Afonso Carrillo. Catedrático de Botánica. Universidad de La Laguna. jmafonso@ull.es.

Kilian Toledo Guedes. Investigador postdoctoral. kilian.toledo@gmail.com.

Leopoldo Moro Abad. Técnico del Gobierno de Canarias. Islas Canarias. Spain. lmoraba2@gmail.com.

Manfred Kaufman. Profesor. Universidade da Madeira. Portugal. mkbimar@uma.pt.

Manuel Nogales Hidalgo. Investigador. IPNA-CSIC. Spain. mnogales@ipna.csic.es.

Marcelino José del Arco Aguilar. Catedrático de Botánica. Universidad de La Laguna. marco@ull.edu.es.

Marta López Darias. Investigadora postdoctoral. mdarias@ull.es.

Marta Sansón Acedo. Profesora titular de Botánica. Universidad de La Laguna. msanson@ull.es.

Miguel Menezes de Sequeira. Profesor. Universidade da Madeira. Portugal. miguelmenezessequeira@gmail.com.

Natacha Aguilar de Soto. Investigadora postdoctoral. na30@st-andrews.ac.uk.

Nuria Macías-Hernández. Investigadora postdoctoral. nemacias@ull.es.

Paulo Alexandre Vieira Borges. Profesor. Universidade dos Açores. Portugal. paulo.av.borges@uac.pt.

Pedro Afonso. Investigador. Institute of Marine Science. Açores. Portugal. afonso@uac.pt.

Pedro Oromí Masoliver. Catedrático de Zoología. Universidad de La Laguna. poromi@ull.es.

Pedro Sosa. Catedrático de Botánica. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias. Spain. pedro.sosa@ulpgc.es.

Ramón Casillas. Profesor titular de Petrología y Geoquímica. Universidad de La Laguna. Islas Canarias. Spain. rcasilla@ull.es.

Ricardo Haroun. Profesor titular de Biología. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Islas Canarias. Spain. ricardo.haroun@ulpgc.es.

Rogelio Herrera Pérez. Técnico del Gobierno de Canarias. Spain. herreraperez@gmail.com.

Rüdiger Otto. Investigador postdoctoral. rudiger.otto@gmail.com.

Rui Freitas. Profesor. Universidad de Cabo Verde. ruifreitas@docente.unicv.edu.cv.

Ruth Jaén Molina. Investigadora. Jardín Botánico Canario Viera y Clavijo. Spain. ruthjaen@gmail.com.

EVALUADORES / AS

José Carlos HERNÁNDEZ (profesor de la Universidad de La Laguna)

José Carlos MENDOZA DURÁN (investigador del Instituto Español de Oceanografía)

Julio AFONSO CARRILLO (profesor de la Universidad de La Laguna, jubilado)

Beatriz ALFONSO (investigadora de la Universidad de Barcelona)

Sara GONZÁLEZ-DELGADO (investigadora de la Universidad de Barcelona)

Antonio ORTOLANO (investigador de la Universidad de La Laguna)

Jorge NUÑEZ-FRAGA (profesor de la Universidad de La Laguna, jubilado)

Lea DE NASCIMENTO (profesora de la Universidad de La Laguna)

Claudia PAMPIN-DELGADO (investigadora de la Universidad de La Laguna)

Miguel GONZÁLEZ PÉREZ (investigador postdoctoral de la Universidad de La Laguna)

Cristina BLANDINO (investigadora postdoctoral, University of Catania)

Celso A. HERNÁNDEZ (investigador postdoctoral SEGAI, Universidad de La Laguna)

INFORME DEL PROCESO EDITORIAL DE LA REVISTA *SCIENTIA INSULARUM* 5 (2024)

El equipo de dirección se reunió en las primeras quincenas de los meses de mayo y julio y en las segundas quincenas de septiembre y noviembre de 2023 para tomar decisiones sobre el proceso editorial del número 5 de la revista. El tiempo medio transcurrido entre la recepción, evaluación, aceptación, edición y maquetado final de los trabajos fue de 12 meses.

Estadística:

N. de trabajos recibidos en *Scientia Insularum*: 12.

N. de trabajos aceptados para publicación: 11 (91,6%). Rechazados: 1 (8,4%).

Media de revisores por artículo: 2.

Media de tiempo entre envío y aceptación: 7 meses.

Media de tiempo entre aceptación y publicación: 12 meses.

Los revisores varían en cada número, de acuerdo con los temas presentados.



Servicio de Publicaciones
Universidad de La Laguna