

Revista de Ciencias Naturales en islas

SCIENTIA INSULARUM

Universidad de La Laguna

1

2018



Revista
SCIENTIA
INSULARUM

Revista
SCIENTIA INSULARUM

Revista Científica
de la Universidad de La Laguna

DIRECTOR / DIRECTOR
José Carlos Hernández (ULL)

COORDINADORES / COORDINATORS
José Carlos Hernández (ULL), Carlos Sangil Hernández (ULL),
José María Fernández-Palacios (ULL), Lea de Nascimento (ULL)

CONSEJO DE REDACCIÓN / ASSISTANT EDITORS
Alberto Brito Hernández (ULL), Jorge Núñez Fraga (ULL),
José Ramón Arévalo (ULL), Juan Carlos Rando Reyes (invest. postdoctoral),
Juana María González Mancebo (ULL), Julio Afonso Carrillo (ULL),
Julio de la Nuez Pestana (ULL), Marcelino José del Arco Aguilar (ULL),
Marta Sansón Acedo (ULL), Pedro Oromí Masoliver (ULL)

CONSEJO ASESOR / SCIENTIFIC BOARD
Pedro Afonso (investigador), Pedro Sosa (ULPGC), Carlos Aguiar (investigador), Natacha Aguilar
(investigador postdoctoral), Corrine Almeida (U. de Cabo Verde), Filipe Alves (investigador CIIMAR,
Madeira, Portugal), Jorge Henrique Capelo (investigador INIAV, Portugal), Ramón Casillas (ULL),
Juli Caujapé (investigador Jardín Botánico Canario), Sabrina Clemente (investigadora postdoctoral),
Ana Isabel de Melo (investigadora), Aníbal Delgado (investigador INDP, Cabo Verde), Juan Domingo
Delgado (U. Pablo de Olavide), Juan Pedro Díaz (ULL), Fernández Espino (téc. del Gobierno de
Canarias), Jesús M. Falcón (investigador postdoctoral), Rui Freitas (U. de Cabo Verde), Eliseba
García (investigadora postdoctoral), Isildo Gomes (investigador MDR/ INIDA, Cabo Verde),
Aarón González (investigador postdoctoral), Ricardo Haroun (ULPGC), Celso A. Hernández
(investigador postdoctoral), David Hernández (investigador postdoctoral), Rogelio Herrera (téc. del
Gobierno de Canarias), Juan Carlos Illera (investigador del Instituto Cantábrico de Biodiversidad), Ruth Jaén
(investigadora), Manfred Kaufman (U. da Madeira), José María Landeira (investigador postdoctoral),
Heriberto López (investigador postdoctoral), Marta López (investigadora postdoctoral), Nuria Macías
(investigadora postdoctoral), Alejandro Martínez (investigador postdoctoral), Gustavo M. Martins
(investigador postdoctoral), Félix Manuel Medina (téc. del Cabildo de La Palma), Miguel Menezes
(U. da Madeira), Leopoldo Moro (téc. del Gobierno de Canarias), Manuel Nogales (investigador IPNA-
CSIC), Guilherme Ortigara (investigador postdoctoral), Rüdiger Otto (investigador posdoctoral), Ana Sofia
P.S. (investigadora postdoctoral), Jairo Patiño (investigador postdoctoral), David Pérez (investigador
postdoctoral), Francisco J. Pérez (ULPGC), Israel Pérez (investigador postdoctoral), Alfredo Reyes
(investigador), Adriana Rodríguez (investigadora postdoctoral), Airam Rodríguez (investigador Postdoctoral),
Beneharo Rodríguez (investigador), Beatriz Rumeu (investigadora postdoctoral), Kilian Toledo
(investigadora posdoctoral), Alfredo Valido (investigador), Paulo Alexandre Vieira (U. dos Acores, Portugal).

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

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

PREIMPRESIÓN

Servicio de Publicaciones

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01>

ISSN: e-2659-6644

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

Revista
SCIENTIA
INSULARUM

1

SERVICIO DE PUBLICACIONES
UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA, 2018

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

Añual.

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, abstract (200 words maximum) with key words (3 to 6) and its translation to English or Spanish.
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

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 servicio de 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 for the editors who have the right to reject it or to submitted to reviewers. The main reason for a direct rejection could be do not follow general authors 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 process 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 process 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 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
<http://publica.webs.ull.es/publicaciones/serie/publicaciones-periodicas/>

SUMARIO / CONTENTS

Welcome to the New Journal *Scientia Insularum / Islands Science* / Bienvenidos a la nueva revista *Scientia Insularum / Islands Science*
José Carlos Hernández, Lea de Nascimento, Carlos Sangil & José María Fernández-Palacios..... 9

ARTÍCULOS / ARTICLES

Efecto del impacto antrópico sobre la distribución de *Stramonita haemastoma* (Linnaeus 1766) (Gastropoda: Muricidae) en la costa norte de Tenerife / Anthropic Impact Effect on the Distribution of *Stramonita haemastoma* (Linnaeus 1766) (Gastropoda: Muricidae) In the North Coast of Tenerife
Elsa Cuende, Sara González-Delgado, María L. García, Claudia Pich & María Rodríguez..... 13

Estudio de las poblaciones de cangrejo utilizadas como carnada en las Islas Canarias: situación actual, influencia del marisqueo y tipo de hábitat / Study Of The Crab Populations Used As Bait In The Canary Islands: Actual Status, Harvesting and Habitat Influence
Ana Forner, María Bas-Silvestre, Adrián Martín-Hernández, Daniel Álvarez-Canali & Neliann Collazo..... 23

Home Sweet Home? Wide-Ranging Movements of Socially Stable Resident Delphinids (*Globicephala macrorhynchus*) / ¿Hogar dulce hogar? Amplios rangos de desplazamiento de delfínidos residentes y socialmente estables (*Globicephala macrorhynchus*)
Filipe Alves, Anita Alessandrini, Marc Fernandez, Karin L. Hartman & Ana Dinis..... 37

Terrestrial Biota Checklist of the Chinijo Archipelago and Lobos (Canary Islands) / Listado de la biota terrestre del Archipiélago Chinijo y Lobos (Islas Canarias)
José María Fernández-Palacios, Zaira Negrín, Silvia Fernández Lugo, José Ramón Arévalo & Lea de Nascimento..... 51

Elasmobranch Bycatch on Artisanal Trammel Net Fishery in the Canary Islands / Captura incidental de elasmobranquios en las pesquerías con trasmallo en las islas Canarias
José Carlos Mendoza, Carmelo Dorta, Alberto Brito & José Carlos Hernández..... 87



Estudio de la abundancia de microplásticos en doce playas de la isla de Tenerife (Islas Canarias) / Study of The Microplastic Abundances In Twelve Beaches of The Tenerife Island (Canary Islands)

Cristina Villanova, Francisca Romero, Sonia Fernández, Miguel Muñoz & Sara Álvaro.....

103

Varying Conditions in Intertidal Pools: High Resolution pH Dynamics and Primary Production / Condiciones variables en charcos intermareales: dinámicas de alta resolución del pH y productividad primaria

Celso A. Hernández Díaz & José Carlos Hernández.....

123

NOTAS / NOTES

Estudio de dos rasas intermareales al norte de Tenerife como zona de criadero de juveniles de *Epinephelus marginatus* (LOWE, 1834) / Study Of Two Intertidal Benchs At The North Coast of Tenerife As Nursery Area For The Juveniles Of *Epinephelus marginatus* (LOWE, 1834)

Sergio Moreno-Borges, Carlos Aspiroz, Sandra Hernández-Mingorance, Marina Jaramillo-Delgado, Manuel A. Marrero & Mario Ortiz-López.....

141



WELCOME TO THE NEW JOURNAL
SCIENTIA INSULARUM / ISLANDS SCIENCE

José Carlos Hernández*, Lea de Nascimento**
Carlos Sangil* & José María Fernández-Palacios**

As you will notice along this first issue, a new scientific journal entitled *Scientia Insularum/ Islands Science* has been born. The birth of a scientific journal is not a frequent event and this is the reason why we would like to share such a nice moment with you. The four editors-in-chief authoring this welcome text have bet hard for launching a regional journal, with Macaronesia –the sum of the NE Atlantic volcanic archipelagos, comprising Azores, Madeira, Selvagens, The Canaries and Cape Verde – as its natural *Lebensraum*, but not restricted to Macaronesia, thus welcoming manuscripts from other islands worldwide.

Our main intention is converting *Scientia Insularum* in an open access and free of charge journal, focused on island research, centred both in terrestrial and marine biological disciplines (such as Biogeography, Ecology, Evolution, Palaeontology, Paleocology, Conservation, etc.), but also open to non-biological sciences with importance in islands, such as Volcanology, Hydrogeology, Geomorphology, Oceanography or Climatology, among others.

The journal is launched by La Laguna University Press (Servicio de Publicaciones de la Universidad de La Laguna), and will be only published on-line [<https://www.ull.es/revistas/index.php/scientia-insularum/index>], in English or Spanish. The idea is to attract the research results of young scientists at the very beginning of their careers, such as Master degree or PhD students, complementing this approach with manuscripts sent by consolidated fellows, for increasing the impact factor and thus the attractiveness of the journal to the academic community. Obviously as newly born, *Scientia Insularum* still lacks impact factor, but the editorial board will work hard for obtaining it as soon as possible.

Journal Assistant Editors include ten qualified colleagues from the Universidad de La Laguna embracing several research fields, whereas the composition of the journal Scientific Board is exceptional, with more than 50 young scholars belonging to Universities and Research Centres based mainly in the Macaronesian archipelagos.

For this first volume, entitled “Importance of Islands in Natural Science” we have received and selected eight contributions that are mainly focus on the human impacts on the marine environments surrounding the Canary Islands but also on the home range of delphinids around Madeira and Azores, and a preliminary checklist

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01.001>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 1; diciembre 2018, pp. 9-10; ISSN: e-2659-6644



of the interesting terrestrial biota of the Chinijo Archipelago, on the north-eastern side of the Canaries.

This first volume is an invitation to future contributors that will help to highlight the importance of Islands in the Natural Sciences with their works and to create, for the first time, an international journal focus on Island Science that would serve as a participative media for experts and young scientist worldwide.



* Ecología de Comunidades Marinas y Cambio Climático. Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la Universidad de La Laguna.

** Ecología y Biogeografía Insular. Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal de la Universidad de La Laguna.

ARTÍCULOS / ARTICLES

EFFECTO DEL IMPACTO ANTRÓPICO SOBRE
LA DISTRIBUCIÓN DE *STRAMONITA HAEMASTOMA*
(LINNAEUS 1766) (GASTROPODA: MURICIDAE)
EN LA COSTA NORTE DE TENERIFE

Elsa Cuende, Sara González-Delgado*
María L. García, Claudia Pich
& María Rodríguez

RESUMEN

Las zonas costeras han sido históricamente un lugar de asentamiento humano y de aprovechamiento de recursos por su elevada productividad. En las islas Canarias concretamente, el marisqueo de la «púrpura» o «cañadilla» (*Stramonita haemastoma*) ha sido uno de los principales motivos de explotación del intermareal isleño. El objetivo del presente estudio fue analizar el efecto del impacto antrópico sobre la distribución, abundancia y tamaño de este molusco. Para ello, se muestrearon dos zonas del norte de Tenerife, la Punta del Hidalgo y Finca El Apio, lugares muy homogéneos en sus características físicas, pero con una diferencia importante, su cercanía al núcleo urbano. Los resultados muestran diferencias en la abundancia y la talla de *Stramonita haemastoma* entre las dos localidades, encontrando mayor número de individuos, así como individuos de mayor tamaño, en la localidad menos impactada por el ser humano. Del mismo modo, se muestra un cambio en la distribución natural de esta especie. Este estudio podría ser una herramienta para la gestión adecuada y sostenible de este recurso, a través del conocimiento de su estado actual.

PALABRAS CLAVE: impacto humano, abundancia, talla, *Stramonita haemastoma*.

ANTHROPIC IMPACT EFFECT ON THE DISTRIBUTION OF *STRAMONITA*
HAEMASTOMA (LINNAEUS 1766) (GASTROPODA: MURICIDAE)
IN THE NORTH COAST OF TENERIFE

ABSTRACT

Historically coastal areas have been a human settlement place and exploitation area for its resources and its high productivity. In the Canary Islands, one of the main reasons to exploit the islands intertidal zone has been the shellfishing of “purpura o cañadilla” (*Stramonita haemastoma*). The main objective of this study was to analyze the human impact’s effect on the distribution, abundance and size of this mollusk. To do so, we sampled two locations at the North of Tenerife, with similar characteristics, la Punta del Hidalgo and Finca El Apio. The results show differences on the abundance and size of *Stramonita haemastoma* among localities, being more abundant and larger at the less human-impacted locality. In addition, there are changes in the natural distribution of this species. This study could be useful tool for sustainable management actions of this resource throughout the knowledge of its actual status.

KEYWORDS: human impact, abundance, size, *Stramonita haemastoma*.

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01.002>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 1; diciembre 2018, pp. 13-22; ISSN: e-2659-6644



1. INTRODUCCIÓN

La zona intermareal costera constituye un hábitat de alta heterogeneidad topográfica que alberga una gran riqueza y diversidad de organismos, abarcando desde el límite inferior de la bajamar hasta el límite superior de la pleamar. Su patrón de zonación está bien definido siguiendo los esquemas clásicos (Stephenson y Stephenson 1949), caracterizado por la presencia de tres bandas: supralitoral, mesolitoral e infralitoral. El supralitoral está caracterizado por la presencia del molusco *Littorina striata*, el mesolitoral por la dominancia del cirrípedo *Chthamalus stellatus* y el infralitoral por céspedes de algas rojas y pardas y una densa banda de *Cystoseira abies-marina* que marca el final del intermareal (Elejabeitia y Afonso-Carrillo 1994). Esta zona, continuamente bañada por las mareas, constituye un territorio único en términos ecológicos, económicos y sociales. Por ello, a lo largo de la historia, el ser humano se ha establecido en torno a estas zonas, aprovechando el espacio y haciendo uso de sus recursos.

Las diferentes especies de moluscos han constituido uno de los recursos existentes de mayor interés en el litoral en términos alimenticios, estéticos y comerciales. En este contexto una importante fuente de conocimiento histórico son los yacimientos costeros, donde los restos de organismos encontrados informan que ya en tiempos pasados se hacía uso de estos recursos (Hernández 2006). De hecho, uno de los recursos costeros utilizados tanto por los fenicios como por los romanos después fue la especie *Stramonita haemastoma* (Linnaeus 1766), púrpura o cañadilla, un molusco gasterópodo apreciado por su pigmento natural púrpura que adornaba las más valiosas túnicas (Tesserras 2000). En las islas Canarias y más concretamente en Tenerife, su aprovechamiento por los aborígenes queda patente en el registro arqueológico desde mucho antes de la época cristiana, hacia el siglo v a.C. (Hernández 2006).

Hoy en día el marisqueo sigue siendo practicado en todo el Archipiélago Canario, de forma recreativa para consumo propio y profesionalmente mediante su comercialización. El molusco *Stramonita haemastoma* es objeto de dicho marisqueo, aunque su recolección está sometida a una veda desde el año 2011 para favorecer su recuperación (BOC n.º 93, Orden de 18 de mayo de 2011). En un estudio previo a esta veda, llevado a cabo en las islas Canarias en 2009 (Ramírez *et al.* 2009), se observó una mayor abundancia a lo largo del mesolitoral rocoso, en comparación con el infralitoral, donde el estrés por desecación y exposición al oleaje es menor y existe una mayor abundancia de alimento. Por el contrario, en las islas donde la densidad de población es mucho más alta, existe una mayor abundancia en la zona inferior del intermareal.

* Máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación. Universidad de La Laguna, San Cristóbal de La Laguna, Tenerife, islas Canarias, España. Autor para la correspondencia: saglezdel@gmail.com.

En el presente estudio se pretende analizar la distribución espacial y el tamaño del molusco *Stramonita haemastoma* en función de la cercanía de los individuos a la fuente de impacto antrópico definido por el núcleo urbano. La investigación se lleva a cabo en dos zonas del norte de la isla de Tenerife; la Punta del Hidalgo y Finca El Apio. Dichas localidades se asemejan en que su rasa intermareal está constituida mayormente por roca y la orientación de la misma es noroeste de modo que se pueden obviar diferencias en la distribución debidas a factores físicos y oceanográficos (Ramírez *et al.* 2008). Sin embargo, una diferencia relevante entre las localidades es la dificultad de acceso al público que presentan, siendo este el elemento clave en el diseño de nuestro estudio.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. MUESTREO Y RECOLECCIÓN DE DATOS

La especie objeto de este estudio es *Stramonita haemastoma*, un molusco gasterópodo presente en las islas Canarias que habita en el meso- e infralitoral de las costas rocosas (Ramírez *et al.* 2009). Los lugares muestreados para la recolección de este animal se ubicaron en dos localidades de la costa norte de la isla de Tenerife (España); la Punta del Hidalgo (28°34'23.4" N 16°19'53.5" W) y la Finca El Apio (28°31'24.9" N 16°24'47.3" W). En cada una de estas localidades se escogieron tres zonas de muestreo en función de su distancia a una fuente de impacto antrópico; definido por el núcleo urbano en la Punta del Hidalgo y la carretera de acceso al intermareal en la Finca El Apio. Este factor fue denominado «distancia al impacto» (DIS), siendo las zonas más cercanas «DIS 1», «DIS 2» las zonas intermedias y «DIS 3» las más alejadas (figura 1). En cada una de estas zonas se tomaron muestras en los dos niveles de marea, meso- e infralitoral, realizando tres réplicas de transectos de 10 m de largo y 2 m de ancho. Se recolectaron los individuos encontrados tanto sobre la superficie rocosa como entre grietas y oquedades del área que cubría cada transecto y se tomaron medidas de la altura de la concha (figura 2) mediante calibradores Vernier de 0,05 mm de precisión.

2.2. ANÁLISIS DE LOS DATOS

Los datos de abundancia de *Stramonita haemastoma* obtenidos se analizaron con el paquete estadístico PRIMER 6 Versión 6.1.11 & PERMANOVA + Versión 1.0.1. Se realizaron análisis de la varianza por permutaciones (Anderson 2001) en función de la localidad, la cercanía al impacto humano, el nivel de marea y la interacción entre estos dos últimos. Por lo tanto, los modelos incorporaron los siguientes factores: (1) 'Localidad' (factor fijo ortogonal con dos niveles correspondientes a la Punta del Hidalgo y la Finca El Apio), (2) 'Distancia al impacto' (factor fijo ortogonal con tres niveles en función de la distancia al impacto) y (3) 'Nivel de marea' (factor fijo ortogonal con dos niveles correspondientes al infralitoral y mesolitoral).



La Punta del Hidalgo.



La Finca El Apio.



Figura 1. Zonas de muestreo en función de su distancia al acceso humano (representado por un círculo) «DIS 1», «DIS 2» y «DIS 3» en las dos localidades.

Se utilizaron las distancias euclídeas para el análisis de la variable 'Abundancia de *Stramonita haemastoma*'. El nivel de significación elegido fue de 0,05 y se emplearon 4999 permutaciones. Aquellos resultados significativos se representaron gráficamente usando Excel (Microsoft Office).

Por otro lado, se representaron las frecuencias de talla de los individuos de modo similar a las clases de tallas establecidos por Ramírez *et al.* (2009) para las dos localidades. Además, se analizaron estos datos mediante la prueba χ^2 de independencia, con un nivel de significación de 0,01 con el *software* Excel (Microsoft Office).

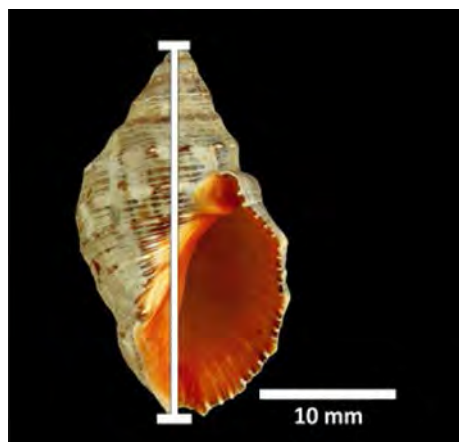


Figura 2. Medida de la altura de *Stramonita haemastoma*.

3. RESULTADOS

3.1. ANÁLISIS DE LA ABUNDANCIA DE *STRAMONITA HAEMASTOMA*

Se recolectaron un total de 337 individuos, de los cuales 267 se encontraron en la Finca El Apio y los 70 restantes en la Punta del Hidalgo (figura 3). Según el análisis PERANOVA para la variable dependiente 'Abundancia de *Stramonita haemastoma*' varía en función del factor 'Localidad' (tabla 1) revelando una abundancia mucho mayor en la localidad de la Finca El Apio (figura 3).

TABLA 1. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE LA VARIANZA POR PERMUTACIONES DE TRES VÍAS DE LA 'ABUNDANCIA DE *STRAMONITA HAEMASTOMA*' EN FUNCIÓN DE TRES FACTORES (LOCALIDAD (LO), DISTANCIA AL IMPACTO (DIS), NIVEL DE MAREA (NI) Y LA INTERACCIÓN ENTRE ELLOS (LOxDIS; LOxNI; DISxNI; LOxDISxNI)

FUENTE DE VARIACIÓN	DF	SS	MS	PSEUDO-F	P (PERM)
LO	1	1111,10	1111,10	9,82	0,003
DIS	2	100,72	50,36	0,44	0,666
NI	1	324	324	2,86	0,104
LOxDIS	2	448,39	224,19	1,98	0,156
LOxNI	1	106,78	106,78	0,94	0,354
DISxNI	2	615,17	307,58	2,71	0,082
LOxDISxNI	2	513,72	256,86	2,27	0,135
RES	24	2715,30	113,14		
TOTAL	35	5935,20			



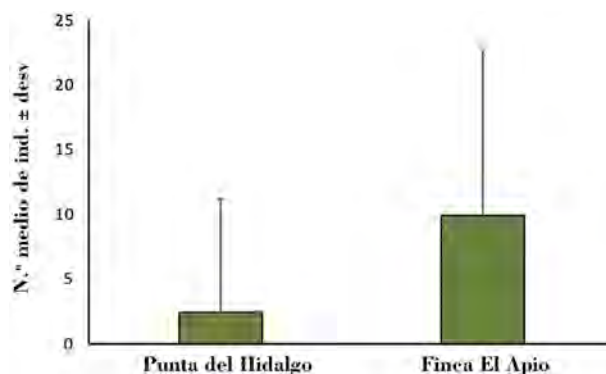


Figura 3. Abundancia de *Stramonita haemastoma* en las dos localidades estudiadas del Norte de Tenerife.



Figura 4. Abundancia de *Stramonita haemastoma* en las diferentes zonas sometidas a un grado de impacto distinto en función de la distancia al núcleo urbano en la localidad de la Punta del Hidalgo.

Además, los análisis de los datos de las localidades por separado revelan, por un lado, que en la Punta del Hidalgo se observa un aumento significativo de la abundancia (tabla 2) a medida que nos alejamos de dicho impacto (figura 4) y que en la Finca El Apio, por el contrario, encontramos diferencias significativas entre los diferentes niveles de marea (tabla 3), existiendo una mayor abundancia en el mesolitoral que en infralitoral (figura 5).

3.2. ANÁLISIS DE LAS TALLAS DE *STRAMONITA HAEMASTOMA*

Se realizó un análisis de las tallas de los individuos recolectados en las diferentes localidades, y las frecuencias de los rangos de tallas fueron representados en la figura 6. Tal y como se puede observar, existe una mayor frecuencia de tallas

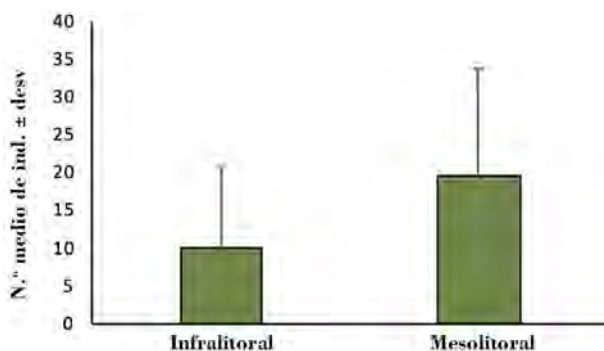


Figura 5. Abundancia de *Stramonita haemastoma* en los niveles de marea en la localidad de la Finca El Apio.

TABLA 2. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE LA VARIANZA POR PERMUTACIONES DE DOS VÍAS DE LA 'ABUNDANCIA DE *STRAMONITA HAEMASTOMA*' EN LA LOCALIDAD DE LA PUNTA DEL HIDALGO EN FUNCIÓN DE DOS FACTORES (DISTANCIA AL IMPACTO (DIS) Y NIVEL DE MAREA (NI) Y LA INTERACCIÓN ENTRE ELLOS (DISxNI)

FUENTE DE VARIACIÓN	DF	SS	MS	PSEUDO-F	P (PERM)
DIS	2	16,40	8,20	5,39	0,007
NI	2	5,02	2,51	1,65	0,200
DISxNI	2	5,02	2,51	1,65	0,200
RES	18	27,36	1,52		
TOTAL	26	57,09			

TABLA 3. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE LA VARIANZA POR PERMUTACIONES DE DOS VÍAS DE LA 'ABUNDANCIA DE *STRAMONITA HAEMASTOMA*' EN LA LOCALIDAD DE FINCA EL APIO, EN FUNCIÓN DE DOS FACTORES: DISTANCIA AL IMPACTO (DIS), NIVEL DE MAREA (NI) Y LA INTERACCIÓN ENTRE ELLOS (DISxNI)

FUENTE DE VARIACIÓN	DF	SS	MS	PSEUDO-F	P (PERM)
DIS	2	1,10	0,55	0,42	0,691
NI	2	79,89	39,94	30,67	0,001
DISxNI	4	18,12	4,53	3,47	0,051
RES	18	23,44	1,30		
TOTAL	26	122,56			

entre los 20-25 mm de altura en la Punta del Hidalgo, mientras que en la Finca El Apio predomina el rango 25-30 mm. No obstante, comprobamos si estas diferencias observables son significativas con la prueba de la χ^2 de Pearson (nivel de significación



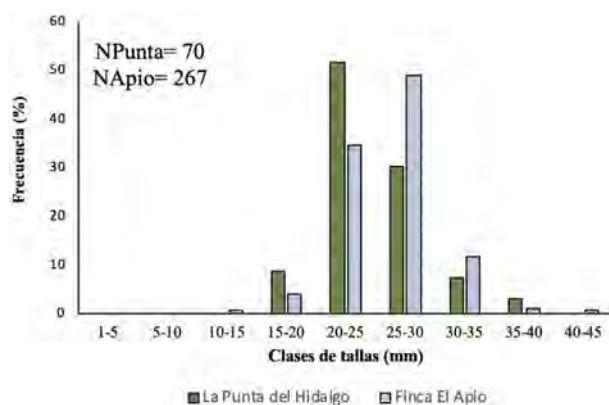


Figura 6. Frecuencia de tallas (mm) de *Stramonita haemastoma* en las dos zonas de estudio. NPunta: número de individuos recolectados en la Punta del Hidalgo y NApio: número de individuos recolectados en la Finca El Apio.

0,01). El valor resultante, $p = 0,021 > \alpha = 0,01$ no es significativo, por lo que aceptamos la hipótesis nula de independencia.

4. DISCUSIÓN

El presente estudio ha revelado la existencia de diferencias en la abundancia de *Stramonita haemastoma* entre las poblaciones de la Punta del Hidalgo y la Finca El Apio. La Punta del Hidalgo es un lugar cuyo acceso al público no supone dificultad, factor que habitualmente acarrea una mayor presión antrópica en los ecosistemas (Ramírez *et al.* 2009). De hecho, su enorme heterogeneidad y la cercanía al pueblo favorecen actividades como la pesca y el marisqueo. La Finca El Apio, en cambio, es un lugar de difícil acceso donde no se dan altas concentraciones humanas y que por lo tanto está sometido a un menor impacto antropogénico. Expuestas las particularidades de cada localidad, no resulta sorprendente que esta especie, tan explotada en las islas Canarias, presente una mayor abundancia en la Finca El Apio respecto a la Punta del Hidalgo.

Al estudiar cada localidad de forma independiente, comprobamos que en la Punta del Hidalgo se observan diferencias en la abundancia en relación con la distancia al impacto, verificándose que en la zona más cercana al núcleo urbano y por consiguiente con mayor impacto no se encuentra presente. Por el contrario, en la Finca El Apio no se aprecian cambios respecto a la distancia al impacto ya que la abundancia se mantiene constante en todas las zonas. Sin embargo, respecto al nivel de marea podemos observar una mayor abundancia en la franja mesolitoral al compararlo con la infralitoral. Este último dato se corrobora con las observaciones de otros autores, quienes señalaron que el patrón de distribución general de este

molusco se extiende por el mesolitoral (Ramírez *et al.* 2009; Santos y Boehs 2010). A pesar de esto, en la Punta del Hidalgo, *Stramonita haemastoma* está ausente en el mesolitoral de las zonas más cercanas al núcleo urbano, apareciendo únicamente en el infralitoral.

De este modo, concluimos que el impacto humano puede estar alterando la distribución de la especie debido a que los individuos presentes en el mesolitoral suponen un objetivo de captura más factible. Teniendo en cuenta la veda establecida por el Gobierno de Canarias, la disminución de la cañadilla en el intermareal podría deberse a la búsqueda de alimento cuando la presión marisquera no opera directamente sobre esta especie sino sobre su alimento, por ejemplo, las lapas (Rilov *et al.* 2002).

Con respecto al tamaño de los individuos hemos podido observar que predominan distintos rangos de talla en cada localidad, siendo la Finca El Apio el lugar donde encontramos ejemplares de mayor tamaño. Según el estudio de Ramírez *et al.* (2009) el rango de talla más frecuente en las islas Canarias es 21-25 mm, lo cual concuerda con los datos recogidos en la Punta del Hidalgo. Sin embargo, en la Finca El Apio existe una mayor frecuencia de individuos entre las tallas 25-30 mm. Esta diferencia puede ser entendida como una alteración de las tallas presentes en los lugares afectados debida a la explotación de individuos de mayor tamaño. Según Roy *et al.* (2003), el marisqueo es una de las principales causas que provocan la disminución de la talla de los moluscos puesto que los individuos más grandes son preferentemente recolectados, pudiendo ser la Punta del Hidalgo un claro ejemplo de ello.

A modo de conclusión, en este estudio se ha puesto de manifiesto que el impacto antrópico ocasiona una disminución en la abundancia y el tamaño de los individuos de *Stramonita haemastoma*, al igual que cambios en la distribución a lo largo del intermareal, lo cual puede ser debido a la tradición de marisqueo en la Isla. En este contexto, teniendo en cuenta las interacciones ecológicas de *Stramonita haemastoma* con otros organismos, que también se ven afectados por el marisqueo, en especial sus potenciales presas, este estudio podría ser complementado en un futuro mediante un estudio comparativo a largo plazo del impacto antrópico sobre dichas especies. Por último, nos gustaría señalar que estos resultados pueden ser valiosos para una gestión adecuada y sostenible de este recurso.

5. AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer al doctor José Carlos Hernández la ayuda y tutorización prestada a la hora de realizar este trabajo, también a aquellos compañeros del Máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación que nos brindaron su ayuda durante los muestreos y al Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la ULL por los materiales aportados.

RECIBIDO: noviembre de 2017, ACEPTADO: noviembre de 2017



6. CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: EC.

Metodología y trabajo de campo: EC, PC, GML, RM, GDS.

Análisis de datos: GDS, PC, GML, EC, RM con ayuda del profesor José Carlos Hernández.

Preparación del escrito original: EC, PC, GML, RM, GDS.

Corrección y edición del escrito definitivo: GDS.

7. REFERENCIAS

- ANDERSON, M.J. 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 626-639.
- ELEJABEITIA, Y., AFONSO-CARRILLO, J. 1994. Observaciones sobre la zonificación de las algas de Punta Hidalgo, Tenerife (Islas Canarias). *Anu. Estud. Canarios*. 38: 15-23.
- HERNÁNDEZ, E.M.M. 2006. Las arqueomalacofaunas en contextos prehistóricos de Tenerife. *Coloq. Hist. C. Am.* 17(17): 414-452.
- ORDEN n.º 2492. BOC n.º 93. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente. Canarias, 11 de mayo de 2011.
- RAMÍREZ, R., TUYA, F. y HAROUN, R.J. 2008. El Intermareal Canario. Poblaciones de lapas, burgados y cañadillas. BIOGES, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, p. 54.
- RAMÍREZ, R., TUYA, F. y HAROUN, R.J. 2009. Spatial patterns in the population structure of the whelk *Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1766) (Gastropoda: Muricidae) in the Canarian Archipelago (eastern Atlantic). *Sci. Mar.* 73(3): 431-437.
- ROY, K., COLLINS, A.G., BECKERRECKER, B.J., BEGOVIC, E. y ENGLE, J.M. 2003. Anthropogenic impacts and historical decline in body size of rocky intertidal gastropods in southern California. *Ecol. Lett.* 6(3): 205-211.
- RILOV, G., BENAYAHU, Y. y GASITH, A. 2001. Low abundance and skewed population structure of the whelk *Stramonita haemastoma* along the Israeli Mediterranean coast. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 218: 189-202.
- SANTOS, J.J.B. y BOEHS, G. 2011. Spatial-temporal distribution and recruitment of *Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1758) (Mollusca) on a sandstone bank in Ilhéus, Bahia, Brazil. *Braz. J. Biol.* 71(4): 799-805.
- STEPHENSON, T.A. y STEPHENSON, A. 1949. The universal features of zonation between tide-marks on rocky coasts. *J. Ecol.* 37: 289-305.



ESTUDIO DE LAS POBLACIONES DE CANGREJO UTILIZADAS COMO CARNADA EN LAS ISLAS CANARIAS: SITUACIÓN ACTUAL, INFLUENCIA DEL MARISQUEO Y TIPO DE HÁBITAT

Ana Forner*, María Bas-Silvestre, Adrián Martín-Hernández,
Daniel Álvarez-Canali & Neliann Collazo

RESUMEN

Se estudió la diferencia de abundancia, talla y biomasa de las especies de cangrejo usadas como carnada entre las localidades de Punta del Hidalgo y Finca El Apio, entre las que se asume diferente presión marisquera. Para ello se registró la talla, sexo y peso de los taxones de interés y se trató de establecer una relación entre la abundancia y el tipo de hábitat. En ambas localidades se recolectó mayor número de machos de los géneros *Pachygrapsus* y *Xantho*. *Percnon gibbesi* y *Pachygrapsus* spp. alcanzan tallas medias mayores en la Punta del Hidalgo, mientras que *Xantho* spp. cuenta con tallas similares en las dos zonas. El número de hembras ovígeras se mostró bajo pese a ser época de veda. Se determina que no existen diferencias significativas entre las dos localidades en cuanto al marisqueo, pero sí diferencias de abundancia a nivel de hábitat. A nivel individual, el género *Pachygrapsus* contó con mayor presencia en áreas donde predominan rocas de tamaño grande. Se recomienda un seguimiento de las poblaciones en periodos dentro y fuera de veda, así como desarrollar estudios centrados en la biología y ecología de dichas especies.

PALABRAS CLAVE: carnada, hábitat, intermareal, marisqueo, *Pachygrapsus*, *Xantho*, *Percnon*.

STUDY OF THE CRAB POPULATIONS USED AS BAIT IN THE CANARY ISLANDS:
ACTUAL STATUS, HARVESTING AND HABITAT INFLUENCE

ABSTRACT

Differences in abundance, size and biomass were studied in crab species used as bait for fishing in two locations: Punta del Hidalgo and Finca El Apio, assuming different shellfishing pressure between them. Thus, size, sex and weight of the animals were registered in order to establish a relationship between the abundance and type of habitat. A higher number of *Pachygrapsus* spp. and *Xantho* spp. males was collected in both locations. *P. gibbesi* and *Pachygrapsus* spp. reached higher shell-length values in Punta del Hidalgo, but *Xantho* spp. had similar length in both areas. The number of ovigerous females was low despite being harvesting ban period. No significant differences in terms of harvesting were found, but it differs according to habitat type. Individually, the genus *Pachygrapsus* had greater presence in areas dominated by large rocks. It is recommended to continue with the population monitoring of crabs used as bait in and out harvesting ban period and develop studies focused on the biology and ecology of these species.

KEYWORDS: bait, habitat, intertidal, *Pachygrapsus*, shellfishing, *Xantho*, *Percnon*.

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01.003>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 1; diciembre 2018, pp. 23-36; ISSN: e-2659-6644



1. INTRODUCCIÓN

Uno de los principales efectos asociados a la antropización en las zonas costeras es la explotación de los recursos marinos, y más concretamente el marisqueo intermareal (Freire y García-Allut 2000; Ferns *et al.* 2000; Noguera y Riera 2011). La recolección selectiva de individuos en función de su tamaño puede influir sobre la demografía, abundancia y biomasa de la población, comportamiento, ciclo vital y genética de las especies recolectadas (Fenberg y Roy 2008).

En el archipiélago canario, las especies de crustáceos decápodos *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) y las relativas al género *Xantho* (Leach, 1814) y *Pachygrapsus* (Randall, 1840) son utilizadas como carnada para la pesca profesional y recreativa (BOC n.º 093, 2 de mayo 2011). El marisqueo incontrolado, junto con la contaminación y degradación del litoral, convierte a estos decápodos en vulnerables (Bonnet y Rodríguez 1992; González 2016).

Estas especies de interés marisquero en el litoral canario habitan en sustratos rocosos y rocoso-arenosos, bajo piedras y callaos y en intersticios de rocas sumergidas, en ambientes protegidos, plataformas, charcos intermareales y plataformas dominadas por especies de macroalgas como *Corallina* y *Cystoseira* (González 1995). Spivak *et al.* (2010) demostraron que los cangrejos del género *Xantho* muestran preferencia por piedras grandes dispuestas sobre fondo rocoso consistente en pequeños callaos, siendo menos frecuentes en zonas dominadas por arena. Por otra parte, la especie *Percnon gibbesi* se encuentra frecuentemente en charcos intermareales bajo piedras de gran tamaño o en grietas y en el infralitoral somero (Deudero *et al.* 2005). En cuanto a su comportamiento durante la marea baja, el género *Xantho* se muestra inactivo y permanece bajo rocas, mientras que las especies de *Pachygrapsus* se comportan de forma activa (Spivak *et al.* 2010). Se ha observado que la especie *P. gibbesi* es activa durante el día, contando con mayor actividad de alimentación durante el atardecer (Deudero *et al.* 2005).

El ciclo reproductivo de los géneros *Xantho* y *Pachygrapsus* es estacional (Flores y Paula 2002a; Flores y Paula 2002b; Spivak *et al.* 2010), registrándose picos sucesivos de abundancia de hembras ovígeras durante la primavera y el verano (de abril a agosto), aunque las hembras probablemente producen múltiples puestas durante el periodo entre mudas. Para *Percnon gibbesi* la mayor abundancia de hembras ovígeras se muestra también a principios de verano (Paula 1989; Sciberras y Schembri 2007; Noguera y Riera 2011).

Los pocos estudios realizados hasta la fecha sobre el estado de las poblaciones de estos decápodos en el litoral de Canarias hacen que trabajos como éste sean de especial interés para la gestión y conservación de los recursos litorales. Noguera y Riera (2011) observaron síntomas de sobreexplotación asociada al marisqueo en

* Máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación. Universidad de La Laguna, San Cristóbal de La Laguna, Tenerife, islas Canarias, España. Autor para la correspondencia: alu0101004938@ull.edu.es.



Figura 1. a. Localización de las áreas de estudio: Finca El Apio (28,529187°N 16,40683°O) y Punta del Hidalgo (28,576691°N 16,329255°O) en Tenerife (Islas Canarias) (imagen tomada de GRAFCAN). b. Una de las áreas de muestreo seleccionadas.

las poblaciones del género *Xantho* en la isla de Lanzarote, notificando la pequeña talla de los individuos y la escasez de individuos adultos y hembras ovígeras. El Gobierno de Canarias, mediante el *Boletín Oficial de Canarias* del 2 de mayo de 2011, ha establecido volúmenes máximos de captura, zonas del litoral acotadas para la recuperación de poblaciones y periodos de veda. Para las especies *Percnon gibbesi* y las relativas a los géneros *Xantho* y *Pachygrapsus* el marisqueo queda prohibido anualmente entre el 1 de diciembre y el 31 de marzo.

En este estudio se determinó si las poblaciones de cangrejo utilizadas como carnada se ven afectadas por el marisqueo en el norte de la isla de Tenerife. Para ello se estudió y comparó la talla y abundancia de estas especies entre la Punta del Hidalgo, zona muy accesible y frecuentada por pescadores, en la que se asume alta presión de marisqueo, y la Finca El Apio, área en la que se espera menor presión de recolección debido a la dificultad de acceso. Además, se examinó la relación entre la abundancia de estas especies y el tipo de hábitat que ocuparon.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Fueron seleccionadas como área de estudio las localidades de la Punta del Hidalgo y la Finca El Apio, en el municipio de San Cristóbal de La Laguna (Tenerife, islas Canarias) (figura 1a). La Punta del Hidalgo y la Finca El Apio constituyen dos rasas rocosas localizadas en el norte de Tenerife de gran interés para el estudio de los ecosistemas litorales, debido a sus dimensiones y al gran número de especies que podemos encontrar en ellas. Estas plataformas difieren en gran medida en la facilidad de acceso que presenta cada una de ellas, lo que supone una aparente diferencia en cuanto a la facilidad de explotación de sus recursos (Alfonso *et al.* 2015). Se seleccionaron tres áreas dentro de ambas localidades que reunieran las condiciones ambientales propicias para el estudio (figura 1b), haciendo tres réplicas en el caso de la Punta del



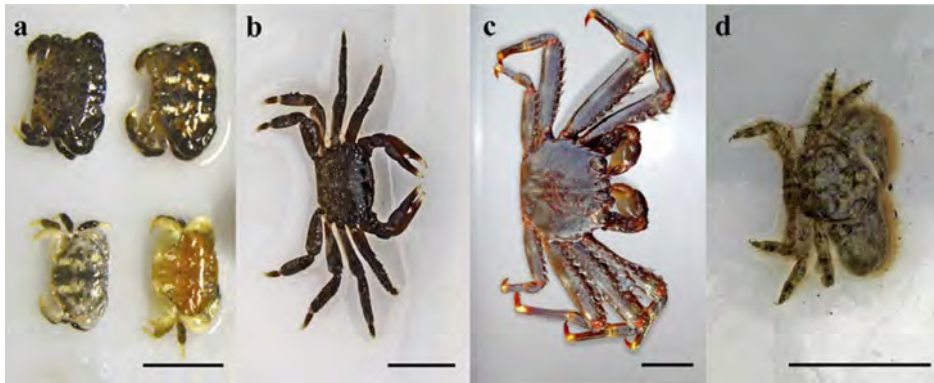


Figura 2. Especies objeto de estudio, de izquierda a derecha: a. *Xantho* spp., b. *Pachygrapsus* spp. c. *Percnon gibbesi* y d. *Porcellana platycheles* (escala=10 mm).

Hidalgo y dos en la Finca El Apio debido a las limitaciones impuestas por el espacio y la marea. Para cada una de estas réplicas se midió el área de la zona de muestreo.

Durante el mes de febrero de 2016 se procedió a muestrear cada área de estudio y sus correspondientes réplicas. Durante 30 minutos, cuatro investigadores se dedicaron a recolectar individuos de las especies *Percnon gibbesi* y relativas a los géneros *Xantho* y *Pachygrapsus* entre las rocas. Por su abundancia, individuos de *Porcellana platycheles* también se recolectaron, aunque no es considerada una especie de interés marisquero (figura 2). Todos los ejemplares fueron sexados, indicando si las hembras eran ovígeras, y se midió el ancho máximo del cefalotórax con un calibre. Algunos individuos de *Xantho* y *Pachygrapsus* fueron llevados al laboratorio para registrar su peso en la báscula de precisión y posteriormente fueron devueltos al mar. Se establecieron cuatro clases de individuos en función del sexo: machos, hembras no ovígeras, hembras ovígeras e indeterminados (para aquellos animales en los que fue imposible determinar el sexo).

Con el objetivo de describir el hábitat de las especies de interés se seleccionaron al azar 15 rocas de cada zona de muestreo y se midió su perímetro, lo que permitió definir dos tipos de hábitat, uno dominado por rocas pequeñas (con menos de seis rocas con perímetro superior a 50 cm) y otro por rocas grandes (con seis o más rocas de más de 50 cm de perímetro).

Los datos obtenidos fueron procesados con el paquete estadístico PRIMER 6 & PERMANOVA + v.1.0.1. mediante un análisis univariante de la varianza por permutaciones (PERANOVA) (Anderson 2001). Para ello se utilizó un diseño de dos vías considerando los factores: localidad (fijo y con dos niveles: 1. Punta del Hidalgo, 2. Finca El Apio) y hábitat (fijo y con dos niveles: 1. rocas pequeñas y 2. rocas grandes). Se usaron las distancias euclídeas para el cálculo de la matriz triangular. El análisis se llevó a cabo estableciendo un nivel de significación de $\alpha = 0,05$. De manera adicional, se realizó un análisis de componentes principales (PCO) para estudiar la relación entre la abundancia de las especies y los distintos hábitats muestreados.

También se realizó una regresión lineal curvilínea con el paquete estadístico SPSS (IBM) para estudiar la relación entre las variables talla y peso, con el fin de estimar la biomasa de los hábitats estudiados. Con la ecuación de la curva de regresión se calcularon los pesos del resto de cangrejos muestreados y se estimó la biomasa promedio (en g/m², con un esfuerzo de 30 minutos y cuatro personas) para cada uno de los hábitats.

3. RESULTADOS

3.1. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA GENERAL

Se obtuvo un total de 339 individuos entre la Punta del Hidalgo (n= 211) y la Finca El Apio (n= 128), de los cuales 17 individuos se corresponden con la especie *Percnon gibbesi*, 185 con *Pachygrapsus* spp., 90 con *Xantho* spp. y 47 con *Porcellana platycheles* (Pennant, 1777). En la tabla 1 y en la figura 3 se muestra el número de individuos muestreados para cada especie en función del sexo y de la localidad. Para el género *Pachygrapsus* se recolectó mayor número de machos tanto en la Punta del Hidalgo como en la Finca El Apio, observando la misma situación para las especies de *Xantho*. En contraposición, se encontró mayor número de hembras de *P. platycheles* en relación con los machos. De los 17 ejemplares de *P. gibbesi*, 16 fueron muestreados en la Punta del Hidalgo y un individuo en la Finca El Apio.

TABLA 1. NÚMERO DE CANGREJOS MUESTREADOS Y ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LA TALLA (mm), ATENDIENDO A LA LOCALIDAD Y AL SEXO DE LOS INDIVIDUOS

		TOTAL	<i>Pachygrapsus</i> spp.	<i>Percnon gibbesi</i>	<i>Xantho</i> spp.	<i>Porcellana platycheles</i>
Clases	Machos	114	9	61	8	
	Hembras	68	8	27	36	
	Indeterminados	3	0	2	3	
	Hembras ovígeras	6	1	2	15	
	Total	185	17	90	47	
Talla (mm)	Media	10,43	18,80	11,55	5,53	
	Desviación estándar	4,75	4,92	4,63	1,95	
	Mínimo	2,40	10	2	2	
	Máximo	35,90	29,20	22	9,11	
Punta del Hidalgo		<i>Pachygrapsus</i> spp.	<i>Percnon gibbesi</i>	<i>Xantho</i> spp.	<i>Porcellana platycheles</i>	
Clases	Machos	61	9	48	5	
	Hembras	40	7	21	14	
	Indeterminados	1	0	2	3	
	Hembras ovígeras	3	1	2	5	
	Total	102	16	71	22	



Talla (mm)	Media	11,62	19,06	11,25	5,34
	Desviación estándar	5,52	4,96	4,70	2,02
	Mínimo	2,40	10	2	2
	Máximo	35,90	29,20	22	9,11
Finca El Apio		<i>Pachygrapsus</i> spp.	<i>Percnon gibbesi</i>	<i>Xantho</i> spp.	<i>Porcellana platycheles</i>
Clases	Machos	53	0	13	3
	Hembras	28	1	6	22
	Indeterminados	2	0	0	0
	Hembras ovígeras	3	0	0	10
	Total	83	1	19	25
Talla (mm)	Media	8,96	14,60	12,67	5,70
	Desviación estándar	3,02	-	4,26	1,90
	Mínimo	3	14,60	4	2
	Máximo	18	14,60	21	9

Con respecto a la talla, la especie *Percnon gibbesi* y el género *Pachygrapsus* alcanzan mayores valores de talla media en la Punta del Hidalgo en relación con la Finca El Apio, mientras que *Xantho* spp. y *Porcellana platycheles* mostraron tallas similares entre ambas localidades.

Se registró un total de seis hembras ovígeras para *Pachygrapsus* spp., una para *Percnon gibbesi*, dos para *Xantho* spp. y quince para *Porcellana platycheles*. Atendiendo a la tabla 2, la talla media es de 14,22 mm para *Pachygrapsus* spp., 13,85 mm para *Xantho* spp. y 5,53 mm para *P. platycheles*. La única hembra ovígera recolectada de la especie *P. gibbesi* presentó 29,2 mm.

TABLA 2. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA PARA LA TALLA (MM) DE LAS HEMBRAS OVÍGERAS				
TALLA DE HEMBRAS OVÍGERAS (mm)				
ESPECIES	<i>Pachygrapsus</i> spp.	<i>Xantho</i> spp.	<i>Percnon gibbesi</i>	<i>Porcellana platycheles</i>
Media	14,22	13,85	29,20	5,53
Desviación estándar	5,46	0,21	-	1,46
Mínimo	9	13,70	29,20	4
Máximo	22	14	29,20	9
Total	6	2	1	15

3.2. ANÁLISIS UNIVARIANTE DE LA VARIANZA POR PERMUTACIONES (PERMANOVA)

Analizando todas las especies en conjunto, la diferencia de abundancia se mostró significativa para el hábitat (p-valor= 0,031), mientras que el factor localidad resultó no significativo (p-valor= 0,682) (tabla 3).

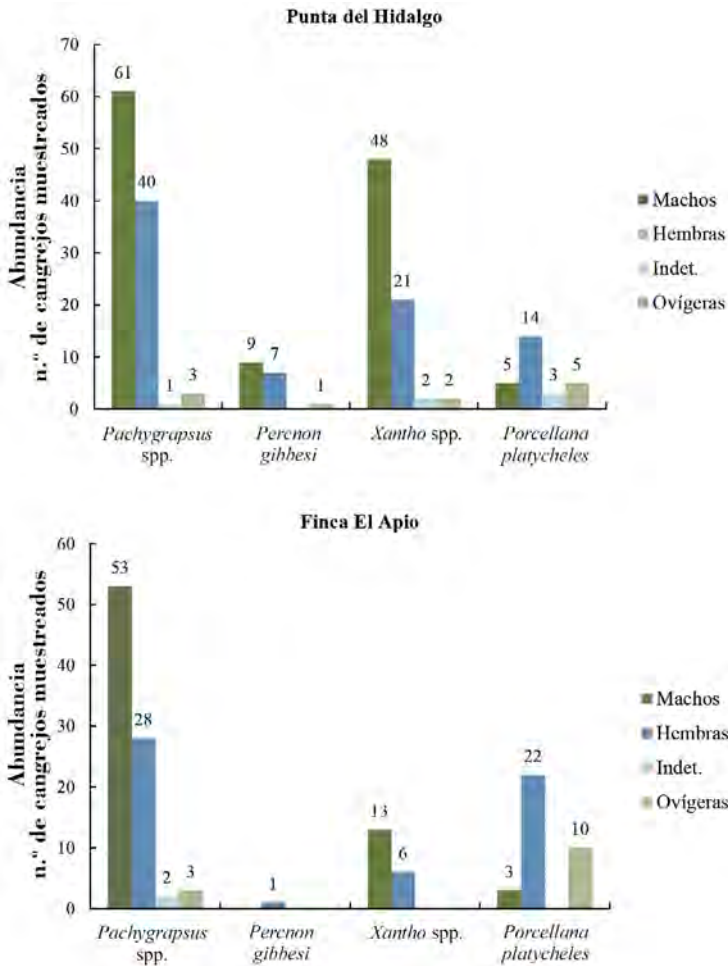


Figura 3. Número de cangrejos en función del sexo para ambas localidades.

TABLA 3. RESULTADOS DEL ANÁLISIS PERMANOVA (TODAS LAS ESPECIES) Y PERANOVA (ESPECIES POR SEPARADO) DE DOS VÍAS DE HÁBITAT Y LOCALIDAD Y SUS INTERACCIONES PARA LA ABUNDANCIA. INCLUYENDO EL MODELO QUE ENGLOBA TODAS LAS ESPECIES Y EL DE CADA UNA POR SEPARADO

	FUENTE DE VARIACIÓN	Df	Ss	Ms	Pseudo-F	P(perm)	Unique Perms
Todas las especies	Hábitat	1	726,75	726,75	3,79	0,031*	4980
	Localidad	1	97,70	97,70	0,51	0,680	4989
	Hábitat × localidad	1	64,01	64,01	0,33	0,800	4982
	Residual	11	2108,30	191,66			
	Total	14	3100,80				

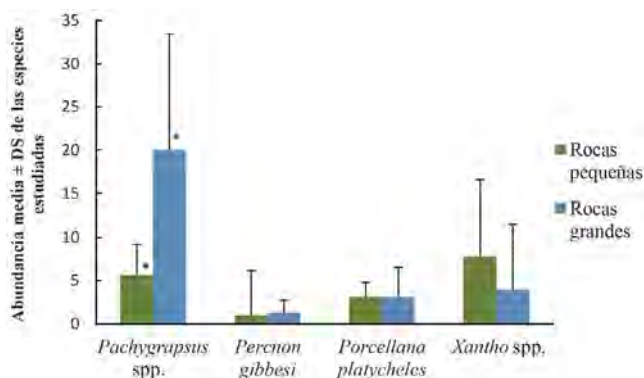


Figura 4. Abundancia media \pm DS de las especies estudiadas con respecto al tipo de hábitat. El asterisco (*) indica diferencias significativas.

<i>Pachygrapsus</i> spp.	Hábitat	1	698,75	698,75	6,67	0,030*	4939
	Localidad	1	9,56	9,56	9,12E-2	0,760	4936
	Hábitat \times localidad	1	9,56	9,56	9,12E-2	0,770	4958
	Residual	11	1151,90	104,72			
	Total	14	1943,30				
<i>Percnon gibbesi</i>	Hábitat	1	0,24	0,24	3,34E-2	0,880	2956
	Localidad	1	9,85	9,85	1,38	0,290	1684
	Hábitat \times localidad	1	1,25	1,25	0,17	0,720	4659
	Residual	11	78,62	7,15			
	Total	14	89,73				
<i>Porcellana platycheles</i>	Hábitat	1	0,18	0,18	7,36E-3	0,930	4680
	Localidad	1	10,25	10,25	0,42	0,520	4461
	Hábitat \times localidad	1	2,15	2,15	8,74E-2	0,770	4920
	Residual	11	270,88	24,63			
	Total	14	283,73				
<i>Xantho</i> spp.	Hábitat	1	27,58	27,55	0,50	0,54	4925
	Localidad	1	68,04	68,04	1,23	0,32	4921
	Hábitat \times localidad	1	51,05	51,05	0,92	0,39	4968
	Residual	11	606,88	55,17			
	Total	14	784				

* Factores significativos con valor de p(perm) en negrita.

Posteriormente se procedió a analizar las especies de forma independiente (PERANOVA), no existiendo diferencias significativas para la abundancia de *Percnon gibbesi*, *Porcellana platycheles* y *Xantho* spp. en cuanto a la localidad, ni al hábitat

(tabla 3). En el caso de *Pachygrapsus* spp. se observaron diferencias significativas en el hábitat en cuanto a abundancia (figura 4), siendo mayor en aquellos lugares donde se cuente con mayor proporción de rocas grandes.

Para el estudio de la talla no se detectaron diferencias significativas para ninguna de las especies en relación con los factores establecidos (tabla 4).

TABLA 4. RESULTADOS DEL ANÁLISIS PERANOVA DE DOS VÍAS DE HÁBITAT Y LOCALIDAD Y SUS INTERACCIONES PARA LA TALLA. INCLUYENDO EL MODELO PARA CADA ESPECIE POR SEPARADO							
	FUENTE DE VARIACIÓN	Df	Ss	Ms	Pseudo-F	P(perm)	Unique Perms
<i>Pachygrapsus</i> spp.	Hábitat	1	0,98	0,98	5,63E-2	0,83	4957
	Localidad	1	7,10	7,10	0,4067	0,55	4954
	Hábitat × localidad	1	4,28E-2	4,28E-2	2,45E-3	0,96	4950
	Residual	11	192,10	17,46			
	Total	14	200,04				
<i>Percnon gibbesi</i>	Hábitat	1	81,50	81,50	1,11	0,32	3919
	Localidad	1	84,96	84,96	1,16	0,30	3177
	Hábitat × localidad	1	3,35E-2	3,35E-2	4,58E-4	0,98	4856
	Residual	11	803,41	73,04			
	Total	14	982,20				
<i>Porcellanaplatacheles</i>	Hábitat	1	3,08	3,08	0,32	0,58	4807
	Localidad	1	0,38	0,38	3,99E-2	0,84	4726
	Hábitat × localidad	1	0,38	0,38	3,96E-2	0,85	4928
	Residual	11	104,80	9,53			
	Total	14	108,26				
<i>Xantho</i> spp.	Hábitat	1	2,51	2,51	6,46E-2	0,80	4942
	Localidad	1	81,54	81,54	2,09	0,17	4936
	Hábitat × localidad	1	58,81	58,81	1,51	0,22	4954
	Residual	11	428,36	38,94			
	Total	14	569,87				

3.3. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCO)

El análisis PCO mostró que en aquellas zonas donde hay una mayor abundancia de *Pachygrapsus* se registra una menor abundancia de *Xantho*. Los individuos relativos al género *Xantho* muestran preferencia por hábitats donde predominan



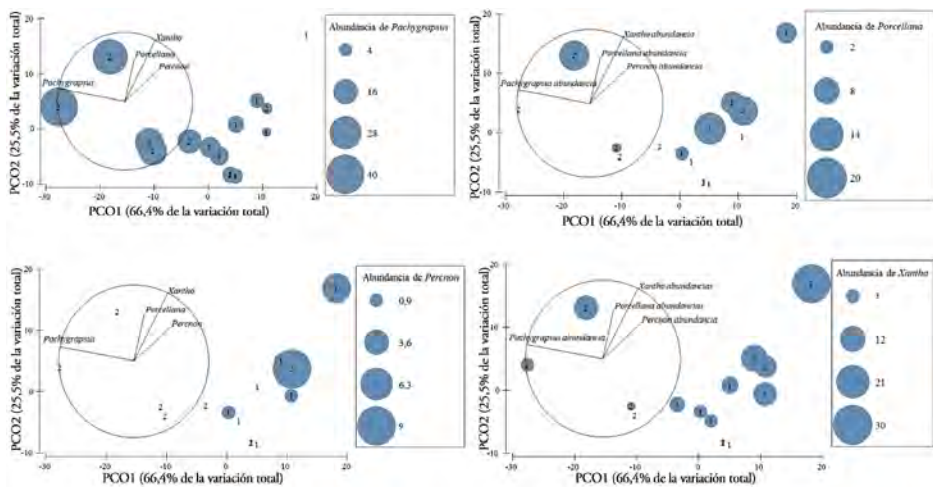


Figura 5. Ordenación PCO utilizando las abundancias de todas las especies muestreadas, mostrando la abundancia de cada una de las especies con burbujas y señalando el hábitat con códigos (1 = rocas pequeñas; 2 = rocas grandes).

rocas pequeñas. De la misma manera, se observa cómo *Percnon gibbesi* y *Porcellana platycheles* no presentan preferencias en cuanto al hábitat (figura 5).

3.4. REGRESIÓN TALLA-PESO

Las regresiones talla-peso para los géneros *Xantho* y *Pachygrapsus* muestran un buen ajuste a una curva logarítmica con un valor de significación de $p < 0,0001$, en ambos casos (figura 6).

3.5. CÁLCULO DE BIOMASA

En la tabla 5 se muestran los valores de biomasa estimados para cada tipo de hábitat, observándose mayores valores en el hábitat con mayor número de rocas pequeñas.

TABLA 5. BIOMASA ESTIMADA (g/m^2) PARA LOS GÉNEROS *XANTHO* Y *PACHYGRAPSUS* PARA LOS DISTINTOS HÁBITATS ESTUDIADOS

BIOMASA (g/m^2)	ROCAS PEQUEÑAS	ROCAS GRANDES
<i>Xantho</i> spp.	0,10	0,08
<i>Pachygrapsus</i> spp.	0,09	0,09

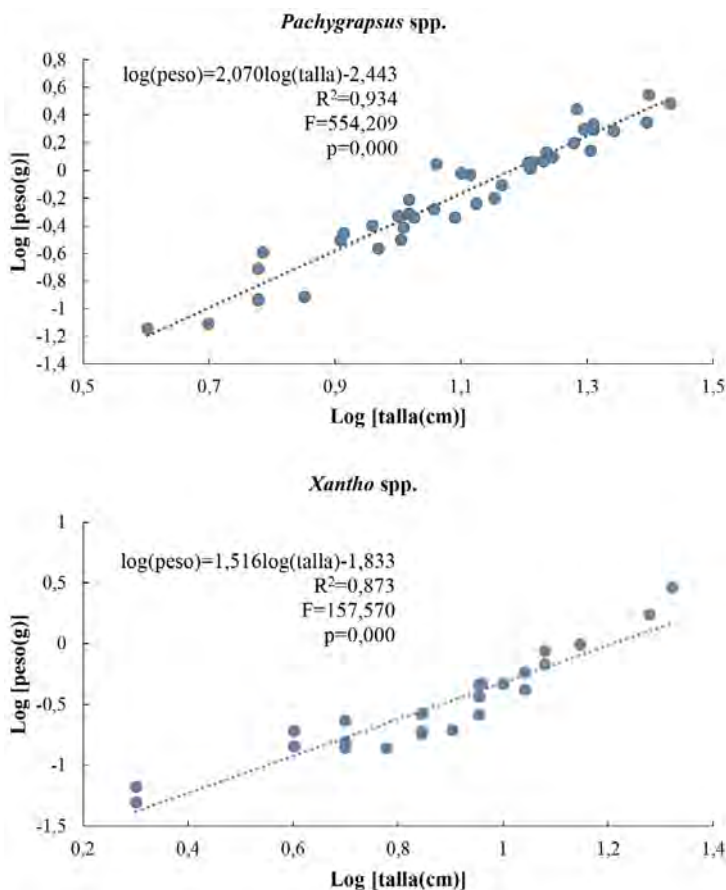


Figura 6. Gráficos de dispersión para la talla y el peso de los ejemplares de los géneros *Pachygrapsus* y *Xantho*. La recta representa la línea de ajuste de la regresión logarítmica. Se incluye la ecuación de la recta, el valor de R^2 , F y el p-valor.

4. DISCUSIÓN

La sobreexplotación de los recursos marisqueros es una de las principales alteraciones del litoral de las islas Canarias (Bonnet y Rodríguez 1992; González 1995; Noguera y Riera 2011). Debido a la escasez de datos previos, el presente estudio pretende determinar si las poblaciones de los géneros *Xantho*, *Pachygrapsus* y *Percnon* utilizados como carnada están afectadas por el marisqueo mediante la comparación de dos localidades, asumiendo que en una de ellas se desarrolla mayor presión marisquera, debido a la facilidad de acceso que presenta con respecto a la otra.

De los individuos muestreados, se encontró un mayor número de machos en ambas localidades para el género *Pachygrapsus*, lo que concuerda con los resultados



de Flores y Negreiros-Franzoso (1999) y Flores y Paula (2002a), que muestran una proporción de sexos desviada hacia los machos para las clases de tallas mayores de 10 mm. Para *Xantho* también se encontró un mayor número de machos, un resultado distinto al de Spivak *et al.* (2010), que encontraron proporciones de sexo muy próximas a 1:1. En *Porcellana platycheles* se da el caso contrario, con un mayor número de hembras, mientras que para *Percnon gibbesi* la proporción de machos es similar a la de hembras. La proporción de hembras ovígeras de *Pachygrapsus* y *Xantho* parece preocupantemente baja si se tienen en cuenta el número total de hembras y que el muestreo se realizó durante el periodo de veda, establecido para no interferir con el periodo de desove (BOC n.º 093, 2 de mayo 2011). Sin embargo, este resultado es consistente con diversos estudios que indican que el periodo reproductivo de estas especies se produce en los meses de primavera y verano (Flores y Negreiros-Franzoso 1999; Flores y Paula 2002a; Paula y Flores 2002b; Spivak *et al.* 2010; Noguera y Riera 2011).

En cuanto a la talla, *Percnon gibbesi* y el género *Pachygrapsus* registran mayores valores de talla media en la Punta del Hidalgo mientras que *Xantho* spp. y *Porcellana platycheles* muestran valores similares de talla media en las dos localidades, aunque los análisis estadísticos muestran que no existen diferencias significativas para la talla entre las distintas localidades.

En el análisis que contempla todas las especies en conjunto no se encontraron diferencias significativas para la abundancia en cuanto a las localidades, pero sí en cuanto al hábitat; por tanto, la abundancia de las poblaciones no se ve afectada *a priori* por el marisqueo, aunque este resultado no es del todo concluyente ya que el muestreo se realizó durante los meses de veda. En los modelos de cada especie, *Pachygrapsus* presenta diferencias de abundancia en función del hábitat, observando una mayor presencia en aquellos hábitats de rocas de tamaño grande. En el caso de *Xantho*, *Percnon* y *Porcellana*, no existen diferencias significativas de abundancia para el hábitat.

Las diferencias a nivel de hábitat se observan en los gráficos del análisis PCO para la abundancia de las distintas especies en función del hábitat, observándose cómo a mayor abundancia de *Pachygrapsus*, menor abundancia de *Xantho*. Esto puede ser debido a una competencia por el hábitat. No obstante, para una interpretación más ajustada de estos resultados, sería recomendable un estudio experimental más detallado de las dos especies. Por el contrario, *Porcellana platichelles* y *Percnon gibbesi* no siguen una tendencia definida por el hábitat. A partir de los resultados obtenidos por el PCO, se muestra una mayor preferencia de *Xantho* por rocas pequeñas. Estos resultados se contradicen con los estudios de Spivak *et al.* (2010), que determinaron una preferencia por rocas grandes (más de 513 cm² de superficie) sobre guijarros. Esto podría deberse a la diferencia en la toma de datos, así como a la elección de clasificación del hábitat.

Con los datos de biomasa (g/m²) existen mayores diferencias para *Xantho* entre hábitats, que para *Pachygrapsus*. Además, se destaca que en el hábitat dominado por rocas pequeñas se alcanzan mayores valores de biomasa para ambas especies. Atendiendo a la legislación vigente, el volumen máximo de extracción permitido para estas especies de cangrejo (1500 g/día de *Xantho* y 500 g/día de *Pachygrapsus* y



Percnon en el caso de marisqueo profesional; 200 g/día de cada una de las especies para marisqueo recreativo) resulta excesivo atendiendo a la biomasa estimada para este recurso pesquero. Para la recolección de las cantidades máximas, el área de marisqueo se extendería varios kilómetros a lo largo del litoral. Además, teniendo en cuenta la presión del marisqueo y que el cese de la veda se produce en el inicio del periodo reproductivo, las poblaciones de estos cangrejos podrían experimentar una fuerte regresión. Como indica González (2016), en algunas localidades las poblaciones de estas especies se encuentran en estado crítico, por lo que futuros estudios que se prolonguen en el tiempo y que abarquen periodos dentro y fuera de la veda podrían demostrar claramente que las poblaciones se encuentran realmente en peligro, y de esta forma promover la implementación de medidas de conservación eficaces.

RECIBIDO: octubre de 2017, ACEPTADO: noviembre de 2017

5. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la comisión académica del Máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación de la Universidad de La Laguna la oportunidad de realizar este estudio piloto para la asignatura de «Impacto de la Pesca en la Biodiversidad Marina». Agradecemos a Daniel Miranda González su colaboración durante los muestreos y a José Carlos Hernández toda la ayuda prestada.

6. CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: AF.

Metodología: AF, MBS, AMH, DAC, NC.

Análisis de datos: DAC, AMH con la ayuda del profesor José Carlos Hernández.

Investigación: AF, MBS, AMH, DAC, NC.

Preparación del escrito original: AF, MBS, AMH, DAC, NC.

Corrección y edición del escrito definitivo: AF, MBS, AMH, DA.



7. REFERENCIAS

- ALFONSO, B., SARABIA, A., SANCIBRIÁN, I., ALFARO, A., ADERN, N. y HERNÁNDEZ, J.C. 2015. Efecto de la actividad humana sobre la distribución y estructura poblacional del burgado *Phorcus sauciatus* (Koch, 1845). *Rev. Acad. Canar. Cienc.* 27: 333-343.
- ANDERSON, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26(1): 32-46.
- BONNET, J. y RODRÍGUEZ, A. 1992. *Fauna marina amenazada en las islas Canarias*. Madrid: Instituto para la Conservación del Medio Ambiente (ICONA).
- DEUDERO, S., FRAU, A., CERDA, M. y HAMPEL, H. 2005. Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive Grapsidae, in western Mediterranean waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 285: 151-156.
- FENBERG, P.B. y ROY, K. 2008. Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know? *Mol. Ecol.* 17(1): 209-220.
- FERNS, P.N., ROSTRON, D.M. y SIMAN, H.Y. 2000. Effects of mechanical cockle harvesting on intertidal communities. *J. Appl. Ecol.* 37(3): 464-474.
- FLORES, A.A. y PAULA, J. 2002a. Population dynamics of the shore crab *Pachygrapsus marmoratus* (Brachyura: Grapsidae) in the central Portuguese coast. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 82(02): 229-241.
- FLORES, A.A. y PAULA, J. 2002b. Sexual maturity, larval release and reproductive output of two brachyuran crabs from a rocky intertidal area in central Portugal. *Invert. Reprod. Dev.* 42(1): 21-34.
- FLORES, A.A. y NEGREIROS-FRANZOZO, M.L. 1999. On the population biology of the mottled shore crab *Pachygrapsus transversus* (Gibbes, 1850) (Brachyura, Grapsidae) in a subtropical area. *Bull. Mar. Sci.* 65(1): 59-73.
- FREIRE, J. y GARCÍA-ALLUT, A. 2000. Socioeconomic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain). *Mar. Policy.* 4(5): 375-384.
- GONZÁLEZ, J.A. 1995. *Catálogo de los crustáceos decápodos de las Islas Canarias*. Tenerife: Publicaciones Turquesa 273 p.
- GONZÁLEZ, J.A. 2016. Brachyuran crabs (Crustacea: Decapoda) from the Canary Islands (eastern Atlantic): checklist, zoogeographic considerations and conservation. *Sci. Mar.* 80(1): 89-102.
- NOGUERA, R. y RIERA, R. 2011. Dinámica de las poblaciones de *Xantho* spp. (cangrejilla) (Decapoda, Xanthidae) en la franja costera de Arrecife (Lanzarote, islas Canarias). *Vieraea.* (39): 97-104.
- PAULA, J. 1989. Rhythms of larval release of decapod crustaceans in the Mira Estuary, Portugal. *Mar. Biol.* 100(3): 309-312.
- SCIBERRAS, M. y SCHEMBRI, P.J. 2007. Observations on the alien crab *Percnon gibbesi* (Decapoda, Brachyura, Grapsidae) from the Maltese Islands. *Rapp. P.-V. Reun. Comm. Int. Explor. Sci. Mer. Méditerran.* 38: 594.
- SPIVAK, E.D., ARÉVALO, E., CUESTA, J.A. y 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.



HOME SWEET HOME? WIDE-RANGING MOVEMENTS OF SOCIALLY STABLE RESIDENT DELPHINIDS (*GLOBICEPHALA MACRORHYNCHUS*)

Filipe Alves*, Anita Alessandrini**, Marc Fernandez***, Karin L. Hartman♦ & Ana Dinis*

ABSTRACT

Movement patterns of delphinid populations are generally known to occur within specific geographical areas; with the exception of the killer whale (*Orcinus orca*). Additionally, knowledge of wide-ranging migrations in these animals are mainly attributed to individual records with limited information on their social structure, residency status or purpose of migration. Here, a comparison of photographic-identification catalogues of short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) from the two most isolated archipelagos of the North Atlantic (Madeira and Azores) shows that five well-marked adult animals have made a round-trip movement, of no less than 2000 km. These delphinids belong to the main resident pod in Madeira, where they present long-term site fidelity and were photographed in the Azores during an apparent stop (of at least 10 days), most likely for breeding or feeding purposes. The analysis of the association patterns of these individuals shows that they were sighted together on multiple occasions during the entire study period, suggesting that they are members of a cohesive unit. These findings broaden our understanding on these animals' home ranges and suggest caution when establishing residency status in delphinids.

KEYWORDS: biogeography, individual associations, North Atlantic, photo-identification, site fidelity, temporal social patterns.

¿HOGAR DULCE HOGAR? AMPLIOS RANGOS DE DESPLAZAMIENTO DE DELFÍNIDOS RESIDENTES Y SOCIALMENTE ESTABLES (*GLOBICEPHALA MACRORHYNCHUS*)

RESUMEN

Los patrones de movimiento de las poblaciones de delfínidos son generalmente limitados en el espacio, con la excepción de la orca (*Orcinus orca*). Además, la información sobre las grandes migraciones de estos animales es limitada en relación con la estructura social, estatus de residencia o el propósito de la migración. En el presente trabajo, la comparación de catálogos de fotoidentificación de calderón tropical (*Globicephala macrorhynchus*) de Madeira y Azores mostró que cinco animales adultos han realizado un viaje de ida y vuelta, de no menos de 2000 km. Estos delfínidos pertenecen a un grupo residente en Madeira, tienen una fidelidad de larga duración y fueron fotografiados en Azores durante una parada aparente, de al menos 10 días, seguramente para la cría y alimentación. El análisis de los patrones de asociación de estos individuos muestra que fueron registrados juntos en múltiples ocasiones durante todo el periodo de estudio, sugiriendo que son miembros de una unidad cohesionada. Estos descubrimientos amplían nuestro entendimiento sobre el rango de distribución y movimiento de estos animales y sugieren cautela al establecer los estatus de residencia de los delfínidos.

PALABRAS CLAVE: biogeografía, asociaciones individuales, Atlántico Norte, fotoidentificación, fidelidad al sitio, patrones sociales temporales.

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01.004>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 1; diciembre 2018, pp. 37-49; ISSN: e-2659-6644



1. INTRODUCTION

Knowledge of animals' movement patterns is essential in several areas of ecology, as well as in related sub-disciplines, including global environmental issues and resources management. Nevertheless, obtaining such information can be challenging, especially when targeting wild, unconfined populations, as seen with whales and dolphins (Order Cetacea).

A non-invasive technique based on photographic-identification (Würsig and Würsig 1977) has been successfully used to infer the modal and extreme home ranges and social systems (together with other parameters such as populations' life histories and group dynamics) of naturally marked cetacean populations worldwide (Stone *et al.* 1990; Whitehead 2001). For example, it showed that single/mother-calf baleen whales perform large-scale seasonal migrations (Robbins *et al.* 2011), and that stable units of females and immature sperm whales (*Physeter macrocephalus*) inhabit the tropics/subtropics, with mature males dispersing to higher latitudes (Whitehead *et al.* 2008). Additionally, it allowed identifying home ranges and characterising populations/ecotypes of distinct social systems (e.g. dynamic or matrilineal) with intra- and inter-annual site fidelity in several delphinid species (Wilson *et al.* 2004; Foote *et al.* 2010; Chabanne *et al.* 2017). Yet, wide-ranging movements of delphinids are generally known to be restricted to specific geographical areas (e.g. archipelago or large bay), usually a few hundred kilometers in a straight line (Silva *et al.* 2008; Bearzi *et al.* 2011). The exception is the atypically large-sized delphinid killer whale (*Orcinus orca*) that had been described moving between areas distancing several thousand kilometers apart (Dahlheim *et al.* 2008; Durban and Pitman 2012). Here, we use long-term photographic-identification datasets of a medium-large sized delphinid, the short-finned pilot whale (*Globicephala macrorhynchus*), from two oceanic archipelagos of the North Atlantic to report a round-trip movement on a scale of thousands of kilometers.

The target species has a wide distribution from tropical to warm temperate waters, and on a global scale its conservation status is described as Data Deficient (Olson 2009). It is considered common throughout its range (Olson 2009), including the studied archipelagos of Madeira and the Azores (Silva *et al.* 2014; Alves *et al.* 2015). In Madeira, short-finned pilot whales are known to demonstrate varying patterns of occurrence, including residents, regular visitors, and transients, which may not be genetically isolated (Alves *et al.* 2013a). The presence of multiple populations of short-finned pilot whales, i.e. co-occurrence of insular and pelagic

* MARE-Marine and Environmental Sciences Centre, ARTDITI, Madeira, Portugal, CIIMAR-Madeira, Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research of Madeira, Portugal. Corresponding author: filipe.alves@ciimarmadeira.org.

** University of Algarve, Portugal.

*** cE3c - Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes /Azorean Biodiversity Group, and Faculdade de Ciências e Tecnologia, University of Azores, Portugal.

◆ Nova Atlantis Foundation, Risso's Dolphin Research Center, Azores, Portugal.

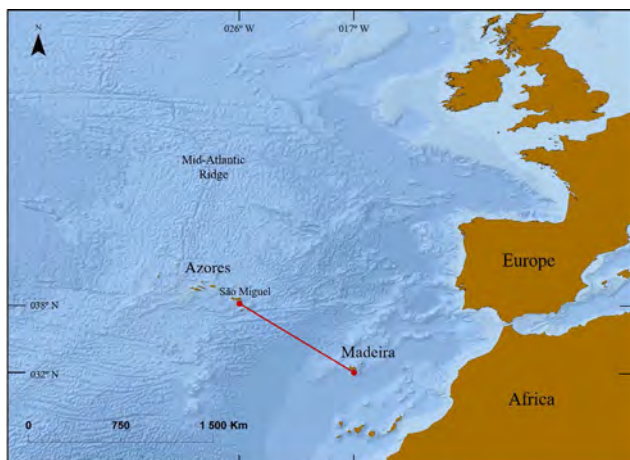


Figure 1. Location of the five socially related short-finned pilot whales (*Delphinidae*) photographed in the Azores and Madeira (solid circles). In the Azores, these animals were captured only twice during June 2015 at south of São Miguel Island. Whereas in Madeira, they were sighted regularly throughout the year between 2003 and 2015 mainly at south of Madeira Island. While the one-way distance covered at least 1000 km and lasted a maximum of 49 days, the round-trip movement (min. 2000 km) lasted a maximum of 4.5 months.

The straight line is merely indicative of the minimum migratory pathway.

animals, has been also recorded in the oceanic archipelagos of the Canaries and Hawai‘i (Servidio 2014; Mahaffy *et al.* 2015). Especially in the Hawai‘i, where the population structure of odontocetes have been extensively examined through photographic-identification, genetic analyses, and/or satellite tagging (Baird *et al.* 2015), several other (small to medium-large sized) delphinid species have been described to also form island-associated populations (Baird *et al.* 2008a,b, 2009, 2012; Aschettino *et al.* 2012; Martien *et al.* 2012, 2014, 2017; Hartman 2015a). According to Martien *et al.* (2017), those populations maintain some level of connectivity either through occasional dispersal or gene flow with larger pelagic populations. However, there is general lack of evidence of long-distance movements by small to medium-large sized island-associated or resident dolphins from its core/modal habitat. Here, we describe wide-ranging movements of socially related short-finned pilot whales exhibiting year-round site fidelity to an oceanic island, contributing to shed some light into the distributional and social ecology of this difficult to study animals.

2. MATERIAL AND METHODS

First, in order to assess wide-ranging movements of short-finned pilot whales, photographic-identification datasets from two archipelagos of the North Atlantic located at approximately 1000 km apart (figure 1) were compared. The dataset from



Madeira was a photographic-identification catalogue comprised of 537 naturally marked individuals with known residency patterns, and was based on individual identifications collected on platforms of opportunity operating year-round between 2003 and 2015 mainly at the south of the Island. The dataset from the Azores was comprised of 156 opportunistic individual identifications collected in the archipelago of the Azores (mainly at the south of São Miguel Island), with irregular and nonrandom effort during the same period. The datasets are hosted at the Oceanic Observatory of Madeira and MONICET online platforms, respectively.

Second, information on the individuals that were found moving between both areas were analysed in order to better understand such movements. Information included data on the residency status, age class, sex, and on the temporal association patterning among them. The residency status was defined based on the dataset of individual-specific encounter (hereafter 'capture' [Chabanne *et al.* 2017]) histories, following Alves *et al.* (2013a). An *ad-hoc* calculation of the number of months the individuals were captured in relation to the total number of months with captures of short-finned pilot whales was used to help describing the residency pattern of these individuals. The age class was based on the comparison of the relative size of individuals and density of scars using photographs featuring multiple individuals as well as on field observations, according to descriptions by Yonekura *et al.* (1980) and Kasuya and Marsh (1984). On most cases, it was possible to infer sex due to being adults regularly (i.e. over multiple encounters) accompanied by small calves and/or by their small dorsal fins; as a sexually dimorphic species (Yonekura *et al.* 1980; Olson 2009).

The frequency of occurrence of the individuals per sampling occasion, i.e. how often these individuals were seen together, was used to obtain descriptive information on the associations of the animals concerned. However, due to the nature of the data (i.e. obtained from whale-watching platforms that spent a limited period of time with the animals, which consequently did not allow capturing the entire group in the majority of the photographic occasions), standardised lagged association rates (SLAR) were also used to help describing the temporal patterns in social relationships of these individuals (Whitehead 1995). SLAR can deal with data collected with non-regular effort (i.e. where not all animals were captured in each photographic occasion) (Whitehead 2008), as the case of our study. Encounters with only one photographic capture were excluded from the analysis. Sampling period was defined as day, and associations as individuals grouped within an encounter. Exponential models representing simulated social structures (Whitehead 1995) were fitted to the SLAR. The best fit model was chosen as that which minimised the Quasi Akaike Information Criterion (QAIC) (Whitehead 2008). SLAR were plotted on a logarithmic x-axis time lag scale, since time differences between sampling periods ranged over an order of magnitude. To interpret SLAR we also considered the null rates, which were the values animals would have if associated randomly (see Whitehead [1995] for equations). The precision (SE) was estimated using the temporal jackknife method on each sampling period (Whitehead 2008). The limitations of modelling a dataset with a low number of individuals are mentioned in Discussion and in table 1. All association analyses were performed with the compiled version of SOCPROG 2.7 (Whitehead 2009).



TABLE 1. FIT OF SOCIAL SYSTEM MODELS TO THE STANDARDISED LAGGED ASSOCIATION RATE (SLAR) FOR THE FIVE STUDIED INDIVIDUALS. τ IS TIME LAG IN DAYS. MODELS RANKED BY THE QUASI AKAIKE INFORMATION CRITERION (QAIC); THE LOWEST (IN BOLD) INDICATES THE BEST-FITTING MODEL*

DESCRIPTION OF MODEL	MODEL FORMULA	NUMBER OF PARAMETERS	QAIC
Constant companions (CC)	0.2	1	25897.83
Casual acquaintances (CA)	$0.19997 e^{(0.000000035886 \cdot \tau)}$	2	25899.83
CC + CA	$0.2 - 0.0000074067 e^{(-2.9239 \cdot \tau)}$	3	25901.83
Two levels of CA	$0.000075502 e^{(-1.3168 \cdot \tau)} + 0.2 e^{(-0.000000040339 \cdot \tau)}$	4	25903.83

* According to Burnham and Anderson (2002) (in References), a difference of up to two values in the QAIC between the selected model and any other model, indicates that the less favourable model may offer substantial support. In this case, the difference between the best and the second best model in the QAIC is of two values, which suggest that the second best model is near of offering some support. Yet, this is possibly caused by the small dataset (comprised of five individuals; which is a common number when analysing social structures of closely associated units in large vertebrates [see Whitehead 2008, in References]) and by the non-dedicated effort, which may be insufficient to support model selection from a mathematical viewpoint. But from a biological approach, the model produced a clear horizontal line, which suggest constant companions throughout the study period. This is supported by the descriptive analysis of these individuals' associations, which shows they were captured together on multiple occasions during the entire study period (see ESM 3). The occasions where not all the individuals were captured could be related with the fact that the data was collected onboard platforms of opportunity, which did not allowed capturing the entire group.

3. RESULTS

Five adults, of which at least three are presumed to be females, were identified in both photographic datasets (figure 2). In the Azores, the five animals' capture histories are restricted to two occasions spaced shortly in time (10 days) and space (11 km) off São Miguel Island. Whereas in Madeira, they belong to the main resident pod, having been photographically-identified on 86 occasions during 13 years, covering every year and all calendar months (maximum of nine months in a single year). The 86 occasions cover 55 months, out the 108 where photo-identification data of short-finned pilot whales was collected. This indicates that these individuals were captured on 59.4% of the months that the target species was photographed in Madeira.

During 2015, the five animals were photographically-identified on several occasions from January to 14th of April in Madeira, on the 2nd and 12th of June in the Azores, and again on several occasions from 28th of August to December in Madeira. The one and two-way movements between their core habitat and the Azores, lasted a maximum (given that captures are a function of effort, i.e. the number of photographically-identified animals are dependent of the search effort) of 49 days and 4.5 months, respectively.

The descriptive approach to assess the association patterns of these individuals during the 86 occasions in Madeira shows that only one individual was captured during 27 occasions, two during 14, three during 22, four during 11, and five during 12. Associations of the five individuals were recorded across the entire study period. Each individual was captured on 43, 50, 39, 42, and 51 occasions (ESM 1). The social system model that best fits the curve of the temporal pattern in social relationships between the five individuals is described by the model with the constant companion hypothesis (figure 3, table 1).



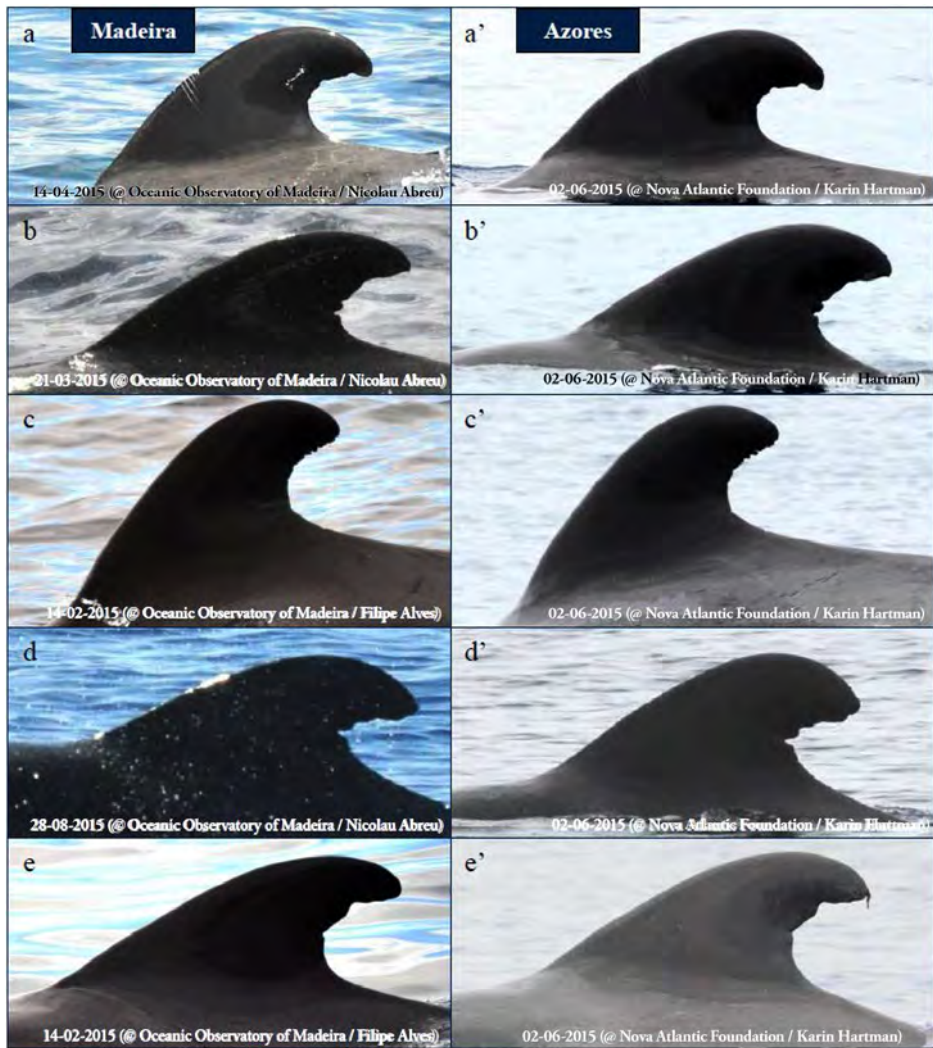


Figure 2. Photographic identification of the five individuals (IDs OOM_Gma089, OOM_Gma112, OOM_Gma110, OOM_Gma002, OOM_Gma166, respectively from a-e) captured in the archipelagos of Madeira (Left, a-e) and Azores (right, a'- e') during 2015. The photographs c and e were inverted to facilitate comparison.

4. DISCUSSION

This study shows that five socially related short-finned pilot whales exhibiting strong site fidelity, made a round-trip movement of at least 2000 kilometers between the two most isolated archipelagos of the North Atlantic. To our best knowledge,

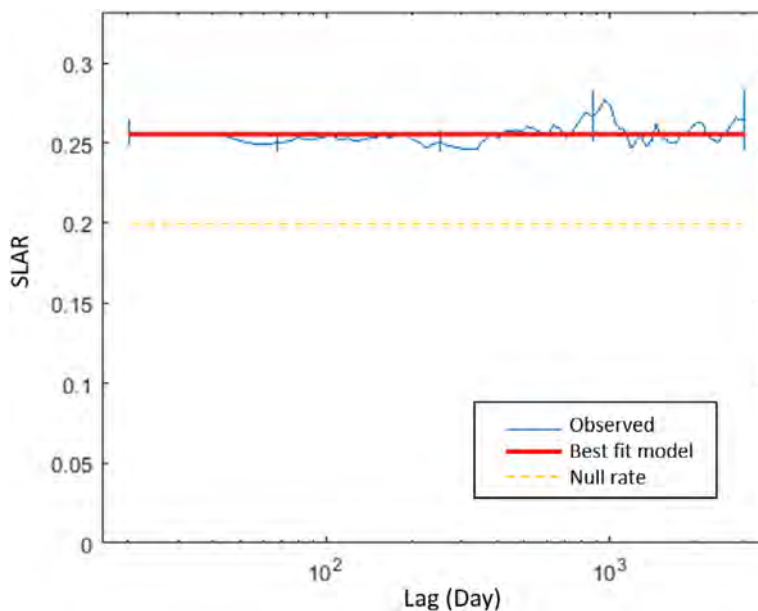


Figure 3. Standardized lagged association rate (SLAR) for the five studied individuals photographically captured in Madeira between 2003 and 2015, used to support the analysis of the descriptive association patterns. We used only high-quality images from encounters with more than one capture (from 57 days). Sampling period was defined as day, and associations as individuals grouped within an encounter. Vertical bars indicate SE calculated using the temporal jackknife method on each sampling period. The best fit model (based on the lowest QAIC) represents associations with constant companions [$g(\tau)=0.2$] (table 1, which includes a discussion on the interpretation and selection of the best model). The null association rate represents the theoretical SLAR expected if individuals associated randomly.

apart from the killer whale, this constitutes an unprecedented wide-ranging movement for any resident or island-associated delphinid (at least from photographic-identification), thus providing new insights into the migratory ecology of delphinids.

The transience and the emigration and re-immigration of short-finned pilot whales into Madeiran waters (Alves *et al.* 2015) indicate wide-ranging movement of these animals, and demonstrate that the population under study uses a more extensive area than that surveyed. This is also supported by potential gene flow between transients and the 140 (95% CI: 131-151) estimated island-associated animals (composed of three clans, each containing two to three matrilineal pods) for Madeira (Alves *et al.* 2013a, 2015); coincident with the low genetic variability found in other regions (Oremus *et al.* 2009; Van Cise *et al.* 2016). Although a more localised distribution and more predictable occurrence could be expected from the latter ecotype (animals with strong site fidelity), the movements documented in our study are not totally surprising. This is due to this species, as well as delphinids in



general, being capable of ranging widely. Such capability is supported by the total distance travelled and/or the continuous movements monitored via satellite-linked telemetry in short-finned pilot whales off Florida (Well *et al.* 2013) and Hawai'i (Abecassis *et al.* 2015), as well as in other delphinid species. Examples include the related congener species, the long-finned pilot whale (*G. melas*) (Nawojchik *et al.* 2003), the false killer whale (*Pseudorca crassidens*) (Baird *et al.* 2012; Palmer *et al.* 2017), the pigmy killer whale (*Feresa attenuata*) (Baird *et al.* 2011), or the killer whale (Dahlheim *et al.* 2008; Durban and Pitman 2012). Yet, none of the previous examples relate to animals with (known strong) site fidelity, contrary to what shown in our study.

The results also evidence a non-travelling period at the 'turning-point' in the Azores. This apparent stop (of at least 10 days in the same area) during the migration suggests that these movements were for breeding or feeding purposes. This is in agreement with previous studies on short-finned pilot whales carried out in the neighbouring archipelagos (of Madeira and the Canaries), where mating and foraging activity has been suggested to occur (Heimlich-Boran 1993; de Soto *et al.* 2008; Alves *et al.* 2013a,b; Servidio 2014). Apart from those two main obvious purposes contributing to migration of marine predators, others may include competition, or even climate change (Greenwood 1980; Stevick *et al.* 2002). The recorded movements contrast the rapid and non-stop round-trip movements made by Antarctic killer whales to subtropical waters that are probably related to physiological maintenance migrations, i.e. to allow skin regeneration without the high cost of heat loss (Durban and Pitman 2012).

The descriptive analysis of the association patterns shows that the five individuals were recorded together on multiple occasions during the entire study period. The remaining occasions where not all the individuals were captured could be related to the fact of having collected the data onboard platforms of opportunity, which reduced the chances of capturing the entire group. The SLAR analysis support that the five individuals are constant companions, indicating a social structure with long-lasting relationships. Yet, SLAR should be interpreted with caution given the dataset used in the analysis (with few individuals and collected with non-dedicated effort). This limitation could explain the difference of two values in the QAIC between the best and the second best model (table 1), which is near the limit of offering substantial support (Burnham and Anderson 2002). Nevertheless, modelling should also be interpreted from a biological viewpoint rather than a merely mathematical one (e.g. Allman and Rhodes 2004). And in our case, the straight horizontal SLAR line seems to support the best fit model of constant companions. Moreover, the five individuals belong to the main pod (R4) inhabiting Madeiran waters, which is composed of nine constant and well-marked companions (Alves *et al.* 2013a). Although no inferences can be made about the remaining four individuals in pod R4, which were not photographically-identified during the 4.5 month period, the long distances travelled by (at least some) members of a cohesive social unit reinforce that pilot whales display a strong social pattern (e.g. de Stephanis *et al.* 2008; Alves *et al.* 2013a, Mahaffy *et al.* 2015).



As conclusion, our findings suggest that describing residency status in delphinids needs to be done with caution, even in animals exhibiting long-term site fidelity. Finally, the present study highlights the importance of open-access photographic-identification catalogues (e.g. online), and broadens our understanding on the geographical population structure and perception of home ranges of these animals.

RECIBIDO: November de 2017, ACEPTADO: January de 2018

5. ACKNOWLEDGMENTS

We thank the whale-watching operators Ventura | Nature emotions, H2O-Madeira, and LobosOnda in Madeira, and Picos de Aventura, Terra Azul, Horta Cetáceos, Sea Colors, Ocean Emotion, and Futurismo in Azores, citizen scientists, and volunteers, for help with the field work and contributing with photographic data. This research has made use of data provided in the online MONICET platform (www.monicet.net), which is supported by the Azorean Biodiversity Group / cE3c - Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes, and the Nova Atlantis Foundation. This study was partially supported by the Oceanic Observatory of Madeira throughout the project M1420-01-0145-FEDER-000001-OOM, and by ARDITI - Madeira's Regional Agency for the Development of Research, Technology and Innovation, for funding the FA and AD postdoctoral grants throughout the Project Madeira M1420-09-5369-FSE-000001. We acknowledge Gustavo Silva for help with the creation of the map, Lisa T. Ballance for providing valuable comments on a previous draft of this paper, and Jonathan Greenslade for reviewing the writing. We have no competing interests, and the data used in this study are presented in the ESM 3.

6. AUTHORS' CONTRIBUTION

Conceptualization: FA.

Methodology and field work: all authors.

Data analysis: FA and AA.

Original draft: FA.

Review and edition of the final draft: all authors.



7. REFERENCES

- ABECASSIS, M., POLOVINA, J., BAIRD, R.W., COPELAND, A., DRAZEN, J.C., DOMOKOS, R., OLESON, E., JIA, Y., SCHORR, G.S., WEBSTER, D.L. and ANDREWS, R.D. 2015. Characterizing a foraging hotspot for short-finned pilot whales and Blainville's beaked whales located off the west side of Hawai'i Island by using tagging and oceanographic data. *PLoS ONE* 10, e0142628.
- ALLMAN, E.S. and RHODES, J.A. 2004. *Mathematical Models in Biology: An Introduction*. Cambridge University Press, 386p.
- ALVES, F., QUÉROUIL, S., DINIS, A., NICOLAU, C., RIBEIRO, C., FREITAS, L., KAUFMANN, M. and FORTUNA, C. 2013a. Population structure of short-finned pilot whales in the oceanic archipelago of Madeira based on photo-identification and genetic analyses: Implications for conservation. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 23, 758-776.
- ALVES, F., DINIS, A., RIBEIRO, C., NICOLAU, C., KAUFMANN, M., FORTUNA, C. and FREITAS, L. 2013b. Daytime dive characteristics from six short-finned pilot whales *Globicephala macrorhynchus* off Madeira Island. *Arquipelago - Life Mar. Sci.* 31, 1-8.
- ALVES, F., DINIS, A., NICOLAU, C., RIBEIRO, C., KAUFMANN, M., FORTUNA, C. and FREITAS, L. 2015. Survival and abundance of short-finned pilot whales in the archipelago of Madeira, NE Atlantic. *Mar. Mamm. Sci.* 31, 106-121.
- ASCHETTINO, J.M., BAIRD, R.W., MCSWEENEY, D.J., WEBSTER, D.L., SCHORR, G.S., HUGGINS, J.L., MARTIEN, K.K., MAHAFFY, S.D. and WEST, K.L. 2012. Population structure of melon-headed whales (*Peponocephala electra*) in the Hawaiian Archipelago: evidence of multiple populations based on photo-identification. *Mar. Mamm. Sci.* 28, 666-689.
- BAIRD, R.W., WEBSTER, D.L., MAHAFFY, S.D., MCSWEENEY, D.J., SCHORR, G.S. and LIGON, A.D. 2008a. Site fidelity and association patterns in a deep-water dolphin: Rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in the Hawaiian Archipelago. *Mar. Mamm. Sci.* 24, 535-553.
- BAIRD, R.W., GORGONE, A.M., MCSWEENEY, D.J., WEBSTER, D.L., SALDEN, D.R., DEAKOS, M.H., LIGON, A.D., SCHORR, G.S., BARLOW, J. and MAHAFFY, S.D. 2008b. False killer whales (*Pseudorca crassidens*) around the main Hawaiian Islands: Long-term site fidelity, inter-island movements, and association patterns. *Mar. Mamm. Sci.* 24, 591-612.
- BAIRD, R.W., GORGONE, A.M., MCSWEENEY, D.J., LIGON, A.D., DEAKOS, M.H., WEBSTER, D.L., SCHORR, G.S., MARTIEN K.K., SALDEN, D.R. and MAHAFFY, S.D. 2009. Population structure of island-associated dolphins: Evidence from photo-identification of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the main Hawaiian Islands. *Mar. Mamm. Sci.* 25, 251-274.
- BAIRD, R.W., SCHORR, G.S., WEBSTER, D.L., MCSWEENEY, D.J., HANSON, M.B. and ANDREWS, R.D. 2011. Movements of two satellite-tagged pygmy killer whales (*Feresa attenuata*) off the island of Hawai'i. *Mar. Mamm. Sci.* 27, E332-E337.
- BAIRD, R.W., HANSON, M.B., SCHORR, G.S., WEBSTER, D.L., MCSWEENEY, D.J., GORGONE, A.M., MAHAFFY, S.D., HOLZER, D.M., OLESON, E.M. and ANDREWS, R.D. 2012. Range and primary habitats of Hawaiian insular false killer whales: informing determination of critical habitat. *Endang. Species Res.* 18, 47-61.
- BAIRD, R.W., CHOLEWIAK, D., WEBSTER, D.L., SCHORR, G.S., MAHAFFY, S.D., CURTICE, C., HARRISON, J. and VAN PARIJS, S.M. 2015. Biologically important areas for cetaceans within U.S. Waters – Hawai'i Region. *Aquat. Mamm.* 41, 54-64.



- BEARZI, G., BONIZZONI, S. and GONZALVO, J. 2011. Mid-distance movements of common bottlenose dolphins in the coastal waters of Greece. *J. Ethol.* 29, 369-374.
- BURNHAM, K.P. and ANDERSON, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. New York, Springer-Verlag, 488p.
- CHABANNE, D.B.H., POLLOCK, K.H., FINN, H. and BEJDER, L. 2017. Applying the multistate capture-recapture robust design to characterize metapopulation structure. *Methods Ecol. Evol.* 8, 1547-1557.
- DAHLHEIM, M.E., SCHULMAN-JANIGER, A., BLACK, N., TERNULLO, R., ELLIFRIT, D. and BALCOMB III, K.C. 2008. Eastern temperate North Pacific offshore killer whales (*Orcinus orca*): occurrence, movements, and insights into feeding ecology. *Mar. Mamm. Sci.* 24, 719-729.
- DE SOTO, N.A., JOHNSON, M.P., MADSEN, P.T., DÍAZ, F., DOMÍNGUEZ, I., BRITO, A. and TYACK, P. 2008. Cheetahs of the deep sea: deep foraging sprints in short-finned pilot whales off Tenerife (Canary Islands). *J. Animal Ecol.* 77, 936-947.
- DE STEPHANIS, R., VERBORGH, P., PÉREZ, S., ESTEBAN, R., MINVIELLE-SEBASTIA, L. and GUINET, C. 2008. Long-term social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the Strait of Gibraltar. *Acta Ethol.* 11, 81-94.
- DURBAN, J.W. and PITMAN, R.L. 2012. Antarctic killer whales make rapid, round-trip movements to subtropical waters: evidence for physiological maintenance migrations? *Biol. Lett.* 8, 274-277.
- FOOTE, A.D., SIMILÄ, T., VÍKINGSSON, G.A. and STEVICK, P.T. 2010. Movement, site fidelity and connectivity in a top marine predator, the killer whale. *Evol. Ecol.* 24, 803-814.
- GREENWOOD, P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Anim. Behav.* 28, 1140-1162.
- HEIMLICH-BORAN, J.R. 1993. Social organization of the short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, with special reference to the comparative social ecology of delphinids. PhD thesis, Cambridge University, England.
- KASUYA, T. and MARSH, H. 1984. Life history and reproductive biology of the short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, off the Pacific coast of Japan. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Sp. Issue) 6, 259-310.
- MAHAFFY, S.D., BAIRD, R.W., MCSWEENEY, D.J., WEBSTER, D.L. and SCHORR, G.S. 2015. High site fidelity, strong associations, and long-term bonds: Short-finned pilot whales off the island of Hawai'i. *Mar. Mamm. Sci.* 31, 1427-1451.
- MARTIEN, K.K., BAIRD, R.W., HEDRICK, N.M., GORGONE, A.M., THIELEKING, J.L., MCSWEENEY, D.J., ROBERTSON, K.M. and WEBSTER, D.L. 2012. Population structure of island-associated dolphins: evidence from mitochondrial and microsatellite markers for common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around the main Hawaiian Islands. *Mar. Mamm. Sci.* 28, E208-E232.
- MARTIEN, K.K., CHIVERS, S.J., BAIRD, R.W., ARCHER, F.I., GORGONE, A.M., HANCOCK-HANSER, B.L., MATTILA, D., MCSWEENEY, D.J., OLESON, E.M., PALMER, C., PEASE, V.L., ROBERTSON, K.M., SCHORR, G.S., SCHULTZ, M.B., WEBSTER, D.L. and TAYLOR, B.L. 2014. Nuclear and mitochondrial patterns of population structure in North Pacific false killer whales (*Pseudorca crassidens*). *J. Hered.* 105, 611-626.
- MARTIEN, K.K., HANCOCK-HANSER, B.L., BAIRD, R.W., KISZKA, J.J., ASCHETTINO, J.M., ORE-MUS, M. and HILL, M.C. 2017. Unexpected patterns of global population structure in melon-headed whales *Peponocephala electra*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 577, 205-220.



- Nawojchik, R., Aubin, D.J.St. and Johnson, A. 2003. Movements and dive behavior of two stranded, rehabilitated long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) in the northwest Atlantic. *Mar. Mamm. Sci.* 19, 232-239.
- OLSON, P. 2009. Pilot whales *Globicephala melas* and *G. macrorhynchus*. In Encyclopedia of marine mammals, 2nd edition (eds W.F. Perrin, B. Würsig, J.G.M. Theewissen), pp. 847-852. Amsterdam: Academic Press.
- OREMUS, M., GALES, R., DALEBOUT, M.L., FUNAHASHI, N., ENDO, T., KAGE, T., STEEL, D. and BAKER, S.C. 2009. Worldwide mitochondrial DNA diversity and phylogeography of pilot whales (*Globicephala* spp.). *Biol. J. Linnean. Soc.* 98, 729-744.
- PALMER, C., BAIRD, R.W., WEBSTER, D.L., EDWARDS, A.C., PATTERSON, R., WITHERS, A., WITHERS, E., GROOM, R. and WOJNARSKI, J.C.Z. 2017. A preliminary study of the movement patterns of false killer whales (*Pseudorca crassidens*) in coastal and pelagic waters of the Northern Territory, Australia. *Mar. Freshw. Res.* 68, 1726-1733.
- ROBBINS, J., ROSA, L.D., ALLEN, J.M., MATTILA, D.K., SECCHI, E.R., FRIEDLAENDER, A.S., STEVICK, P.T., NOWACEK, D.P. and STEEL, D. 2011. Return movement of a humpback whale between the Antarctic Peninsula and American Samoa: a seasonal migration record. *Endang. Species Res.* 13, 117-121.
- SERVIDIO, A. 2014. Distribution, social structure and habitat use of short-finned pilot whale, *Globicephala macrorhynchus*, in the Canary Islands. PhD thesis, University of St. Andrews, Scotland.
- SILVA, M.A., PRIETO, R., MAGALHÃES, S., SEABRA, M.I., SANTOS, R.S., HAMMOND, P.S. 2008. Ranging patterns of bottlenose dolphins living in oceanic waters: implications for population structure. *Mar. Biol.* 156, 179-192.
- SILVA, M.A., PRIETO, R., CASCÃO, I., SEABRA, M.I., MACHETE, M., BAUMGARTNER, M.F. and SANTOS, R.S. 2014. Spatial and temporal distribution of cetaceans in the mid-Atlantic waters around the Azores. *Mar. Biol. Res.* 10, 123-137.
- STEVICK, P.T., MCCONNELL, B.J. and HAMMOND, P.S. 2002. Patterns of movement. In Marine mammal biology: an evolutionary approach (ed A.R. Hoelzel), pp. 185-216. Oxford, Blackwell Publishing.
- STONE, G., FLOREZ-GONZALEZ, L. and KATONA, S. 1990. Whale migration record. *Nature* 346, 705.
- VAN CISE, A.M., MORIN, P.A., BAIRD, R.W., LANG, A.R., ROBERTSON, K.M., CHIVERS, S.J., BROWNELL, R.L. and MARTIEN, K.K. 2016. Redrawing the map: mtDNA provides new insight into the distribution and diversity of short-finned pilot whales in the Pacific Ocean. *Mar. Mamm. Sci.* 32, 1177-1199.
- WELLS, R.S., FOUGERES, E.M., COOPER, A.G., STEVENS, R.O., BRODSKY, M., LINGENFELSER, R., DOLD, C. and DOUGLAS, D.C. 2013. Movements and dive patterns of short-finned pilot whales (*Globicephala macrorhynchus*) released from a mass stranding in the Florida Keys. *Aquat. Mamm.* 39, 61-72.
- WHITEHEAD, H. 1995. Investigating structure and temporal scale in social organizations using identified individuals. *Behav. Ecol.* 6, 199-208.
- WHITEHEAD, H. 2001. Analysis of animal movement using opportunistic individual-identifications: application to sperm whales. *Ecology* 82, 1417-1432.
- WHITEHEAD, H. 2008. Analyzing animal societies: quantitative methods for vertebrate social analysis. Chicago, USA: University of Chicago Press, 336p.

- WHITEHEAD, H. 2009. SOCPROG programs: analyzing animal social structures. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 63, 765-778.
- WHITEHEAD, H., COAKES, A., JAQUET, N. and LUSSEAU, S. 2008. Movements of sperm whales in the tropical Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 361, 291-300.
- WILSON, B., REID, R.J., GRELLIER, K., THOMPSON, P.M. and HAMMOND, P.S. 2004. Considering the temporal when managing the spatial: a population range expansion impacts protected areas-based management for bottlenose dolphins. *Animal Conserv.* 7, 331-338.
- WÜRSIG, B. and WÜRSIG, M. 1977. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science* 198, 755-756.
- YONEKURA, M., MATSUI, S. and KASUYA, T. 1980. On the external characters of *Globicephala macrorhynchus* off Taiji, Pacific coast of Japan. *Sci. Rep. Whales Res. Inst.* 32, 67-95.



TERRESTRIAL BIOTA CHECKLIST OF THE CHINIJO ARCHIPELAGO AND LOBOS (CANARY ISLANDS)

José María Fernández-Palacios*, Zaira Negrín, Silvia Fernández Lugo,
José Ramón Arévalo & Lea de Nascimento

ABSTRACT

A new checklist of the terrestrial biota from the easternmost islets from Canary Islands (Roque del Este, Roque del Oeste, Montaña Clara, Alegranza, La Graciosa and Lobos) is provided as a result of a wide bibliographic and database compilation. The checklist includes bryophytes, vascular plants, fungi, chordates, arthropods and mollusks. Additionally, a short analysis of the fauna and flora species richness reveals that there are slightly more than 700 terrestrial species in the islets, the big majority of them being native, with > 25% endemics and < 10% exotics, what argues in favour of the high conservation quality of this protected area. By far, the more important taxa contributing to this biodiversity are arthropods and vascular plants, as happen in the rest of the archipelago. Up to seven different taxa, four spiders, one bird –already extinct–, one snail and one vascular plant, have been found to be endemic to the islets. Finally, the availability of this new checklist will contribute significantly towards more accurate biogeographic analyses of the Canarian biota, because until now the islets' biota distribution was not disaggregated of the main islands, Lanzarote and Fuerteventura, to which politically belong.

KEYWORDS: biogeographical analysis, compilation, species distribution, terrestrial biota.

LISTADO DE LA BIOTA TERRESTRE DEL ARCHIPIÉLAGO CHINIJO Y LOBOS (ISLAS CANARIAS)

RESUMEN

Se presenta un nuevo listado de la biota terrestre de las isletas más orientales del archipiélago canario (Roque del Este, Roque del Oeste, Montaña Clara, Alegranza, La Graciosa y Lobos) resultado de una exhaustiva recopilación bibliográfica y de bases de datos. El listado incluye briófitos, plantas vasculares, hongos, cordados, artrópodos y moluscos. Un breve análisis estadístico de la flora y fauna de los islotes revela que existen algo más de 700 especies en el conjunto de los mismos, la gran mayoría de ellas nativas, con más de un 25% de endemismos y menos de un 10% de especies exóticas, lo que avala la alta calidad de estos espacios protegidos. Con diferencia los taxa que más contribuyen a la biodiversidad inventariada son los artrópodos y las plantas vasculares, como ocurre en el resto del archipiélago. Hasta siete taxones diferentes, cuatro especies de araña, un ave –ya extinta–, un molusco y una planta vascular, son endémicos de estas isletas. La disponibilidad de esta lista contribuirá a la realización de análisis biogeográficos más rigurosos, pues hasta ahora la biota de las isletas no se encontraba desagregada de las islas mayores, Lanzarote y Fuerteventura, a las que pertenecen políticamente.

PALABRAS CLAVE: análisis biogeográfico, compilación, distribución de especies, biota terrestre.

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01.005>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 1; diciembre 2018, pp. 51-86; ISSN: e-2659-6644





Figure 1. Geographical location of the islets considered in this study.

Despite the outstanding contribution that the existing species checklists of the NE Atlantic archipelagos (Arechavaleta *et al.* 2005, 2010; Borges *et al.* 2008, 2010) have provided for the recent progress of Macaronesian biogeography in particular and island biogeography in general (Emerson and Kolm, 2005; Whittaker *et al.* 2008; Rijdsdijk *et al.* 2014; etc.), the Canarian checklist (Arechavaleta *et al.* 2010) is still counting with an important bias. This is that the species distribution information of the islets belonging to the so-called Archipiélago Chinijo (north to Lanzarote), comprising Roque del Este, Roque del Oeste, Montaña Clara, Alegranza and La Graciosa), as well as the information of Lobos islet, north to Fuerteventura (fig. 1), has been aggregated respectively within Lanzarote and Fuerteventura. Actually all these islets were, together their main respective islands, part of the Pleistocene island called Mahan, which extended in the Last Glacial Maximum (ca. 18 Ky BP) for more than 5000 km² (Fernández-Palacios *et al.* 2011), but have become different insular entities at least ca. 15 Ky BP, during the last deglaciation.

* Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal, Universidad de La Laguna, La Laguna, 38205, Tenerife, Spain. Corresponding autor: jmferpal@gmail.com.

Contrastingly, other Macaronesian archipelagos' checklists, provide information about the islets species distribution to a large extent disaggregated from their respective main islands. For instance, Cape Verde checklist separates the information of the islets of Branco and Raso, close to Santa Luzia and São Nicolau, from these two islands, although this is not the case for Rombos islet, which is included within Brava (Arechavaleta *et al.* 2005). On the other hand, Madeira checklist disaggregates the information from Desertas and Selvajes archipelagos, although not of the islets included within them (Deserta Grande, Bugio and Ilheu Chao in Desertas and Selvagem Grande, Selvagem Pequena and Ilheu de Fora in Selvagens, respectively) (Borges *et al.* 2008). Finally, Azores disaggregates Corvo information from Flores (Borges *et al.* 2010), but there is no entrance for Formigas, a tiny islet halfway between Santa Maria and São Miguel. Remarkably, all those islets with disaggregated information are smaller than La Graciosa, and, with the exception of Corvo, than Alegranza or Lobos.

Some consequences of this lack of disaggregation for islets species distribution are, for instance, that the Canarian checklist includes islets endemic taxa attributed either to Fuerteventura or to Lanzarote. These errors cause loss of information and precision, generating inaccurate lists and thus, results and interpretations. Furthermore, counting with the islets' checklist biogeographic analyses could be performed with 11 (not including rocks) or even 13 (including the rocks) items and not only with seven, as use to happen today, where El Hierro (270 km²) is considered the smallest island. With the new checklist the island area range will be incremented in several orders of magnitude.

Thus, our aim in this study is to generate a new, updated checklist of the terrestrial biota from Chinijo's archipelago and Lobo's islet through a wide bibliographical and database compilation of all the terrestrial flora and fauna been described for these areas.

The checklist is based on published or unpublished information obtained from different sources either for their vascular flora (Kunkel, 1970, 1971; Marrero, 1991), fungi (León Arencibia *et al.* 1991; Beltrán-Tejera *et al.* 1998; Bordallo *et al.* 2012; Chávez-Barreto *et al.* 2016), vertebrate fauna (Martín and Lorenzo, 2001; Martín *et al.* 2003; Rodríguez *et al.* 2003; Lorenzo, 2007; Siverio *et al.* 2009; Ramírez *et al.* 2014), invertebrate fauna (Oromí and Arechavaleta, 1995; Pérez *et al.* 2003; Oromí *et al.* 2003; Macías *et al.* 2004), general approaches about specific islets, such as La Graciosa (González Viera *et al.* 1996), Montaña Clara (Wildpret *et al.* 1997; Varios autores, 2006) or Lobos (Romero, 2017), and finally personal communications (such as Prof. González Mancebo for bryophytes or Prof. Oromí for invertebrates). Although Kunkel (1970, 1971) included cultivated (garden, agriculture, plantations) species, either growing wild or not, in this checklist cultivated species growing wild have been included as exotics, while those not growing wild have been excluded.

Species have been listed according to their presence (+), absence (-) or data inexistence (*) in the different islets analysed: Roque del Este (RE), Roque del Oeste (RO), Montaña Clara (MC), Alegranza (AL), La Graciosa (LG) and Lobos (LO). Following the Canarian checklist procedure (Arechavaleta *et al.* 2010), for each



taxon its origin (Or) [secure native (NS), likely native (NP), possible native (NO), likely introduced (IP), non-invasive secure introduced (IS) and invasive introduced (II)] and endemism status (En) [endemism subspecies (ESS), endemic species (ES), endemism genus (EG) or islet endemic (IE)] are given. Information about extirpated or extinguished taxa (e) or with doubtful presence (?) is also included. When for a specific species only doubtful presences are referred along the study area, the species has been omitted from the list. By contrast, if there is at least one confirmed presence (+) along the study area, doubtful presences are considered. Species and the families to whom they belong have been listed according to alphabetic order within taxonomic phyla.

As was to be expected, the survey effort has not been the same all over the islets studied, so that for instance, vascular plants have been especially well studied for Lobos, and the arthropod fauna for Montaña Clara. The two larger islets (La Graciosa and Alegranza) have received intermediate sampling efforts and finally, due to their inaccessibility the sampling effort for the tiny rocks has been very limited. Thus, the species list is simultaneously a trade off of the islets true diversity on the one hand, and on the inventory effort on the other, as seems to happen universally (Hortal *et al.* 2007). Even so, we consider the resulting checklist (see appendix) as a first step towards the disaggregation of the islets dataset and thus a real basis for biogeographic analyses improvement.

The checklist includes six taxonomic groups: bryophytes, vascular plants, arthropods, mollusks, chordates and fungi. Unfortunately, we have not been able to find sources for lichen distributions in those islets, although it is known that there exist some (Varios autores, 2006).

On the other hand, aiming completeness, the checklist has included species that have been extinct (such as the malpais mouse *Malpaisomys insularis*, the black oystercatcher *Haematopus meadewaldoi* or the endemic Chinijo archipelago stonechat *Saxicola dacotiae* ssp. *murielae*) or extirpated (such as the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* or the osprey *Pandion haliaetus*) in historical times from all or some of the islets.

For the statistical analysis we have considered extinct or extirpated taxa (e in the checklist, see appendix) as species presence (+), whereas doubtful presence (?) in the checklist) or no data (* in the checklist) was precautionary considered as species absence.

704 different terrestrial species have been found growing on the islets (see appendix), although we believe that there should be more because the impossibility of finding lichen and other invertebrate information further than arthropods or mollusks species. Leaving apart the two very tiny rocks, Roques del Este y del Oeste, with 33 and 16 species respectively, the species richness of the different islets is remarkably similar, around 300 species, despite their very different area, varying from 1.33 km² (Montaña Clara) to 27.3 km² (La Graciosa) (table 1). Within the species present, from a chorological perspective the non-endemic native element is by far the more abundant (varying from 75 to 49% among the different islets), followed by the endemic species (shifting from 45 to 25%) and finally, by the introduced species, always < 10% and almost absent of the rocks. The very low contribution of



the exotic species all over the studied phyla on the islet diversity argues in favour of the high conservation status of this natural area (table 2).

TABLE 1. GEOGRAPHICAL DATA OF THE ISLETS STUDIED

ISLET	AREA (km ²)	ALTITUDE (m)	CLOSEST MAIN ISLAND	DISTANCE TO THE MAIN ISLAND (km)	2017 HUMAN POPULATION
La Graciosa	27.3	266	Lanzarote	1.15	721
Aleganza	10.2	289	Lanzarote	16.56	-
Montaña Clara	1.33	256	Lanzarote	8.39	-
Roque del Este	0.06	86	Lanzarote	10.96	-
Roque del Oeste	0.01	43	Lanzarote	9.79	-
Isla de Lobos	4.58	122	Fuerteventura	1.95	4

TABLE 2. NUMBER OF SPECIES AND PERCENTAGE OVER THE TOTAL ISLET RICHNESS IN BRACKETS, ACCORDING TO ITS BIOGEOGRAPHICAL ORIGIN

CHOROLOGICAL STATUS	ROQUE DEL ESTE	ROQUE DEL OESTE	MONTAÑA CLARA	ALEGRAZA	LA GRACIOSA	ISLA DE LOBOS	TOTAL
Endemic sp.	15 (45.4%)	4 (25%)	96 (31.9%)	81 (26.4%)	84 (26.9%)	74 (24.7%)	222 (31.4%)
Non-endemic native sp.	16 (48.5%)	12 (75%)	194 (64.5%)	212 (69.1%)	198 (64.3%)	194 (65.8%)	418 (59.5%)
Exotic sp.	2 (6.1%)	0 (-)	11 (3.6%)	14 (4.6%)	27 (8.8%)	28 (9.5%)	64 (9.1%)
Total sp.	33	16	301	307	309	296	704

In respect to the contribution of the different taxonomic groups to the island biodiversity, arthropods and vascular plants are the more abundant groups with > 90% of the species present, whereas the rest only account for an 8% of the species richness (table 3). Interestingly there are two exclusive taxa shared by Montaña Clara and Aleganza, the (already extinct) passerine landbird (*Saxicola dacotiae* ssp. *murielae*) and the spider *Salticus aleganzaensis*; four more are exclusive from Aleganza, the spiders *Cerbalus aleganzaensis*, *Dysdera aleganzaensis* and *Eurypoena tuberosa* ssp. *aleganzaensis*, and the snail *Cryptella aleganzae*; and finally, one vascular plant, *Limonium ovalifolium* ssp. *canariensis*, exists exclusively in Lobos. No exclusive species has been reported for La Graciosa, neither for the Roques so far.

Summarizing we present here a new biogeographical tool, that even needing some improvement and refinements as the incorporation of new taxonomic groups (such as the lichens), constitutes a significant step towards counting with a species checklist for the complete Canarian archipelago.



TABLE 3. SPECIES DISTRIBUTION AND PERCENTAGE OVER THE TOTAL ISLET BIOTA IN BRACKETS OF THE DIFFERENT TAXONOMIC GROUPS PER ISLET

TAXA	ROQUE DEL ESTE	ROQUE DEL OESTE	MONTAÑA CLARA	ALEGRANZA	LA GRACIOSA	ISLA DE LOBOS	TOTAL
Arthropods	13 (39.4%)	*	171 (56.8%)	142 (46.2%)	110 (35.7%)	96 (32.5%)	390 (55.5%)
Mollusks	1 (3%)	*	6 (2.0%)	5 (1.6%)	1 (0.3%)	3 (1%)	10 (1.4%)
Birds	7 (21.2%)	8 (50%)	19 (6.3%)	24 (7.8%)	22 (7.1%)	22 (7.4%)	33 (4.7%)
Reptiles	2 (6%)	2 (12.5%)	2 (0.6%)	2 (0.6%)	2 (0.7%)	3 (1%)	3 (0.4%)
Mammals	0 (-)	0 (-)	1 (0.3%)	2 (0.6%)	4 (1.4%)	4 (1.4%)	5 (0.6%)
Bryophytes	0 (-)	0 (-)	2 (0.6%)	6 (1.8%)	4 (1.3%)	7 (2.3%)	11 (1.6%)
Fungi	0 (-)	0 (-)	0 (-)	2 (0.6%)	4 (1.3%)	3 (1%)	8 (1.1%)
Vascular plants	10 (30.3%)	6 (37.5%)	100 (33.2%)	124 (40.4%)	162 (52.6%)	158 (53.6%)	244 (34.7%)
TOTAL	33	16	301	307	309	296	704

RECIBIDO: octubre de 2017, ACEPTADO: noviembre de 2018

ACKNOWLEDGMENTS

The authors are very grateful with our Department colleagues Professors Juana María González Mancebo and Esperanza Beltrán Tejera for facilitating information concerning the distribution of bryophytes and fungi. Prof. Dr. Pedro Oromí (Zoology Department) provided us unpublished data of invertebrate distribution in the islets. Finally, two anonymous referees contributed to the improvement of this manuscript.

AUTHORS' CONTRIBUTION

Conceptualization: JMFP.
 Methodology and field work: JMFP, ZN, SFL, JRA, LdN.
 Data analysis: JMFP.
 Original draft: ZN, JMFP.
 Review and edition of the final draft: all authors.



REFERENCES

- ARECHAVALETA, M., ZURITA, N., MARRERO, M.C. and MARTÍN, J.L. (eds.) 2005. *Lista preliminar de especies silvestres de Cabo Verde (hongos, plantas y animales terrestres)*. 2005. Gobierno de Canarias. 155 pp.
- ARECHAVALETA, M., RODRÍGUEZ, S., ZURITA, N. and GARCÍA, A. (eds.) 2010. *Lista de especies silvestres de Canarias. Hongos, plantas y animales terrestres. 2009*. Gobierno de Canarias. 579 pp.
- BELTRÁN-TEJERA, E., BAÑARES-BAUDET, A. and RODRÍGUEZ-ARMAS, J.L. 1998. «Gasteromycetes of the Canary islands. Some noteworthy records». *Mycotaxon*, 67: 439-453.
- BORDALLO, J.J., RODRÍGUEZ, A., HONRUBIA, M. and MORTE, A. (2012) *Terfezia canariensis sp. nov.*, una nueva especie de trufa encontrada en las Islas Canarias. *Cantarela*, 56: 1-8.
- BORGES, P.A.V., ABREU, C., AGUILAR, A.M.F., CARVALHO, P., JARDIM, R., MELO, I., OLIVEIRA, P., SÉRGIO, C., SERRANO, A.R.M. and VIEIRA, P. (eds.) 2008. *A list of the terrestrial fungi, flora and fauna of Madeira and Selvagens archipelagos*. Direcção Regional do Ambiente da Madeira and Universidade dos Açores. 440 pp.
- BORGES, P.A.V., COSTA, A., CUNHA, R., GABRIEL, R., GONÇALVES, V., MARTINS, A.F., MELO, I., PARENTE, M., RAPOSEIRO, P., RODRIGUES, P., SANTOS, R.S., SILVA, L., VIERIA, P. and VIERIA, V. (eds.) 2010. *A list of the terrestrial and marine biota from the Azores*. Principia, Cascais, 432 pp.
- CHÁVEZ BARRETO, D., NEGRÍN PIÑERO, R., GOVANTES MORENO, F., TORRES CABRERA, J.M., RODRÍGUEZ CABRERA, C.C., CLACINES MARTÍN, L., LANTIGUA CALDERÍN, J.L., NARANJO RODRÍGUEZ, R. LÓPEZ QUINTANILLA, J.F., SUÁREZ GIL, A., VELAZ VERGARA, J.I. and ESCOBIO GARCÍA, V.J. 2016. «Adiciones a la biota fúngica de las Islas Canarias». *Cantarela*, 72: 1-4.
- EMERSON, B.C. and KOLM, N. 2005. Species diversity can drive speciation. *Nature* 434, 1015-1017.
- FERNÁNDEZ-PALACIOS, J.M., DE NASCIMENTO, L., OTTO R., DELGADO, J., GARCÍA-DEL-REY, E., ARÉVALO, J.R. and WHITTAKER, R.J. 2011. «A reconstruction of Palaeo-Macaronesia, with particular reference to the long-term biogeography of the Atlantic island laurel forests». *Journal of Biogeography* 38: 226-246.
- GONZÁLEZ VIERA, F.J., MORÍN PÉREZ, P. and ACOSTA RODRÍGUEZ, J.E. 1996. *La Graciosa: estudio histórico y geográfico*. Centro de la Cultura Popular Canaria.
- HORTAL, J.M., LOBO, J.M. and JIMÉNEZ-VALVERDE, A. 2007. «Limitations of Biodiversity Databases: Case Study on Seed-Plant Diversity in Tenerife, Canary Islands». *Conservation Biology*, 21: 853-863.
- KUNKEL, G. 1970. Flórla de la isla de Lobos (Islas Canarias). *Monogr. Biol. Can.*, 1: 1-60.
- KUNKEL, G. 1971. «La Vegetación de La Graciosa y notas sobre Alegranza, Montaña Clara y el Roque del Infierno (Islas Canarias)». *Monogr. Biol. Can.*, 2: 1-67.
- LEÓN ARENCIBIA, M.C., BELTRÁN-TEJERA, E. and WILDPRET, W. 1991. «Contribución al estudio de la flora micológica de las Canarias orientales. La Graciosa», in *Homenaje al Prof. Dr. T. Bravo*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de La Laguna. I: 452-471.
- LORENZO, J.A. (ed.) 2007. *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003)* Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 520 pp.



- MACÍAS, N., PÉREZ, A.J., LÓPEZ, H. and OROMÍ, P. 2004. Fauna de artrópodos de Montaña Clara (Islas Canarias) III: arácnidos, miriápodos y crustáceos terrestres. *Rev. Acad. Canar. Cienc.*, XV (No. 3-4): 53-68.
- MARRERO, A. 1991. «La flora y la vegetación del Parque Natural de “Los islotes del norte de Lanzarote y Riscos de Famara”. Su situación actual». In: Dias, E., Carretas, J.P. and Cordeiro, P. (eds.) *Primeras Jornadas Atlânticas de Protecção do Meio Ambiente*. Angra do Heroísmo. pp. 195-214.
- MARTÍN A. and LORENZO, J.A. 2001. *Aves del Archipiélago Canario*. Francisco Lemus Editor. La Laguna, 774 pp.
- MARTÍN, A., ALONSO, J. and RODRÍGUEZ, B. 2003. «Los islotes del norte de Lanzarote. Una propuesta de Parque Nacional». *El Indiferente*, 14: 16-25.
- OROMÍ P., LÓPEZ, H., ARECHAVALETA, M., CONTRERAS-DÍAZ, H. and RODRÍGUEZ, B. 2003. «The arthropod fauna of Montaña Clara (Canary Islands) I: Coleoptera». *Vieraea*, 31: 167-182.
- OROMÍ, P. and ARECHAVALETA, M. 1995. *Fauna de invertebrados del Parque Natural del Archipiélago Chinijo*. Viceconsejería Medio Ambiente (unpublished report). pp. 3-10.
- PÉREZ, A.J., MORALES, E., OROMÍ, P. and LÓPEZ, H. 2003. «Arthropod fauna of Montaña Clara (Canary Islands) II: Hexapoda (except Coleoptera)». *Vieraea*, 31: 237-251.
- RIJSDIJK, K.F., HENGL, T., NORDER, S.J., OTTO, R., EMERSON, B.C., ÁVILA, S., LÓPEZ, H., VAN LOON, E., TJØRVE, E. and FERNANDEZ-PALACIOS, J.M. 2014. «Quantifying surface-area changes of volcanic islands driven by Pleistocene sea-level cycles: biogeographical implications for the Macaronesian archipelagos». *J. Biogeogr.*, 41: 1242-1254.
- RAMÍREZ, J., ROLDÁN, J. and MORENO, W. 2014. «El guirre recupera lentamente sus territorios en las Canarias orientales». *Quercus*, 346: 32-37.
- RODRÍGUEZ, B., DE LEÓN, L., MARTÍN, A., RODRÍGUEZ, B. and NOGALES, M. 2003. «Status and distribution of breeding seabirds in the Northern islets of Lanzarote». *Atlantic Seabirds*, 5: 41-56.
- ROMERO, I. 2017. *Isla de Lobos, Naturaleza e historia*. Ediciones Remotas, 135 pp.
- SIVERIO, M., RODRÍGUEZ, B. and SIVERIO, F. 2009. «Halcón tagarote *Falco peregrinus pelegrinoides* en las islas Canarias», en del Moral, J.C. (ed.). *El halcón peregrino en España*. Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 52-58 pp.
- VARIOS AUTORES 2006. *Documento informativo del Plan director de la Reserva Natural Integral de los islotes*. Consejería de Medio ambiente y ordenación territorial, Gobierno de Canarias.
- WHITTAKER, R.J., TRIANTIS, K.T. and LADLE, R. 2008. «A general dynamic theory of oceanic island biogeography». *J. Biogeogr.*, 35: 977-994.
- WILDPRET, W., BELTRÁN TEJERA, W.E. and LEÓN ARENCIBIA, M.C. 1997. «Flora and vascular vegetation of the islet of Montaña Clara (Canary Islands)»: 237-246. *Islands and High Mountain Vegetation: Biodiversity, Bioclimate and Conservation. IAVS Symposium Tenerife (April 1993). Proceeding Book*. Universidad de La Laguna, serie Informes, n.º 40.



APPENDIX: SPECIES CHECKLIST

<i>PHYLUM CHORDATA</i>	Origin (Or)	Endemicity (En)	Roque del Este (RE)	Roque del Oeste (RO)	Montaña Clara (MC)	Aleganza (AL)	La Graciosa (LG)	Isla de Lobos (Lo)
CLASS AVES								
Accipitridae								
<i>Neophron percnopterus</i> L., 1758	NS		-	-	e	+	-	e
Alaudidae								
<i>Calandrella rufescens</i> ssp. <i>rufescens</i> Vieillot, 1820	NS	ESS	-	-	-	-	+	+
Apodidae								
<i>Apus pallidus</i> ssp. <i>brehmorum</i> Shelley, 1870	NS		-	-	-	-	+	-
Burhinidae								
<i>Burhinus oedicnemus</i> ssp. <i>insularum</i> Sassi, 1908	NS	ESS	-	-	-	+	+	+
Charadriidae								
<i>Charadrius alexandrinus</i> L., 1758	NS		-	-	-	-	+	+
Columbidae								
<i>Columba livia</i> Gmelin, 1789	NS		?	-	+	+	+	+
Corvidae								
<i>Corvus corax</i> ssp. <i>canariensis</i> Hartert and Kleinschmidt, 1901	NS	ESS	-	-	+	+	+	+
Falconidae								
<i>Falco eleonorae</i> Gené, 1839	NS		+	+	+	+	-	-
<i>Falco pelegrinoides</i> Temminck, 1829	NS		+	-	+	+	-	+
<i>Falco tinnunculus</i> ssp. <i>dacotiae</i> Hartert, 1913	NS	ESS	-	-	+	+	+	+
Fringillidae								
<i>Bucanetes githagineus</i> ssp. <i>amantum</i> Hartert, 1903	NS	ESS	-	-	-	+	+	+
<i>Carduelis cannabina</i> ssp. <i>harterti</i> Bannerman, 1913	NS	ESS	-	-	-	-	+	+
Glareolidae								
<i>Cursorius cursor</i> Latham, 1787	NS		-	-	-	-	?	-
Haematopodidae								
<i>Haematopus meadewaldoi</i> Bannerman, 1913	NS	ES	-	e	e	e	e	-
Hydrobatidae								
<i>Hydrobates pelagicus</i> ssp. <i>pelagicus</i> L., 1758	NS		+	+	+	+	+	+





<i>Oceanodroma castro</i> Harcourt, 1851	NS		+	+	+	+	?	+
<i>Pelagodroma marina</i> ssp. <i>hypoleuca</i> Webb, Berthelot and Moquin-Tandon, 1842	NS		-	-	+	+	?	?
Laniidae								
<i>Lanius meridionalis</i> ssp. <i>koenigi</i> Hartert, 1901	NS	ESS	-	-	+	+	+	+
Laridae								
<i>Larus fuscus</i> L.	NS		-	-	+	+	-	-
<i>Larus michahellis</i> ssp. <i>atlantis</i> Dwight, 1922	NS		+	e	+	+	+	+
Motacillidae								
<i>Anthus berthelottii</i> ssp. <i>berthelotii</i> Bolle, 1862	NS		-	-	+	+	+	+
Otididae								
<i>Chlamydotis undulata</i> ssp. <i>fuertaventurae</i> Rothschild and Hartert, 1894	NS	ESS	-	-	-	-	+	-
Pandionidae								
<i>Pandion haliaetus</i> ssp. <i>haliaetus</i> L., 1758	NS		+	e	+	+	e	?
Phasianidae								
<i>Alectoris barbara</i> ssp. <i>koenigi</i> Reich. 1899	IS		-	-	-	e	+	+
Procellariidae								
<i>Bulweria bulwerii</i> Jardine and Selby, 1828	NS		-	+	+	+	+	+
<i>Calonectris diomedea</i> ssp. <i>borealis</i> Cory, 1881	NS		+	+	+	+	+	+
<i>Puffinus assimilis</i> ssp. <i>baroli</i> Bonaparte, 1857	NS		-	-	+	+	?	?
Recurvirostridae								
<i>Himantopus himantopus</i> L., 1758	NS							+
Sternidae								
<i>Sterna hirundo</i> ssp. <i>hirundo</i> L., 1758	NS		-	-	-	-	-	+
Sylviidae								
<i>Sylvia conspicillata</i> ssp. <i>orbitalis</i> Wahlberg, 1854	NS		-	-	?	+	+	+
Turdidae								
<i>Saxicola dacotiae</i> ssp. <i>murielae</i> Bannerman, 1913	NS	IE	-	-	e	e	-	-
Tytonidae								
<i>Tyto alba</i> ssp. <i>gracilirostris</i> Hartert, 1905	NS	ESS	-	-	?	+	+	+
Upupidae								
<i>Upupa epops</i> L., 1758	NS		-	-	-	-	+	?
CLASS REPTILIA								
Gekkonidae								
<i>Tarentola angustimentalis</i> Steindachner, 1891	NS	ES	+	+	+	+	+	+
Lacertidae								
<i>Gallotia atlantica</i> Peters and Doria, 1882	NS	ES	+	+	+	+	+	+

Scincidae									
<i>Chalcides simonyi</i> Steindachner, 1891	NS	ES	-	-	-	-	-	-	+
CLASS MAMMALIA									
Felidae									
<i>Felis silvestris catus</i> L., 1758	II		-	-	-	-	-	+	+
Leporidae									
<i>Oryctolagus cuniculus</i> L., 1758	II		-	-	-	+	+	+	
Muridae									
<i>Malpaisomys insularis</i> Hutterer, López-Martínez and Michaux 1988	NS	EG	*	*	*	*	e	e	
<i>Mus musculus</i> L., 1758	II		-	-	-	+	+	+	
Soricidae									
<i>Crocodyura canariensis</i> Hutterer, López-Jurado and Vogel, 1987	NS	ES	-	-	+	-	-	-	

PHYLUM FUNGI	Or	En	RE	RO	MC	AL	LG	LO	
Agaricaceae									
<i>Agaricus aridicola</i> Geml, Geiser and Royse	NP		-	-	-	-	+	-	
<i>Montagnea arenaria</i> (DC.) Zeller	NP		-	-	-	-	+	-	
<i>Tulostoma brumale</i> Pers.	NP		-	-	-	-	-	+	
<i>Tulostoma giovanellae</i> Bres.	NP		-	-	-	+	-	+	
Entolomataceae									
<i>Entoloma phaeocyathus</i> Noordel.	NP		-	-	-	-	-	+	
Pezizaceae									
<i>Terfezia canariensis</i> Bordallo and Rodríguez	NS	ES	-	-	-	-	+	-	
Phelloriniaceae									
<i>Phellorinia herculeana</i> (Pers.) Kreisel	NP		-	-	-	+	-	-	
<i>Incertae sedis</i>									
<i>Uredo marmoxaiae</i> Speg.	NS	ES	-	-	-	-	+	-	
PHYLUM BRYOPHYTA	Or	En	RE	RO	MC	AL	LG	LO	
Bryaceae									
<i>Bryum radiculosum</i> Brid.	NP		-	-	-	-	-	+	
<i>Ptychostomum imbricatum</i> (Müll. Hal.) D.T. Holyoak and N. Pedersen	NP		-	-	-	+	-	-	
Funariaceae									
<i>Entosthodon attenuatus</i> (Dicks.) Bryhn	NP		-	-	-	-	-	+	
<i>Entosthodon pulchellus</i> (H. Philib.) Brugués	NP		-	-	-	+	-	-	
Pottiaceae									
<i>Aloina ambigua</i> (Bruch and Schimp.) Limpr.	NP		-	-	-	-	+	-	



<i>Didymodon vinealis</i> (Brid.) R.H. Zander	NP	-	-	-	-	-	-	+
<i>Tortella flavovirens</i> (Bruch) Broth.	NP	-	-	+	+	+	+	+
<i>Tortella nitida</i> (Lindb.) Broth.	NP	-	-	-	+	-	-	-
<i>Tortula atrovirens</i> (Sm.) Lindb.	NP	-	-	-	+	+	+	+
<i>Tortula muralis</i> Hedw.	NP	-	-	+	+	+	+	+
<i>Trichostomum brachydontium</i> Bruch	NP	-	-	-	-	-	-	+

VASCULAR PLANTS	Or	En	RE	RO	MC	AL	LG	LO
<i>PHYLUM PTERIDOPHYTA</i>								
Adiantaceae								
<i>Adiantum capillus-veneris</i> L.	NO		-	-	-	+	-	-
Aspleniaceae								
<i>Asplenium hemionitis</i> L.	NS		-	-	-	+	-	-
Ophioglossaceae								
<i>Ophioglossum azoricum</i> C. Presl	NS		-	-	-	-	-	+
<i>Ophioglossum polyphyllum</i> A. Braun and Seub.	NS		-	-	-	-	-	+
<i>PHYLUM SPERMATOPHYTA</i>								
Agavaceae								
<i>Agave fourcroydes</i> Lem.	IS		-	-	-	-	-	+
<i>Agave sisalana</i> (Engelm.) Perr.	IS		-	-	-	-	-	+
Aizoaceae								
<i>Aizoon canariense</i> L.	NS		-	+	+	+	+	+
<i>Carpobrotus edulis</i> (L.) N.E. Br. in E.P. Phillips	II		-	-	-	-	-	+
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i> L.	NO		+	-	+	+	+	+
<i>Mesembryanthemum nodiflorum</i> L.	NO		+	+	+	+	+	+
Alliaceae								
<i>Allium subhirsutum</i> L.	NP		-	-	+	+	+	-
Amaryllidaceae								
<i>Pancratium canariense</i> Ker-Gawl.	NS	ES	-	-	+	-	-	-
<i>Pancratium maritimum</i> L.	NP		-	-	+	-	-	-
Apiaceae								
<i>Astydamia latifolia</i> (L. f.) Baill.	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Bupleurum semicompositum</i> L.	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Petroselinum crispum</i> (Mill.) A.W. Hill	IS		-	-	-	+	-	-
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	NO		-	-	-	-	+	-
Araceae								
<i>Arum italicum</i> Mill.	NO		-	-	-	-	+	-





Asclepiadaceae								
<i>Caralluma burchardii</i> N.E. Br.	NS		-	-	+	-	+	+
Asphodelaceae								
<i>Aloe vera</i> (L.) Burm. f.	IS		-	-	-	-	-	+
<i>Asphodelus fistulosus</i> L.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Asphodelus tenuifolius</i> Cav.	NP		-	-	+	+	+	+
Asteraceae								
<i>Andryala pinnatifida</i> Aiton	NS	ES	-	-	-	-	+	+
<i>Argyranthemum maderense</i> (D. Don) Humphries	NS	ES	-	-	-	-	+	-
<i>Artemisia thuscula</i> Cav.	NS	ES	-	-	-	-	-	+
<i>Asteriscus intermedius</i> (DC.) Pit. and Proust	NS	ES	-	-	+	-	-	-
<i>Asteriscus sericeus</i> (L. f.) DC.	NS	ES	-	-	-	-	-	+
<i>Atractylis cancellata</i> L.	NP		-	-	-	+	+	-
<i>Calendula aegyptiaca</i> Desf.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Calendula arvensis</i> L.	NO		-	-	+	+	+	+
<i>Centaurea melitensis</i> L.	NO		-	-	-	-	+	-
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.	NO		-	-	-	+	+	-
<i>Filago desertorum</i> Pomel	NP		-	-	-	+	-	-
<i>Filago germanica</i> (L.) Huds.	NO		-	-	-	-	-	+
<i>Filago pyramidata</i> L.	NP		-	-	-	+	+	+
<i>Glebionis coronaria</i> (L.) Spach	IP		-	-	-	+	+	-
<i>Hedypnois rhagadioloides</i> (L.) F.W. Schmidt	NO		-	-	-	-	-	+
<i>Hypochoeris achyrophorus</i> L.	NO		-	-	+	-	-	-
<i>Ifloga spicata</i> (Forssk.) Sch. Bip. ssp. <i>obovata</i> (Boll.) Kunk.	NO		-	-	+	+	+	+
<i>Kleinia neriifolia</i> Haw.	NS	ES	-	-	+	-	+	+
<i>Laphangium luteoalbum</i> (L.) Tzvelev	NO		-	-	-	-	-	+
<i>Launaea arborescens</i> (Batt.) Murb.	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Launaea nudicaulis</i> (L.) Hook. f.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat	IP		-	-	+	+	+	+
<i>Otanthus maritimus</i> (L.) Hoffmanns. and Link	NP		-	-	-	-	+	-
<i>Phagnalon purpurascens</i> Sch. Bip.	NP		-	-	-	-	+	-
<i>Phagnalon rupestre</i> (L.) DC.	NP		-	-	+	+	+	-
<i>Reichardia ligulata</i> (Vent.) G. Kunkel and Sunding	NS	ES	-	-	+	+	-	-
<i>Reichardia tingitana</i> (L.) Roth	NP		-	-	-	-	+	+
<i>Senecio glaucus</i> L. ssp. <i>coronopifolius</i> (Marie) Alex.	NP		-	-	+	+	+	+



<i>Senecio leucanthemifolius</i> Poir.	NP		-	-	+	+	-	-
<i>Sonchus bourgeaui</i> Sch. Bip. in Webb and Berthel.	NS		+	-	-	-	+	-
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	NO		-	-	+	-	+	+
<i>Sonchus pinnatifidus</i> Cav.	NS		-	-	+	-	+	-
<i>Urospermum picroides</i> (L.) Scop. ex F.W. Schmidt	NO		-	-	+	+	+	+
Balanophoraceae								
<i>Cynomorium coccineum</i> L.	NP		-	-	-	-	+	-
Boraginaceae								
<i>Arnebia decumbens</i> (Vent.) Coss. and Kralik	NP		-	-	-	-	+	-
<i>Buglossoides arvensis</i> (L.) I.M. Johnston.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Echium bonnetii</i> Coincy	NS	ES	-	-	-	-	-	+
<i>Echium lancerottense</i> Lems and Holzapfel	NS	ES	-	-	+	+	+	-
<i>Heliotropium ramosissimum</i> (Lehm.) DC.	NS		-	-	+	+	+	+
Brassicaceae								
<i>Cakile maritima</i> Scop.	NP		-	-	-	-	+	+
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	NO		-	-	-	-	-	+
<i>Carrichtera annua</i> (L.) DC.	NP		-	-	+	-	+	+
<i>Erucastrum canariense</i> Webb and Berthel.	NS	ES	-	-	-	-	+	-
<i>Lobularia canariensis</i> (DC.) L. Borgen ssp. <i>marginata</i> (Webb) L. Borgen	NS		-	-	-	-	+	-
<i>Lobularia libyca</i> (Viv.) C.F.W. Meissn.	NP		-	-	-	-	-	+
<i>Matthiola bolleana</i> Webb ex Christ	NO	ES	-	-	-	-	+	-
<i>Matthiola parviflora</i> (Schousb.) R. Br. in W.T. Aiton	NP		-	-	-	-	+	-
<i>Notoceras bicorne</i> (Aiton) Amo	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Sinapis arvensis</i> L.	NO		-	-	+	-	+	-
<i>Sisymbrium erysimoides</i> Desf.	NO		-	-	-	+	+	+
Cactaceae								
<i>Minuartia geniculata</i> (Poir.) Thell.	NP		-	-	-	+	+	+
<i>Opuntia dillenii</i> (Ker-Gawl.) Haw.	II		-	-	-	-	-	+
<i>Opuntia maxima</i> Mill.	II		-	-	-	-	+	+
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	II		-	-	-	-	-	+
Campanulaceae								
<i>Campanula erinus</i> L.	NO		-	-	-	-	-	+
<i>Wahlenbergia lobelioides</i> (L. f.) Link	NS		-	-	-	+	+	-
Caryophyllaceae								
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rchb.) Guss.	NP		-	-	-	-	+	-



<i>Herniaria cinerea</i> DC. in Lam. and DC.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Minuartia geniculata</i> (Poir.) Thell.	NP		-	-	+	+	+	-
<i>Polycarpha divaricata</i> (Aiton) Poir.	NS	ES	-	-	-	-	+	-
<i>Polycarpha nivea</i> (Aiton) Webb	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	NO		-	-	+	+	+	-
<i>Pteranthus dichotomus</i> Forssk.	NP		-	-	-	-	-	+
<i>Silene apetala</i> Willd.	NO		-	-	-	+	+	+
<i>Silene nocturna</i> L.	NO		-	-	-	-	+	-
<i>Spergularia bocconei</i> (Scheele) Graebn. in Asch. and Graebn.	NO		-	-	-	-	+	+
<i>Spergularia diandra</i> (Guss.) Heldreich	NO		-	-	-	-	+	+
<i>Spergularia fallax</i> (Lowe) E.H.L. Krause in Sturm	NP		-	-	+	+	-	+
<i>Spergularia fimbriata</i> Boiss. and Reut.	NP		-	-	+	+	-	-
<i>Spergularia media</i> (L.) C. Presl	IP		-	-	+	+	+	+
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	IP		-	-	-	-	-	+
Chenopodiaceae								
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i> (Moric.) K. Koch	NS		-	-	-	+	+	+
<i>Atriplex glauca</i> L. ssp. <i>ifniensis</i> (Caball.) Rivas-Mart. and al.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Atriplex halimus</i> L.	NP		-	-	-	-	+	+
<i>Beta macrocarpa</i> Guss.	NP		-	-	-	+	-	-
<i>Chenoleoides tomentosa</i> (Lowe) Botsch.	NS		+	-	+	+	+	+
<i>Chenopodium album</i> L.	NO		-	-	-	-	+	-
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	IS		-	-	-	+	+	-
<i>Chenopodium murale</i> L.	IP		+	-	+	+	+	+
<i>Patellifolia patellaris</i> (Moq.) A.J. Scott, Ford-Lloyd and J. T. Williams	NS		+	-	+	+	+	+
<i>Patellifolia procumbens</i> (C. Sm. ex Hornem.) A.J. Scott, Ford-Lloyd and J.T. Williams	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Patellifolia webbiana</i> (Moq.) A.J. Scott, Ford-Lloyd and J.T. Williams	NS	ES	-	-	-	+	+	+
<i>Salsola divaricata</i> Masson ex Link in Buch	NS	ES	+	+	+	+	+	+
<i>Salsola tetrandra</i> Forssk.	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Salsola vermiculata</i> L.	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Sarcocornia perennis</i> (Mill.) A.J. Scott	NS		-	-	-	-	-	+
<i>Suaeda fruticosa</i> Forssk. ex J.F. Gmelin	IS		-	-	-	-	-	+
<i>Suaeda ifniensis</i> Caball. in Maire	NP		+	-	+	-	-	+
<i>Suaeda maritima</i> (L.) Dumort.	NS		-	-	+	+	-	-



<i>Suaeda mollis</i> Delile	NS		-	-	-	-	-	-
<i>Suaeda vera</i> Forssk. ex J.F. Gmel.	NS		-	+	-	+	+	+
<i>Traganum moquinii</i> Webb ex Moq. in DC.	NS		-	-	-	-	+	+
Cistaceae								
<i>Helianthemum canariense</i> (Jacq.) Pers.	NS		-	-	+	-	+	+
Convallariaceae								
<i>Asparagus arborescens</i> Willd.	NS	ES	-	-	-	-	+	-
<i>Asparagus nesioties</i> Svent.	NS		-	-	+	-	+	-
Convolvulaceae								
<i>Convolvulus althaeoides</i> L.	NO		-	-	-	-	-	+
<i>Convolvulus siculus</i> L.	NO		-	-	-	-	+	-
Crassulaceae								
<i>Aeonium arboreum</i> (L.) Webb and Berthel.	NS	ES	-	-	-	-	-	+
<i>Aeonium lancerottense</i> (Praeger) Praeger	NS	ES	-	-	-	-	-	+
<i>Aeonium nobile</i> (Praeger) Praeger	NS	ES	-	-	-	-	-	+
<i>Umbilicus gaditanus</i> Boiss.	NP		-	-	+	+	+	+
Cuscutaceae								
<i>Cuscuta planiflora</i> Ten.	NP		-	-	-	+	+	+
Cyperaceae								
<i>Cyperus capitatus</i> Vand.	NS		-	-	-	-	+	+
<i>Cyperus laevigatus</i> L.	NP		-	-	-	+	-	-
<i>Cyperus rotundus</i> L.	IS		-	-	-	-	-	+
Euphorbiaceae								
<i>Euphorbia balsamifera</i> Aiton	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Euphorbia paralias</i> L.	NS		-	-	-	-	+	+
<i>Euphorbia peplus</i> L.	NO		-	-	-	-	+	+
<i>Euphorbia regis-jubae</i> Webb. and Berthel.	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Euphorbia terracina</i> L.	NP		-	-	-	+	-	-
<i>Mercurialis annua</i> L.	IP		-	-	+	+	+	+
<i>Ricinus communis</i> L.	II		-	-	-	-	-	+
Fabaceae								
<i>Astragalus hamosus</i> L.	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H. Stirt.	NP		-	-	+	+	-	-
<i>Coronilla viminalis</i> Salisb.	NP		-	-	+	-	-	-
<i>Lathyrus sativus</i> L.	IS		-	-	-	-	+	-
<i>Lotus glinoides</i> Delile	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Lotus lancerottensis</i> Webb and Berthel.	NS		-	-	+	+	+	+

<i>Medicago laciniata</i> (L.) Mill.	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Medicago littoralis</i> Rohde ex Loisel.	NS		-	-	+	+	-	+
<i>Medicago polymorpha</i> L.	NO		-	-	-	+	+	-
<i>Ononis hebecarpa</i> Webb and Berthel.	NS	ES	-	-	-	-	+	+
<i>Ononis hesperia</i> (Maire) H. Förther and D. Podlech	NS		-	-	-	-	+	-
<i>Ononis laxiflora</i> Desf.	NP		-	-	-	+	-	-
<i>Ononis pendula</i> Desf.	NS		-	-	-	+	-	-
<i>Ononis serrata</i> Forssk.	NO		-	-	+	-	+	+
<i>Trigonella stellata</i> Forssk.	NS		-	-	+	+	+	+
Frankeniaceae								
<i>Frankenia boissieri</i> Reut. ex Boiss.	NS		-	-	-	-	-	+
<i>Frankenia capitata</i> Webb and Berthel.	NS		-	-	-	+	-	+
<i>Frankenia ericifolia</i> C. Sm. ex DC.	NS		-	+	+	+	+	+
<i>Frankenia pulverulenta</i> L.	NP		-	-	+	+	+	-
Fumariaceae								
<i>Fumaria bastardii</i> Boreau	NO		-	-	-	-	+	+
<i>Fumaria muralis</i> Sonder ex Koch	NP		-	-	-	+	-	-
Geraniaceae								
<i>Erodium botrys</i> (Cav.) Bertol.	NO		-	-	-	-	+	+
<i>Erodium chium</i> (L.) Willd.	NO		-	-	+	+	+	+
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. in Aiton	NO		-	-	-	-	+	+
<i>Erodium laciniatum</i> (Cav.) Willd.	NO		-	-	-	-	+	-
<i>Erodium malacoides</i> (L.) L'Hér. in Aiton	NO		-	-	-	+	+	+
<i>Erodium neuradifolium</i> Delile	NP		-	-	+	-	+	-
Hyacinthaceae								
<i>Scilla dasyantha</i> Webb and Berthel.	NS	ES	-	-	-	-	-	+
Lamiaceae								
<i>Ajuga iva</i> (L.) Schreb.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Micromeria varia</i> Benth. ssp. <i>rupestris</i> (Webb and Berthel.) P. Pérez	NS		-	-	+	+	-	-
<i>Salvia aegyptiaca</i> L.	NS		-	-	-	-	-	+
Liliaceae								
<i>Asparagus nesioties</i> Svent.	NS		-	-	+	-	+	-
<i>Allium subhirsutum</i> L. ssp. <i>obtusitepalum</i> (Svent.) G. Kunkel	NS	ESS	-	-	+	+	+	-
<i>Androcymbium psammophilum</i> Svent.	NS	ES	-	-	-	-	-	+
<i>Dipcadi serotinum</i> (L.) Medik.	NP		-	-	+	+	+	+





Linaceae								
<i>Linum strictum</i> L.	NP		-	-	-	+	-	-
Malvaceae								
<i>Malva parviflora</i> L.	NO		-	-	-	+	+	+
Onagraceae								
<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	IS		-	-	-	-	-	+
Orobanchaceae								
<i>Cistanche phelipaea</i> (L.) Cout.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Orobanche minor</i> Sm.	NP		-	-	-	-	+	-
<i>Phelipanche gratiosa</i> (Webb) Carlón, G. Gómez, M. Lainz, Moreno Mor., Ó. Sánchez and Schneew.	NS	ES	-	-	-	-	+	-
Oxalidaceae								
<i>Oxalis corniculata</i> L.	NO		-	-	-	-	-	+
<i>Oxalis pes-caprae</i> Ker-Gawl.	II		-	-	-	-	-	+
Papaveraceae								
<i>Papaver dubium</i> L.	NO		-	-	-	+	+	-
Plantaginaceae								
<i>Plantago afra</i> L.	NO		-	-	-	+	+	+
<i>Plantago coronopus</i> L.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Plantago ovata</i> Forssk.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Plantago phaeostoma</i> Boiss. and Heldr.	NO		-	-	+	+	-	-
Plumbaginaceae								
<i>Limonium ovalifolium</i> ssp. <i>canariensis</i> Pignatti	NS	IE	-	-	-	-	-	+
<i>Limonium papillatum</i> (Webb and Berthel.) Kuntze	NS		-	-	+	+	+	+
<i>Limonium puberulum</i> (Webb) Kuntze	NS	ES	-	-	-	-	+	-
<i>Limonium tuberculatum</i> (Boiss.) Kuntze	NS		-	-	-	-	-	+
Poaceae								
<i>Agrostis castellana</i> Boiss. and Reut.	NO		-	-	-	-	-	+
<i>Anisantha rigida</i> (Roth) Hyl.	NO		-	-	-	+	+	-
<i>Anisantha rubens</i> (L.)	NS		-	-	+	+	+	-
<i>Arundo donax</i> L.	II		-	-	-	-	-	+
<i>Avena fatua</i> L. ssp. <i>meridionalis</i> Malzev	NS		-	-	-	-	+	-
<i>Avena sterilis</i> L.	NO		-	-	-	-	+	-
<i>Bromus rigidus</i> Roth	NO		-	-	-	+	+	-
<i>Castellia tuberculosa</i> (Moris) Bor	NO		-	-	+	+	+	-
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	NP		-	-	-	-	+	+
<i>Ceratochloa cathartica</i> (Vall) Herter	IS		-	-	-	-	-	+



<i>Enneapogon desvauxii</i> P. Beauv.	NO	-	-	-	+	+	+
<i>Eragrostis barrelieri</i> Daveau	NO	-	-	+	+	+	+
<i>Hordeum marinum</i> Huds.	NO	-	-	-	-	-	+
<i>Hordeum murinum</i> L.	NO	-	-	-	-	+	+
<i>Hordeum vulgare</i> L.	IS	-	-	-	-	-	+
<i>Lamarckia aurea</i> (L.) Moench	NP	-	-	+	+	+	+
<i>Lolium perenne</i> L.	IP	-	-	-	-	-	+
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	NO	-	-	-	-	-	+
<i>Ochlopoa annua</i> (L.) H. Scholz	NO	-	-	-	-	-	+
<i>Phalaris canariensis</i> L.	NP	-	-	+	+	+	+
<i>Phalaris minor</i> Retz.	NP	-	-	-	+	+	-
<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss.	NO	-	-	-	-	-	-
<i>Rostraria cristata</i> (L.) Tzvelev	NP	-	-	-	+	+	-
<i>Rostraria pumila</i> (Desf.) Tzvelev	NP	-	-	-	+	+	+
<i>Schismus arabicus</i> Nees	NO	-	-	-	-	-	+
<i>Schismus barbatus</i> (L.) Thell.	NO	-	-	+	+	+	+
<i>Sphenopus divaricatus</i> (Gouan) Rehb.	NO	-	-	-	-	-	+
<i>Stipa capensis</i> Thunb.	NP	-	-	-	+	+	+
<i>Tetrapogon villosus</i> Desf.	NP	-	-	-	+	+	+
<i>Trachynia distachya</i> (L.) Link	NO	-	-	-	+	+	+
<i>Tragus racemosus</i> (L.) All.	NP	-	-	-	+	-	-
<i>Trisetaria panicea</i> (Lam.) Paunero	NO	-	-	-	+	-	-
Polygonaceae							
<i>Emex spinosa</i> (L.) Campd.	NP	-	-	+	+	+	+
<i>Polygonum maritimum</i> L.	NS	-	-	-	-	+	-
<i>Rumex lunaria</i> L.	NS	ES	-	-	-	-	+
<i>Rumex vesicarius</i> L.	NP	-	-	+	+	+	+
Portulacaceae							
<i>Portulaca oleracea</i> L.	IS	-	-	-	-	+	-
Primulaceae							
<i>Anagallis arvensis</i> L.	NO	-	-	+	+	+	+
<i>Asterolinon linum-stellatum</i> (L.) Duby in DC.	NP	-	-	-	-	+	+
Ranunculaceae							
<i>Adonis microcarpa</i> DC.	IP	-	-	-	-	+	-
Resedaceae							
<i>Oligomeris linifolia</i> (Vahl) J.F. Macbr.	NS	-	-	+	+	+	+
<i>Reseda crystallina</i> Webb and Berthel.	NS	ES	-	-	+	+	+



Rubiaceae								
<i>Galium aparine</i> L.	NO		-	-	-	+	-	-
<i>Rubia fruticosa</i> Aiton	NS		+	-	+	-	-	-
Santalaceae								
<i>Thesium humile</i> Vahl	NP		-	-	-	-	-	+
Scrophulariaceae								
<i>Kickxia sagittata</i> (Poir.) Rothm.	NS		-	-	+	-	+	+
<i>Misopates orontium</i> (L.) Raf.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Scrophularia arguta</i> Sol. ex Aiton	NS		-	-	+	+	+	+
Solanaceae								
<i>Lycium intricatum</i> Boiss.	NS		+	-	+	+	+	+
<i>Lycopersicon esculentum</i> Mill.	IS		-	-	-	-	+	+
<i>Nicotiana glauca</i> R.C. Graham	II		-	-	+	+	+	+
<i>Solanum nigrum</i> L.	NO		-	-	-	+	+	+
Urticaceae								
<i>Forsskaolea angustifolia</i> Retz.	NS	ES	-	-	+	+	+	+
<i>Parietaria debilis</i> G. Forst.	NP		-	-	-	-	-	+
Verbenaceae								
<i>Verbena supina</i> L.	IP		-	-	-	-	-	+
Zygophyllaceae								
<i>Fagonia cretica</i> L.	NP		-	-	+	+	+	+
<i>Tetraena fontanesii</i> (Webb and Berthel.) Beier and Thulin	NP		+	+	+	+	+	+

Phylum Arthropoda	Or	En	RE	RO	MC	AL	LG	LO
<i>ORDER POLYXENIDA</i>								
Polyxenidae								
<i>Macroxenus enghoffi</i> Nguyen Duy-Jacquemin, 1996	NP		-	*	+	-	-	-
<i>ORDER JULIDA</i>								
Julidae								
<i>Dolichoilulus wunderlichi</i> Enghoff, 1992	NS	ES	-	*	+	+	-	-
<i>ORDER ISOPODA</i>								
Armadillidae								
<i>Eluma caelata</i> Miers, 1885	II		-	-	+	-	-	-
<i>Venezillo canariensis</i> (Dollfus, 1893)	NS	ES	-	*	+	-	+	-
Halophilosciidae								
<i>Halophiloscia couchi</i> Kinahan, 1858	IP		-	*	+	-	+	-

Ligiidae								
<i>Ligia italica</i> Fabricius, 1798	IP		-	*	+	+	+	-
Platyarthridae								
<i>Trichorbina anophthalma</i> Arcangeli, 1935	NS	ES	-	*	+	-	-	-
Porcellionidae								
<i>Leptotrichus panzeri</i> Audouin, 1826	IS		-	*	-	-	+	-
<i>Porcellio alluaudi</i> Dolfus, 1893	NO		-	*	+	+	+	-
<i>Porcellio lamellatus</i> Budde-Lund, 1885	IP		-	*	-	+	-	-
<i>Porcellio spinipes</i> Dollfus, 1893	NS	ES	-	*	-	-	+	-
<i>Soteriscus disimilis</i> Rodríguez, 1990	NS	ES	*	*	*	*	*	+
Tylidae								
<i>Tylos latreillei</i> Audouin, 1825	IP		-	*	+	+	+	-
<i>Tylos ponticus</i> Grebnitzky, 1874	IP		-	-	+	-	-	-
ORDER SOLIFUGA								
Karschiidae								
<i>Eusimonia wunderlichi</i> Pieper, 1977	NS	ES	-	*	-	+	+	-
ORDER ARANEAE								
Araneidae								
<i>Cyclosa insulana</i> Costa, 1834	NP		-	*	-	+	-	-
<i>Nemoscolus laurae</i> (Simon, 1868)	NP		*	*	*	*	*	+
<i>Neoscona crucifera</i> Lucas, 1839	NO		-	*	-	-	+	-
<i>Neoscona subfusca</i> (Koch, 1837)	NO		*	*	*	*	*	+
Dictynidae								
<i>Dictyna fuerteventurensis</i> Schmidt, 1976	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Nigma puella</i> (Simon, 1870)	NS		*	*	*	*	*	+
Dysderidae								
<i>Dysdera alegranzaensis</i> Wunderlich, 1992	NS	IE	-	*	-	+	-	-
<i>Dysdera lancerotensis</i> Simon, 1907	NS	ES	-	*	+	+	-	-
<i>Dysdera nesiotis</i> Simon, 1907	NS	ES	-	*	+	+	-	-
Filistatidae								
<i>Filistata canariensis</i> Schmidt, 1976	NS		-	*	+	+	+	-
Gnaphosidae								
<i>Drassodes lutescens</i> Koch, 1839	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Drassodes riedeli</i> Schmidt, 1968	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Haplodrassus minor</i> Cambridge, 1879	NO		-	-	+	-	-	-
<i>Oecobius navus</i> Blackwall, 1859	IS		-	*	-	-	+	-
<i>Scotognapha convexa</i> (Simon, 1883)	NS	ES	-	*	-	-	+	-





<i>Scotognapha haria</i> Platnick, Ovtsharenko and Murphy, 2001	NS	ES	-	-	+	-	-	-
<i>Scotophaeus musculus</i> Simon, 1878	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Setaphis parvula</i> Lucas, 1846	NS		-	-	+	-	-	-
<i>Setaphis walteri</i> Platnick and Murphy, 1996	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Zelotes scrutatus</i> O. P. Cambridge, 1879	NP		-	-	+	-	-	-
Heteropodidae								
<i>Cerbalus aleganzaensis</i> Wunderlich, 1992	NS	IE	-	*	-	+	-	-
Idiopidae								
<i>Titanidiops canariensis</i> Wunderlich, 1992	NS	ES	-	*	-	-	+	-
Linyphiidae								
<i>Styloctetor romanus</i> Cambridge, 1872	NO		-	*	-	+	-	-
Oecobiidae								
<i>Oecobius furcula</i> Wunderlich, 1992	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Oecobius navus</i> Blackwall, 1859	IS		-	-	-	-	-	+
<i>Uroctea paivai</i> (Blackwall, 1868)	NS	ES	-	-	-	-	-	+
Oonopidae								
<i>Orchestina pavesii</i> Simon, 1873	NO		-	-	+	-	-	-
Palpimanidae								
<i>Palpimanus canariensis</i> Kulczyński, 1909	NS	ES	-	*	+	+	+	-
Philodromidae								
<i>Philodromus pulchellus</i> Lucas, 1846	NO		*	*	*	*	*	+
<i>Philodromus punctigerus</i> O.P.-Cambridge, 1908	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Thanatus arenicola</i> (Schmidt, 1976)	NS	ES	-	*	+	+	+	+
<i>Thanatus fabricii</i> (Audouin, 1826)	NO		*	*	*	*	*	+
<i>Thanatus vulgaris</i> Simon, 1870	NO		-	*	-	-	+	-
<i>Zimirina hirsuta</i> Cooke, 1964	NS	ES	-	*	+	+	-	-
Salticidae								
<i>Aelurillus lucasi</i> Roewer, 1951	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Cyrrba algerina</i> Lucas, 1846	NO		-	-	+	-	-	-
<i>Heliophanus fuerteventurae</i> Schmidt and Krause, 1996	NS	ES	-	-	+	-	-	-
<i>Macaroeris albosignata</i> Schmidt and Krause, 1996	NS	ES	-	-	+	-	-	-
<i>Macaroeris moebii</i> Bösenberg, 1895	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Salticus aleganzaensis</i> Wunderlich, 1995	NS	ES	-	*	+	+	-	-
<i>Yllenus albifrons</i> Lucas, 1846	NP		-	-	+	-	-	-
<i>Yllenus gavidos</i> Logunov and Marusik, 2003	NP		-	*	+	-	-	-

Scytodidae									
<i>Scytodes tenerifensis</i> Wunderlich, 1987	NS	ES	-	-	+	-	-	-	-
Segestriidae									
<i>Ariadna canariensis</i> Wunderlich, 1995	NS	ES	-	*	-	+	-	-	-
<i>Segestria bavarica</i> Koch, 1843	NP		-	*	+	-	-	-	-
Sicariidae									
<i>Loxosceles rufescens</i> Dufour, 1820	IP		-	*	+	-	+	-	-
Theridiidae									
<i>Eurypoena tuberosa</i> ssp. <i>alegranzaensis</i> Wunderlich, 1992	NS	EG	-	*	-	+	-	-	-
<i>Kochiura aulica</i> (C.L. Koch, 1838)	NO		*	*	*	*	*	*	+
<i>Latrodectus tredecimguttatus</i> (Rossi, 1790)	NO		*	*	*	*	*	*	+
<i>Paidiscura orotavensis</i> Schimidt, 1968	NS		+	*	+	+	-	-	-
<i>Steatoda grossa</i> Koch, 1838	NO		+	*	-	+	-	-	-
<i>Steatoda nobilis</i> Thorell, 1875	IP		-	*	-	-	+	+	+
Thomisidae									
<i>Thomisus onustus</i> Walckenaer, 1805	NO		+	*	-	-	+	-	-
Uloboridae									
<i>Uloborus parvulus</i> Schmidt, 1976	NS	ES	*	*	*	*	*	*	+
Zodariidae									
<i>Zodarion nesioties</i> Denis, 1965	NS	ES	-	-	+	-	-	-	-
<i>Zodarion nesiotioides</i> Wunderlich, 1992	NS	ES	-	*	+	-	-	-	-
ORDER LITHOBIOMORPHA									
Lithobiidae									
<i>Lithobius crassipes</i> L. Koch, 1862	NO		-	*	-	+	-	-	-
<i>Lithobius tenerifuae</i> Latzel, 1895	NS		-	*	-	+	-	-	-
ORDER SCOLOPENDROMORPHA									
Cryptopidae									
<i>Cryptops trisulcatus</i> Brölemann, 1902	NO		-	*	+	+	-	-	-
Scolopendridae									
<i>Scolopendra valida</i> Lucas, 1840	NO		-	*	+	-	+	-	-
ORDER GEOPHILOMORPHA									
Geophilidae									
<i>Dignathodon microcephalus</i> Lucas, 1846	NP		-	*	-	+	-	-	-
<i>Pachymerium ferrugineum</i> C.L. Koch, 1835	NO		-	*	+	-	+	-	-
Schendilidae									
<i>Nannophilus eximius</i> Meinert, 1870	NO		-	*	-	+	-	-	-





<i>ORDER ZYGENTOMA</i>								
Lepismatidae								
<i>Ctenolepisma lineata</i> Fabricius, 1775	NO		-	*	+	+	+	-
<i>Ctenolepisma rodriguezi</i> Mendes, Molero, Bach and Gaju, 1993	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Ctenolepisma vieirai</i> Mendes, 1981	NP		*	*	*	*	*	+
<i>Neoasterolepisma myrmecobia</i> Silvestri, 1908	NP		-	*	+	+	-	-
<i>ORDER ODONATA</i>								
Aeschnidae								
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	NS		-	*	-	+	-	-
<i>Hemianax ephippiger</i> Burmeister, 1839	NS		-	-	+	-	-	-
Coenagriidae								
<i>Ischnura sabariensis</i> Aguesse, 1968	NS		-	*	-	+	-	-
Libellulidae								
<i>Sympetrum fonscolombi</i> Sélys, 1840	NS		-	-	+	-	-	+
<i>ORDER MANTODEA</i>								
Mantidae								
<i>Pseudoyersinia betancuriae</i> Wiemers	NS	ES	-	-	+	-	-	-
<i>ORDER ORTHOPTERA</i>								
Acrididae								
<i>Dericorys lobata</i> , 1840	NP		-	*	-	+	+	-
<i>Schistocerca gregaria</i> Forskal, 1775	NP		-	*	+	+	+	-
<i>Sphingonotus pachecoi</i> Bolívar, 1908	NP		-	-	+	-	-	-
<i>Sphingonotus savignyi</i> Saussure, 1884	NP		-	-	-	-	-	+
Gryllidae								
<i>Gryllus bimaculatus</i> De Geer, 1773	IP		-	*	-	-	+	-
<i>Pseudomogoplistes squamiger</i> Fischer, 1843	NP		-	*	-	+	-	-
Pamphagidae								
<i>Purpuraria erna</i> Enderlein, 1929	NS	EG	-	-	+	-	-	+
<i>ORDER PODUROMORPHA</i>								
Hypogastruridae								
<i>Xenylla brevisimilis</i> Stach, 1949	NO		-	-	+	-	-	-
<i>ORDER ENTOMOBRYOMORPHA</i>								
Entomobryidae								
<i>Pseudosinella canariensis</i> Gama, 1974	NS		-	-	+	-	-	-
<i>Seira dinizi</i> Gama, 1988	NO		-	-	+	-	-	-

ORDER HEMIPTERA								
Anthocoridae								
<i>Orius laevigatus</i> Fieber, 1860	NP		-	*	-	+	-	-
<i>Orius niger</i> Wolff, 1811	NP		-	*	-	+	-	-
Corixidae								
<i>Corixa affinis</i> Leach, 1817	NP		-	*	-	+	-	-
<i>Sigara lateralis</i> Leach, 1817	NP		-	*	-	+	-	-
Cydnidae								
<i>Byrsinus laticollis</i> (Wagner, 1954)	NO		-	*	+	-	+	-
<i>Cydnus aterrimus</i> Förster, 1771	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Macroscytus brunneus</i> Fabricius, 1803	NO		-	*	-	+	-	-
Flatidae								
<i>Cyphopterus posterius</i> Lindberg, 1965	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Cyphopterus salinum</i> Lindberg, 1954	NS	ES	*	*	*	*	*	+
Lygaeidae								
<i>Aphanus rolandri</i> Linnaeus, 1758	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Camptocera glaberrima</i> Walker, 1872	NP		-	*	-	+	-	-
<i>Geocoris megacephalus</i> Rossi, 1790	NS		-	-	+	-	-	-
<i>Geocoris phaeopterus</i> Germar, 1837	NO		-	-	+	-	-	-
<i>Gonianotus galactodermus</i> Fieber, 1861	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Nysius cymoides</i> Spinola, 1840	NO		-	-	+	-	-	-
<i>Nysius thymi</i> ssp. <i>latus</i> Wagner 1958	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Spilostethus pandurus</i> Scopoli, 1763	NO		-	-	+	-	-	-
<i>Stygnocoris subglaber</i> (Puton, 1889)	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Tropistethus seminitens</i> Puton, 1889	NO		-	-	+	-	-	-
Miridae								
<i>Comptonannus longiceps</i> (Wagner, 1965)	NS	ES	-	*	-	-	+	-
<i>Deraeocoris martini</i> (Puton, 1887)	NO		*	*	*	*	*	+
<i>Megacoelum zollikoferiae</i> Lindberg, 1954	NO		-	-	+	-	-	-
<i>Pastocoris putonii</i> (Reuter, 1875)	NO		-	-	+	-	-	+
<i>Phytocoris meinanderi</i> Wagner, 1968	NS	ES	-	*	-	+	+	-
Myrmeleontidae								
<i>Acanthaclisis baetica</i> Rambur, 1842	NP		-	-	+	-	-	-
Notonectidae								
<i>Anisops sardeus</i> Herrich-Schäffer, 1850	NP		-	*	-	+	-	-
Pentatomidae								
<i>Brachynema cinctum</i> (Fabricius, 1775)	NO		-	*	+	+	+	-





Piesmatidae								
<i>Parapiesma rotundatum</i> (Horváth, 1906)	NO		-	-	+	-	-	-
Psyllidae								
<i>Diaphorina continua</i> Loginova, 1972	NO		*	*	*	*	*	+
Saldidae								
<i>Saldula palustris</i> Douglas, 1874	NO		-	*	-	+	-	-
Tingidae								
<i>Dictyonota atlantica</i> Péricart, 1981	NS	ES	-	*	+	+	-	-
<i>Tingis ajugarum</i> Frey-Gessner, 1872	NP		-	*	-	+	-	-
<i>ORDER PLANIPENNIA</i>								
Chrysopidae								
<i>Chrysoperla carnea</i> (Stephens, 1836)	NO		-	-	+	-	-	-
Coniopterygidae								
<i>Semidalis candida</i> Navás, 1916	NP		*	*	*	*	*	+
Hemerobiidae								
<i>Wesmaelius navasi</i> (Andreu, 1911)	NP		*	*	*	*	*	+
<i>ORDER COLEOPTERA</i>								
Anobiidae								
<i>Clada oromii</i> Español, 1978	NS		*	*	+	*	*	-
<i>Dignomus gracilipes</i> Wollaston, 1862	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Hyperisus filicorne</i> (Israelon, 1974)	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Lasioderma latitans</i> (Wollaston, 1861)	IP		*	*	+	*	*	-
<i>Lasioderma minutum</i> Lindberg, 1950	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Mezium americanum</i> (Laporte, 1840)	IP		*	*	+	*	*	-
<i>Nicobium villosum</i> (Brullé, 1838)	NS		*	*	+	*	*	-
<i>Piarus basalis</i> Wollaston, 1862	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Sphaericus gibbicollis</i> Wollaston, 1862	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Stagetus hirtulus</i> ssp. <i>orientalis</i> Israelson, 1974	NS	ESS	-	*	-	+	-	-
Anthicidae								
<i>Aulacoderus canariensis</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	-	*	+	+	-	-
Apionidae								
<i>Dieckmanniellus nitidulus</i> Gyllenhal, 1838	NO		-	*	-	-	+	-
Belidae								
<i>Aglycyderes setifer</i> Westwood, 1863	NS	ES	-	*	+	-	-	-
Cantharidae								
<i>Malthinus depauperatus</i> Wollaston, 1862	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Malthinus lindbergi</i> Palm, 1975	NS	ES	-	*	-	-	+	-

Carabidae								
<i>Amara rufescens</i> Dejean, 1829	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Bembidion atlanticum</i> ssp. <i>atlanticum</i> Wollaston, 1854	NS		-	*	-	+	-	-
<i>Bembidion fortunatum</i> Wollaston, 1871	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Calosoma olivieri</i> Dejean, 1831	NP		-	*	-	+	+	-
<i>Cymindis discophora</i> Chaudoir, 1873	NO		-	*	+	-	+	+
<i>Cymindis marginella</i> Brullé, 1838	NS	ES	-	*	+	+	-	-
<i>Cymindis moralesi</i> Mateu, 1979	NS	ES	-	*	-	-	+	-
<i>Cymindis suturalis</i> ssp. <i>pseudosuturalis</i> Bedel, 1906	NP		*	*	+	*	*	-
<i>Masoreus affinis</i> ssp. <i>arenicola</i> Wollaston, 1863	IP		-	*	+	-	+	-
<i>Microlestes gomerensis</i> Lindberg, 1953	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Olisthopus elongatus</i> Wollaston, 1854	NS		-	*	+	+	-	-
<i>Orthomus berytensis</i> Reiche and Saulcy, 1854	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Orthomus discors</i> (Wollaston, 1864)	NS		-	*	+	+	-	-
<i>Orzolina thalassophila</i> Machado, 1987	NS	EG	*	*	+	*	*	-
<i>Paradromius exornatus</i> ssp. <i>furvus</i> Machado, 1992	NS	ES	-	*	+	-	+	-
<i>Philorhizus incertus</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Poecilus wollastoni</i> Wollaston, 1854	NP		-	*	-	+	-	-
<i>Pogonus chalceus</i> Marsham, 1802	NO		*	*	*	*	*	+
<i>Scarites buparius</i> Förster, 1771	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Sphodrus leucophthalmus</i> Linnaeus, 1758	IS		-	*	-	+	-	-
<i>Syntomus fuscomaculatus</i> Motschulsky, 1845	NO		-	*	-	-	+	-
<i>Syntomus lancerotensis</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Trechus detersus</i> Wollaston, 1864	NS	ES	-	*	-	+	-	+
Chrysomelidae								
<i>Aphthona convexior</i> Lindberg, 1950	NS	ES	-	*	-	-	+	-
<i>Aphthona wachnitzae</i> (Madar and Madar, 1968)	NO		*	*	+	*	*	-
<i>Chrysolina lucidicollis</i> ssp. <i>grosepunctata</i> Lindberg, 1950	NS	ES	-	*	-	-	+	-
<i>Cryptocephalus nitidicollis</i> Wollaston, 1864	NS		*	*	+	*	*	-
<i>Macrocoma divisa</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	-	*	+	-	+	-
<i>Macrocoma oromianum</i> Daccordi, 1978	NS		-	*	-	+	-	-
<i>Oxylepus deflexicollis</i> Boheman, 1862	NS		-	*	+	+	-	-
Clambidae								
<i>Clambus complicans</i> Wollaston, 1864	NS	ES	-	*	+	-	-	-





Cleridae								
<i>Canariclerus paivae</i> (Wollaston, 1862)	NS	EG	-	*	+	-	-	-
<i>Necrobia rufipes</i> De Geer, 1775	IP		-	*	-	+	-	-
Coccinellidae								
<i>Coccinella algerica</i> Kovar, 1977	NO		-	*	+	+	+	-
<i>Lindorus lophantae</i> (Blaisdell, 1892)	IP		*	*	+	*	*	-
<i>Nephus flavopictus</i> (Wollaston, 1854)	NP		*	*	+	*	*	-
<i>Parexochomus quadriplagiatus</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Scymnus canariensis</i> Wollaston, 1864	NS	ES	-	*	+	+	-	-
Curculionidae								
<i>Amaurorhinus clermonti</i> Desbrochers, 1908	NS		*	*	+	*	*	-
<i>Amaurorhinus monizianus</i> Wollaston, 1860	NS		+	*	+	+	+	-
<i>Aphanarthrum affine</i> Wollaston, 1860	NS		-	*	-	-	+	+
<i>Aphanarthrum bicinctum</i> Wollaston, 1860	NS		-	*	+	-	+	-
<i>Aphanarthrum jubae</i> Wollaston, 1860	NS	ES	*	*	+	*	*	+
<i>Canariacalles lanzarotensis</i> (Stüben, 2000)	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Coniocleonus excoriatus</i> (Gyllenhal, 1834)	NO		-	*	-	-	+	-
<i>Coniocleonus variolosus</i> (Wollaston, 1864)	NO		*	*	*	*	*	+
<i>Conorhynchus conicirostris</i> (Olivier, 1807)	NO		-	*	-	+	-	+
<i>Depresseremiarhinus brevitarsis</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	-	*	-	+	-	+
<i>Gronops fasciatus</i> Küster, 1851	NO		*	*	+	*	*	-
<i>Herpisticus oculus</i> Wollaston, 1864	NS	EG	-	*	-	+	-	-
<i>Laparocerus dispar</i> Wollaston, 1864	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Laparocerus rarus</i> Wollaston, 1864	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Liparthrum bicaudatum</i> Wollaston, 1865	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Liparthrum inarmatum</i> Wollaston, 1860	NP		*	*	+	*	*	-
<i>Mesites fusiformis</i> Wollaston, 1861	NS	ES	-	*	-	+	+	+
<i>Onycholips bifurcatus</i> Wollaston, 1861	NS	ES	-	*	+	-	+	-
<i>Pentatennus arenarius</i> Wollaston, 1861	NS		-	*	+	-	+	+
<i>Pselactus caulium</i> (Wollaston, 1861)	NS	ES	-	*	+	+	-	-
<i>Rhytideres plicatus</i> Olivier 1790	IS		-	*	-	-	+	-
<i>Sibinia sericea</i> Wollaston, 1864	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Sitona gressorius</i> Fabricius, 1775	NO		-	*	-	-	+	-
<i>Smicronyx albosquamosus</i> Wollaston, 1854	NO		*	*	+	*	*	-
<i>Tychius striatulus</i> Gyllenhal, 1836	NO		*	*	*	*	*	+
Dermestidae								
<i>Dermestes frischii</i> Kugelann, 1792	NO		+	*	-	+	-	-

<i>Thorictus vestitus</i> Wollaston, 1864	NS	ES	*	*	+	*	*	-
Dytiscidae								
<i>Herophydrus musicus</i> Klug, 1834	NS		-	*	-	+	-	-
<i>Hygrotus confluens</i> Fabricius, 1787	NS		-	*	-	+	-	-
Endomychidae								
<i>Holoparamecus singularis</i> Becker, 1817	NO		-	*	-	+	-	-
Gietellidae								
<i>Gietella fortunata</i> Constantin and Menier, 1990	NS	ES	-	*	-	+	-	-
Histeridae								
<i>Eutriptus putricola</i> Wollaston, 1862	NS		-	*	-	-	+	-
<i>Gnathoncus rotundatus</i> Kugelann, 1792	NO		-	*	-	-	+	-
<i>Hypocaccus mundus</i> Wollaston, 1864	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Saprinus chalcites</i> Illiger, 1807	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Saprinus moyses</i> Marseul, 1862	NP		*	*	*	*	*	+
<i>Saprinus proximus</i> Wollaston, 1865	NS	ES	-	*	-	+	+	-
Laemophloeidae								
<i>Cryptolestes spartii</i> (Curtis, 1834)	NO		*	*	+	*	*	-
Latridiidae								
<i>Corticaria maculosa</i> ssp. <i>lineata</i> Johnson, 1974	NS	ESS	*	*	+	*	*	+
<i>Metopthalmus ferrugineus</i> Wollaston, 1865	NS	ES	*	*	+	*	*	-
Melyridae								
<i>Attalus chrysanthemi</i> Wollaston, 1862	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Attalus hariensis</i> Evers, 1960	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Attalus laevicollis</i> Wollaston, 1862	NS		*	*	+	*	*	-
<i>Attalus ochraceus</i> Lindberg, 1950	NS	ES	-	*	-	+	+	-
<i>Dasytes lanzarotensis</i> Palm, 1974	NS	ES	-	*	+	+	+	-
<i>Ifnidius petricola</i> Plata, 1987	NS	ES	-	*	-	+	-	-
Monotomidae								
<i>Europs impressicollis</i> Wollaston, 1854	NS		-	*	-	+	-	-
Nitidulidae								
<i>Carophilus ligneus</i> Murray, 1864	NO		*	*	+	*	*	-
<i>Epuraea ocularis</i> (Fairmaire, 1849)	NO		*	*	-	*	*	-
<i>Meligethes varicollis</i> Wollaston, 1854	NO		*	*	*	*	*	+
Oedemeridae								
<i>Chitona suturalis</i> (Olivider, 1811)	NP		*	*	*	*	*	+
Ptinidae								
<i>Mezium americanum</i> Laporte, 1840	IP		-	*	-	+	-	-





Scarabidae								
<i>Pachydema menieri</i> Baraud, 1985	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Pachydema wollastoni</i> Peyerimhoff, 1928	NS	ES	*	*	*	*	*	+
Scraptiidae								
<i>Anaspis canariensis</i> Ermisch, 1967	NS	ES	*	*	+	*	*	-
Staphylinidae								
<i>Atheta coriaria</i> (Kraatz, 1856)	NO		*	*	+	*	*	-
<i>Gyrobypnus marginalis</i> (Wollaston, 1862)	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Leptobium nigricolle</i> ssp. <i>nigricolle</i> Wollaston, 1862	NS	ESS	-	*	+	+	+	-
<i>Leptobium ruficolle</i> (Wollaston, 1862)	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Sunius brevipennis</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	*	*	+	*	*	-
Tenebrionidae								
<i>Arthrodeis costifrons</i> Wollaston, 1864	NS	ES	-	*	+	-	+	+
<i>Arthrodeis geotrupoides</i> Wollaston, 1864	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Arthrodeis hartungii</i> Wollaston, 1864	NS	ES	-	*	+	+	-	-
<i>Arthrodeis inflatus</i> Wollaston, 1864	NS	ES	-	*	+	-	+	-
<i>Arthrodeis laticollis</i> (Brullé, 1838)	NS	ES	-	*	-	-	+	+
<i>Arthrodeis malleatus</i> Wollaston, 1864	NS	ES	+	*	+	-	-	-
<i>Arthrodeis punctatulus</i> Wollaston, 1864	NS	ES	+	*	-	+	+	+
<i>Arthrodeis subciliatus</i> Wollaston, 1864	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Blaps alternans</i> Brullé, 1838	IP		-	*	-	+	+	-
<i>Blaps gigas</i> Linnaeus, 1767	IP		-	*	-	-	+	-
<i>Boromorphus parvus</i> Wollaston, 1864	NS	ES	-	*	+	-	-	-
<i>Clitobius ovatus</i> (Erichson, 1843)	NP		*	*	*	*	*	+
<i>Gonocephalum affine</i> Billberg, 1815	NO		-	*	-	-	+	-
<i>Gonocephalum oblitum</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	-	*	+	+	+	+
<i>Gonocephalum patruale</i> Erichson, 1843	NP		-	*	-	+	-	+
<i>Hegeter amaroides</i> Solier, 1835	NS	ES	+	*	+	+	+	-
<i>Hegeter deyrollei</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	*	*	+	*	*	+
<i>Hegeter tristis</i> Fabricius, 1792	NP		-	*	+	+	+	-
<i>Melanochrus lacordairi</i> Wollaston, 1864	NS	EG	-	*	-	-	+	+
<i>Melasma lineatum</i> (Brullé, 1838)	NS	EG	-	*	+	+	+	+
<i>Nesotes aethiops</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	*	*	+	*	*	+
<i>Nesotes picescens</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	*	*	+	*	*	+
<i>Nesotes porrectus</i> (Wollaston, 1864)	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Nesotes sabulicola</i> Israelson, 1980	NS	ES	*	*	+	*	*	-
<i>Oxycarops fuscipes</i> (Brullé, 1838)	NS	EG	-	*	+	-	+	-



<i>Paivaea hispida</i> (Brullé, 1838)	NS	ES	+	*	+	+	-	+
<i>Palorus euphorbiae</i> (Wollaston, 1862)	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Phaleria cadaverina</i> (Fabricius, 1792)	NS		*	*	*	*	*	+
<i>Phaleria ornata</i> Wollaston, 1864	NS	ES	-	*	-	-	+	-
<i>Phtora angusta</i> (Wollaston, 1861)	NS		*	*	*	*	*	+
<i>Pimelia lutaria</i> Brullé, 1838	NS	ES	-	*	-	-	+	-
<i>Pseudoseriscius fonti</i> (Escalera, 1923)	NS		-	*	+	-	+	-
<i>Zophosis bicarinata</i> ssp. <i>plicata</i> Brullé, 1838	NS	ES	-	*	+	+	+	+
ORDER LEPIDOPTERA								
Arctiidae								
<i>Utetheisa pulchella</i> Linnaeus, 1758	NO		-	*	-	+	-	-
Blastobasidae								
<i>Blastobasis phycidella</i> (Zeller, 1839)	NO		-	-	+	-	-	-
Geometridae								
<i>Aspitates collinaria</i> Holt-White, 1894	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Gymnoscelis insulariata</i> Stainton, 1859	NS		-	*	-	+	-	-
<i>Microloxia schmitzi</i> Hausmann, 1994	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Scopula guancharia</i> Alpheraky, 1889	NS		-	*	-	+	+	-
Gracillariidae								
<i>Acrocercops hedemanni</i> (Rebel, 1896)	NS		-	-	+	-	-	-
Noctuidae								
<i>Agrotis ipsilon</i> (Hufnagel, 1766)	NO		-	-	+	-	-	-
<i>Agrotis lanzarotensis</i> Rebel, 1894	NS	ES	-	-	+	-	-	-
<i>Carpeia deserticola</i> Hampson, 1905	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Chrysodeixis chalcites</i> Esper, [1789]	IP		-	*	-	+	-	-
<i>Eremobastis loslobensis</i> Fischer, Saldaitis and Ivinskis, 2007	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Euxoa canariensis</i> Rebel, 1902	NS		-	*	-	-	+	-
<i>Heliothis peltigera</i> Denis and Schiffermüller, 1775	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Mniotype usurpatrix</i> ssp. <i>bariana</i> Pinker, 1868	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Cryphia simonyi</i> (Rogenhofer, 1889)	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Paradrina lanzarotensis</i> (Pinker, 1962)	NS	ES	-	*	-	-	+	-
<i>Spodoptera exigua</i> Hübner, 1808	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Trichoplusia ni</i> Hübner, [1803]	IP		-	*	-	-	+	-
Nymphalidae								
<i>Vanessa cardui</i> Linnaeus, 1758	NP		-	*	+	+	+	-



Pieridae								
<i>Colias crocea</i> Geoffroy, 1785	NS		-	*	+	+	+	-
Pyralidae								
<i>Euchromius ocellus</i> (Haworth, 1811)	NO		-	-	+	-	-	-
<i>Nomophila noctuella</i> (Denis and Schiffermüller, 1775)	IP		-	-	+	-	-	-
Sphingidae								
<i>Hippotion celerio</i> Linnaeus, 1758	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Hyles livornica</i> ssp. <i>livornica</i> Esper, 1779	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Hyles tithymali</i> ssp. <i>tithymali</i> Boisduval, 1832	NP		-	*	-	-	+	+
<i>Macroglossum stellatarum</i> (Linnaeus, 1758)	NP		-	-	+	-	-	-
Tineidae								
<i>Trichophaga robinsoni</i> Gaedike and Karsholt, 2001	NO		-	-	+	-	-	-
Tortricidae								
<i>Acrolita subsequana</i> Herrich-Schäffer, 1851	NS		-	-	+	-	-	-
ORDER DIPTERA								
Acroceridae								
<i>Acrocera cabreræ</i> Frey, 1936	NS	ES	-	-	+	-	-	-
Anthomyiidae								
<i>Anthomyia xanthopus</i> (Hennig, 1974)	NP		*	*	*	*	*	+
Asilidae								
<i>Habropogon pertusus</i> Becker, 1908	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Promachus consanguineus</i> (Macquart, 1839)	NS	ES	*	*	*	*	*	+
<i>Saropogon punctipennis</i> Frey, 1958	NS	ES	-	*	+	+	-	-
Bombyliidae								
<i>Anastoechus latifrons</i> (Macquart, 1839)	NS		*	*	*	*	*	+
<i>Dischistus atlanticus</i> (Santos Abreu, 1926)	NS	ES	-	*	-	-	+	+
Calliphoridae								
<i>Calliphora vicina</i> Robineau-Desvoidy, 1830	IP		-	-	+	-	-	-
<i>Lucilia sericata</i> Meigen, 1826	II		+	*	-	+	-	+
Coelopidae								
<i>Malacomyia sciomyzina</i> (Haliday, 1833)	NO		-	-	+	-	-	-
Hippoboscidae								
<i>Ornithophila metallica</i> (Shiner, 1864)	NS		-	-	+	-	-	-
Limoniidae								
<i>Geranomyia canariensis</i> Bergroth, 1889	NS		-	*	-	+	-	-

Stratiomyidae									
<i>Alliophleps elliptica</i> Becker, 1908	NS	EG	-	-	+	-	-	-	-
Syrphidae									
<i>Episyrphus balteatus</i> De Geer, 1776	NS		-	*	-	+	+	-	
<i>Eupeodes corollae</i> (Fabricius, 1794)	NP		*	*	*	*	*	+	
<i>Paragus tibialis</i> Fallén, 1817	NS		-	*	-	+	-	-	
<i>Syritta pipiens</i> Linnaeus, 1758	NS		-	*	-	-	+	-	
Tachinidae									
<i>Mintho compressa</i> Fabricius, 1787	NS		-	*	-	+	-	-	
Tephritidae									
<i>Trupanea amoena</i> (Frauenfeld, 1857)	NO		-	-	+	-	-	-	
Tethinidae									
<i>Tethina grossipes</i> (Becker, 1908)	NS		*	*	*	*	*	+	
<i>Tethina marmorata</i> (Becker, 1908)	NS	ES	+	*	-	-	-	-	
Therevidae									
<i>Irwiniella purpurariae</i> Frey, 1958	NS	ES	-	*	-	+	-	-	
Trixosceliidae									
<i>Trixoscelis puncticornis</i> Becker, 1907	NP		+	*	-	-	-	-	
Vermileonidae									
<i>Lampromyia hemmingseni</i> Stuckenberg, 1971	NS	ES	-	-	+	-	-	-	
ORDER HYMENOPTERA									
Anthoporidae									
<i>Amegilla quadrifasciata</i> (Villers, 1790)	NP		-	*	-	+	+	-	
<i>Anthophora alluaudi</i> ssp. <i>fuerteventurae</i> Lief tinck, 1958	NS	ESS	-	*	-	+	-	+	
<i>Tetralonia maroccana</i> Dusmet, 1928	NP		*	*	*	*	*	+	
<i>Thyreus histrionicus</i> (Illiger, 1806)	NP		-	-	+	-	-	-	
Chrysididae									
<i>Chrysis bohmanni</i> Linsenmaier, 1993	NS	ES	-	*	-	-	+	-	
Crabronidae									
<i>Andrena rutila</i> ssp. <i>xanthoscelis</i> Brullé, 1839	NS	ESS	-	*	-	-	+	-	
<i>Crossocerus lindbergi</i> (Beaumont, 1954)	NS	ES	*	*	*	*	*	+	
<i>Dryudella sepulchralis</i> (Beaumont, 1968)	NS	ES	*	*	*	*	*	+	
<i>Harpactus guichardi</i> (Beaumont, 1968)	NS	ES	*	*	*	*	*	+	
<i>Lasioglossum loetum</i> (Brullé, 1839)	NS	ES	-	*	-	+	-	+	
<i>Lasioglossum morio</i> ssp. <i>cordiale</i> Pérez, 1903	NP		-	*	-	+	-	-	
<i>Lasioglossum phoenicurum</i> (Warncke, 1975)	NP		*	*	*	*	*	+	
<i>Lindenius efferenus</i> (Kohl, 1915)	NP		*	*	*	*	*	+	





<i>Liris micans</i> (Spinola, 1806)	NP		-	-	+	-	-	+
<i>Miscophus guichardi</i> Beaumont, 1968	NS	ES	-	*	-	+	+	-
<i>Miscophus helveticus</i> Kohl, 1883	NP		-	*	-	-	+	+
<i>Miscophus mucronatus</i> (Fabricius, 1793)	NP		*	*	*	*	*	+
<i>Nomioides deceptor</i> Saunders, 1937	NS		-	*	-	+	+	-
<i>Oxybelus cocacolae</i> Verhoeff, 1968	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Panurgus dentipes</i> Latreille, 1811	NS		*	*	*	*	*	+
<i>Solierella canariensis</i> Saunders, 1904	NS	ES	*	*	*	*	*	+
Eumenidae								
<i>Ancistrocerus kernerii</i> (Dalla Torre, 1904)	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Leptochilus fortunatus</i> Blüthgen, 1958	NS	ES	-	*	+	-	+	+
<i>Leptochilus replenus</i> Giordani-Soika, 1974	NS	ES	*	*	*	*	*	+
Formicidae								
<i>Camponotus feai</i> Emery, 1882	NS	ES	-	*	+	+	+	-
<i>Camponotus carinatus</i> (Brullé, 1839)	NS	ES	-	-	+	-	-	-
<i>Cardiocondyla emeryi</i> Forel, 1839	II		-	*	-	+	-	-
<i>Crematogaster alluaudi</i> Emery, 1893	NS	ES	-	*	-	+	-	-
<i>Crematogaster laestrygon</i> ssp. <i>canariensis</i> Emery, 1926	NS	ESS	-	*	-	-	+	-
<i>Leptothorax rottenbergi</i> ssp. <i>scabriosus</i> Santschi, 1919	NO		-	*	-	+	-	-
<i>Messor hesperius</i> Santschi, 1927	NO		-	*	+	+	+	-
<i>Monomorium hesperium</i> Emery, 1895	NS	ES	-	*	-	-	+	-
<i>Plagiolepis barbara</i> ssp. <i>canariensis</i> Santschi, 1920	NS	ESS	-	*	+	+	+	-
<i>Tetramorium depressum</i> Forel, 1892	NO		+	*	+	+	-	-
Ichneumonidae								
<i>Cryptus praefortis</i> ssp. <i>insularis</i> Van Rossem, 1989	NS	ESS	*	-	+	-	-	-
Masaridae								
<i>Quartinia canariensis</i> Blüthgen, 1958	NS	ES	*	*	*	*	*	+
Megrachilidae								
<i>Chalicodoma sicula</i> ssp. <i>balearica</i> Tkalcu, 1977	NP		-	*	+	-	-	-
<i>Megachile binominata</i> Smith, 1853	NS	ES	*	*	*	*	*	+
Pompilidae								
<i>Agenioideus oasis</i> Haupt, 1962	NP		-	*	-	-	+	-
<i>Pareiocurgus violaceipennis</i> (Brullé, 1839)	NP		*	*	*	*	*	+
<i>Tachyagetes aemulans</i> (Haupt, 1928)	NS		-	-	+	-	-	-

<i>Tachyagetes lanzarotus</i> Wolf, 1993	NS	ES	-	*	-	+	+	-
Pteromalidae								
<i>Heocolax formiciformis</i> Westwood, 1832	NP		*	-	+	-	-	-
Scoliidae								
<i>Micromeriella aureola</i> ssp. <i>elegans</i> Brullé, 1839	NS	ESS	-	*	-	-	+	-
Sphécidae								
<i>Podalonia tydei</i> Le Guillou, 1841	NP		-	*	-	-	+	-
Tiphiidae								
<i>Poecilotiphia gracilis</i> Brullé, 1839	NS	ES	-	*	-	+	-	-
ORDER PSEUDOESCORPIONS								
Cheliferidae								
<i>Canarichelifer teneriffae</i> Beier, 1965	NS	EG	*	-	+	-	-	-
Chtonidae								
<i>Paraliochthonius canariensis</i> Vachon, 1961	NS	ES	*	-	+	-	-	-
Garypidae								
<i>Garypus beauvoisi</i> Audouin, 1826	NP		*	-	+	-	-	+
Geogarypidae								
<i>Geogarypus minor</i> L. Koch, 1873	NP		*	-	+	-	-	-
Olpiidae								
<i>Calocheirus canariensis</i> (Beier, 1970)	NS	ES	*	-	+	-	-	-
<i>Olpium canariense</i> Beier, 1965	NS	ES	*	-	+	-	-	-
ORDER SIPHONAPTERA								
Pulicidae								
<i>Xenopsylla gratiosa</i> Jordan and Rothschild, 1923	IS		*	-	+	-	-	-
ORDER THYSANOPTERA								
Acolothripidae								
<i>Melanthrips areolatus</i> Priesner, 1936	NO		*	*	*	*	*	+
<i>Rhipidothrips unicolor</i> zur Strassen, 1965	NO		*	*	*	*	*	+
Phlaeothripidae								
<i>Haplothrips balsaminus</i> zur Strassen, 1966	NO		*	*	*	*	*	+
<i>Haplothrips guanche</i> zur Strassen, 1966	NO		*	*	*	*	*	+
Thripidae								
<i>Odontothrips karnyi</i> Priesner, 1924	NO		*	*	*	*	*	+



<i>Phylum Mollusca</i>	Or	En	RE	RO	MC	AL	LG	LO
ORDER PULMONATA								
Enidae								
<i>Napaeus buttereri</i> Henríquez, 1991	NS	EG	-	*	-	+	-	*
Ferussaciidae								
<i>Ferussacia vitrea</i> (Webb and Berthelot, 1833)	NS	ES	-	*	+	-	-	*
Helicidae								
<i>Hemicycla flavistoma</i> Ibáñez and Alonso, 1991	NS	ES	-	*	-	+	-	*
<i>Hemicycla sarcostoma</i> (Webb and Berthelot, 1833)	NS	ES	-	*	+	+	-	*
<i>Otala lactea</i> O. F. Müller, 1774	IP		-	*	+	-	-	*
<i>Theba geminata</i> (Mousson, 1857)	NS	ES	+	*	+	+	+	+
Parmacellidae								
<i>Cryptella alegranzae</i> Hutterer and Groh, 1991	NS	IE	-	*	-	+	-	*
Subulinidae								
<i>Rumina decollata</i> Linnaeus, 1758	NP		-	*	+	-	-	+
Trissexodontidae								
<i>Caracollina lenticula</i> Michaud, 1831	NP		-	*	+	-	-	*
Hygromiidae								
<i>Canariella plutonia</i> (R.T Lowe, 1861)	NS	EG	-	-	-	-	-	+



ELASMOBRANCH BYCATCH ON ARTISANAL TRAMMEL NET FISHERY IN THE CANARY ISLANDS

José Carlos Mendoza*, Carmelo Dorta,
Alberto Brito & José Carlos Hernández

ABSTRACT

In this work we studied an artisanal trammel net fishery targeting red striped mullet *Mullus surmulletus*. Catches and discards were evaluated on 30 fishings trials using 3 experimental net mesh sizes around 2 fishing grounds at the East coast of Tenerife (Canary Islands). A total of 48 species were identified with *M. surmulletus*, axillary seabream *Pagellus acarne* and parrotfish *Sparisoma cretense*, being the most frequently captured. Catches and discards represented 89.77% and 10.23%, respectively, of total catch weight. Experimental mesh sizes showed a clear decrease in the proportion of abundance catches caught as mesh size increased. Elasmobranchs were represented in high percentages reaching 37.61% of total catch weight. European Union protected angel shark *Squatina squatina* was also caught during the experimental fishings and represented 51.14% of the elasmobranch total catch weight. Findings of the study are intended to contribute to increasing knowledge about the artisanal fishing and allow suggestions to be made on fishing practices that will reduce future catches of the European Union protected elasmobranchs.

KEYWORDS: bycatch, discard, *Squatina squatina*, artisanal fishery, Canary Islands.

CAPTURA INCIDENTAL DE ELASMOBRANQUIOS EN LAS PESQUERÍAS CON TRASMALLO EN LAS ISLAS CANARIAS

RESUMEN

En este trabajo hemos estudiado una pesquería artesanal con trasmallo que tiene como especie objetivo al salmonete *Mullus surmulletus*. Evaluamos las capturas en 30 pescas experimentales con tres tamaños de malla diferentes y en dos zonas de pesca en la costa este de Tenerife (islas Canarias). Un total de 48 especies fueron identificadas, siendo las especies *M. surmulletus*, el besugo *Pagellus acarne* y la vieja *Sparisoma cretense*, las más capturadas. Las capturas y descartes representaron el 89,77% y 10,23%, respectivamente, del peso de las capturas totales. A medida que aumentamos el tamaño de malla utilizada se observó una clara disminución en las proporciones de abundancias de las capturas. Los elasmobranchios estuvieron representados en un porcentaje alto, alcanzando 37,61% del peso de las capturas totales. El angelote *Squatina squatina*, protegido por la Unión Europea, fue también capturado durante las pescas experimentales y representó el 51,14% del peso de las capturas totales. Los resultados de este estudio pretenden contribuir al incremento del conocimiento de las pesquerías artesanales y permiten realizar sugerencias sobre las prácticas de pesca que puedan reducir en un futuro las capturas de los elasmobranchios protegidos por la Unión Europea.

PALABRAS CLAVE: captura accidental, descarte, *Squatina squatina*, pesca artesanal, islas Canarias.

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01.006>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 1; diciembre 2018, pp. 87-102; ISSN: e-2659-6644



1. INTRODUCTION

Worldwide, many species are captured by a variety of fishing gears and discard rates are high. Discarding occurs for a number of reasons such as specimens have little or no commercial value, are in poor condition and are below the legal size (Hall *et al.* 2000). Other discarding reasons are fishing boats storage capacity, high grading or sorting ability of the crew (Clucas 1996). Discarding practices are affected by bycatch composition, which are determined by environmental and social factors (Catchpole *et al.* 2005). In general, bycatch and subsequent discarding is unavoidable due to size selectivity of different gears and mixed-species fisheries. Thus, the relative importance of discards depends largely on the gear, the gear characteristics (e.g. mesh size, hanging ratios), fishing strategies, marketing constraints and legislation (e.g. Hall, 1996).

Most small-scale fisheries around the world have no management strategies in place and when existent they are based on landings data which do not take into consideration bycatch or discards (Leonart and Maynou 2003; Merino *et al.* 2008). Artisanal trammel net fisheries are among the most significant small-scale fisheries in southern Europe (Erzini *et al.* 2001) and several studies have shown that discard rates from trammel nets are higher than other static gears like longlines or gill nets (Borges *et al.* 2001).

Elasmobranch fish are a common component of the bycatch and discard from fisheries (Bonfil 1994). Elasmobranchs are also vulnerable to overexploitation due to life strategies (Brito *et al.* 1998; Pratt and Casey 1990; Smale and Goosen 1999; Wintner and Cliff 1999; Hazin *et al.* 2002; Coelho and Erzini 2002). These life strategies are defined by a number of factors that characterize elasmobranchs: large maximum body size, slow growth, late maturation (at a large size) and long lifespan. (Walker and Hislop 1998; Dulvy *et al.* 2000; Stevens *et al.* 2000; Frisk *et al.* 2001).

Bycatch of elasmobranch is unmanaged in most fisheries and elasmobranchs are less able to sustain their populations under fishing pressures that are sufficient to sustain many teleost species for which most fishing quotas have been designed (Heuter 1998). Most elasmobranchs are predators at or near, the top of marine food webs, and as such they play a fundamental role in the structure and trophic functioning of the ecosystem (Cortés 1999; Stevens *et al.* 2000). Most studies on bycatch and discards of elasmobranchs have considered only trawl and longline fisheries (Stobutzki *et al.* 2002; Carbonell *et al.* 2003; Clarke *et al.* 2005; Megalofonou *et al.* 2005; Coelho and Erzini 2008); few have focused on trammel net fisheries and none of these have been carried out in southern Atlantic waters.

Angel sharks *Squatina squatina* Linnaeus, 1758 are highly susceptible to bycatch in trawls and trammel nets as they are bottom-dwelling (Couch 1822; Day 1880-1884). *Squatina squatina* has been fully protected in European waters since January 2011, and capture, retain onboard, transship and landing is forbidden by

* Departamento de Biología Animal, Geología y Edafología. Universidad de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain. Corresponding author: jcmendoza85@gmail.com.

European Union regulation n.º 44/2012. To manage bycatch and conserve vulnerable species we need better knowledge of discard rates from different fishing gears and to evaluate the impacts on population, trophic and ecosystem dynamics (Hall *et al.* 2000; Borges *et al.* 2001).

Trammel nets are highly represented by Canary Island artisanal fisheries but catches and related bycatch have never been studied around Tenerife's coastline (BOC 2005/04). The trammel net fishery of Candelaria harbor has 9 authorized artisanal fishing boats and a restricted fishing season from February to March. Red striped mullet *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 was the target species of the studied fishery, but it is known that additional species are accidentally caught by the nets. Bycatch in this area consists of a wide range of species including elasmobranchs with commercial value as the angel shark (*S. squatina*) and Smooth-hound *Mustelus mustelus* Linnaeus, 1758. The main objectives of this study were: (1) to characterize an experimental trammel nets in fishing areas where trammel net fishery is allowed in Tenerife island, and (2) to contribute to improvement of the trammel net artisanal fishery by suggesting how different mesh sizes could be used to reduce bycatch and discards.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. STUDY AREA

The sampling area is located off the southeast coast of Tenerife (Canary Islands) at a latitude between 28° 11-22' N and 16° 21-25' W, in the municipality of Candelaria (fig. 1). The average wind speed at the sampling sites ranged from: 7.77 - 17.4 knots (11.6 ± 1.67). Experimental fishings were performed with good sea conditions (2-3 Beaufort wind force scale). Sampling was carried out using a 5 m (length) artisanal fishing boat from Candelaria and a 2-3-person crew. Fishing grounds were selected by scientists in order to cover the whole fishing area where trammel net is allowed and separated in two grounds, one to the north of Candelaria and one to the south.

2.2. EXPERIMENTAL DESIGN

To study the development of experimental fishings we collected all data relating to the fishing area, duration of fishing, fishing effort, catch composition, catch size and catch weight. Normal fishing practices were followed from February 2010 to March 2010. During experimentation the same observer accompanied a single crew for one full day. Fishing took place over 10 fishing days aboard the same artisanal fishing boat (*La Orca*) on 2 fishing areas (north and south). In each fishing day, three experimental trammel nets with different net mesh sizes (50, 60 and 80 mm), were used simultaneously with 2 or 4 panel nets each. Trammel nets were set between 10 and 40 m depth in experimental fishing grounds where the scientist chose previously. A total of 30 deployments, 18 and 12 at North and South areas, respectively, were observed in total. The total length of each the panel nets was 70 m. After retrieving



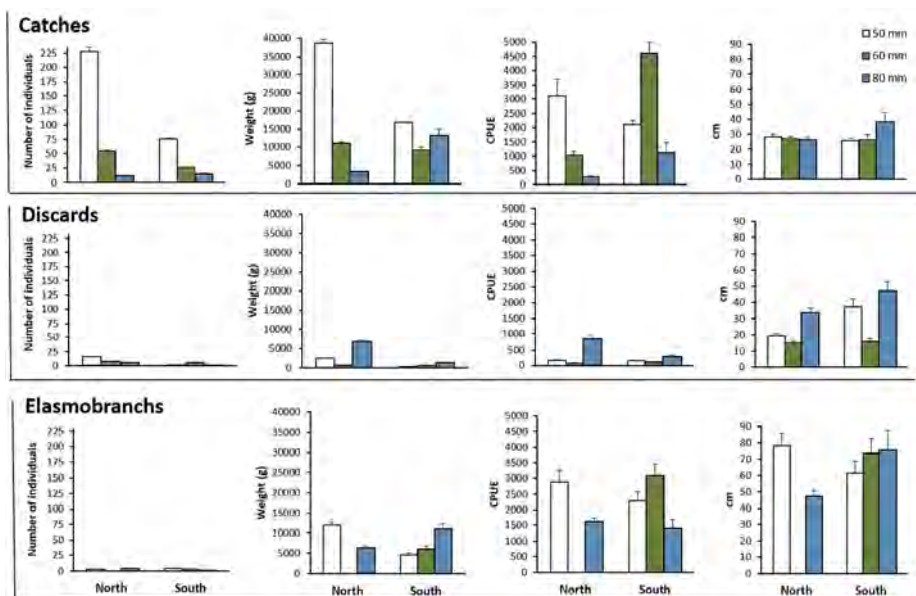


Figure 1. Mean abundance, weight (g), length (cm) and CPUE of catches, discards and elasmobranchs for the three different experimental mesh sizes in the artisanal trammel net fishery off the east coast of Tenerife (Canary Islands).

each net, specimens were untangled from the net by the fishermen who then decided which fish to retain and which to discard. The crew retained all fish that had some commercial value to supplement their *Mullus surmuletus* fishery income; among these were several fish including axillary seabream *Pagellus acarne* Risso, 1827 and parrotfish *Sparisoma cretense* Linnaeus, 1758, the common octopus *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 and the common cuttlefish *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758.

Specimens were discarded if they were damaged, of little or no commercial value or below the legal catch size. All discards were identified and length (TL) and weight were recorded.

2.3. DATA ANALYSES

Total catch was recorded for each of the 30 experimental fishings. All specimens caught were sorted in catches or discards under fishermen judgment, identified to species level, counted, weighed (total weight, g) and measured (total length, cm). Analyses of variance were performed using Primer 6 + Permanova software in order to evaluate the effect of mesh size and fishing ground on catch abundance, weight, length and CPUE (Capture Per Unit of Effort). Catch per unit of fishing effort was the total catch divided by the total amount of number of net panels used (2 or 4). Capture abundance and weight were standardized to one panel net or sample unit. Data regarding each specimen caught were analyzed after being ascribed to one of

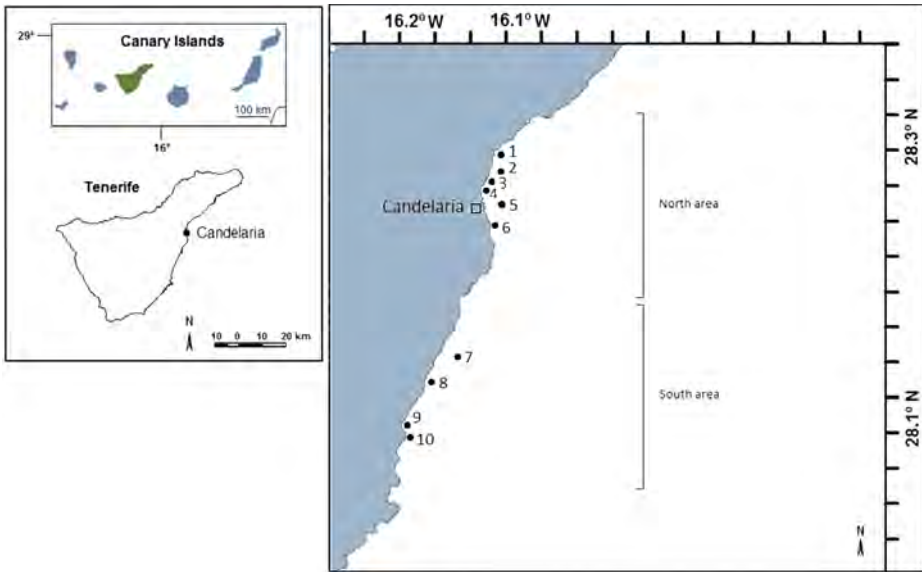


Figure 2. Location of experimental fishing grounds off the east coast of Tenerife, Canary Islands. North Area: 1) Central de Caletillas (28° 22' 27" N, 16° 21' 20" W), 2) Cueva de La Barca (28° 21' 55" N, 16° 21' 31" W), 3) Cabezo del Pozo (28° 21' 27" N, 16° 22' 02" W), 4) La playa de Candelaria (28° 21' 17" N, 16° 22' 04" W) 5) Cabezo la Barca (28° 22' 04" N, 16° 21' 17" W) and 6) Cabezo del Socorro (28° 19' 55" N, 16° 21' 37" W). South Area: 7) Casa Quemada (28° 14' 52" N, 16° 23' 13" W), 8) Los Barrancos (28° 13' 56" N, 16° 24' 22" W), 9) Recodo de la Hondura (28° 12' 04" N, 16° 25' 24" W) and 10) La Punta de la Hondura (28° 11' 48" N, 16° 25' 11" W).

two groups: catches and discards. Since elasmobranchs received particular emphasis in this study, additional analyses were carried out for individual elasmobranch species. When the number of permutations was very low, a Monte Carlo Test was used to estimate the p-value (Anderson 2001).

3. RESULTS

A total of 48 species were identified during the experimental fishings (table 1). In terms of weight, catches of *Mullus surmuletus* (26.83%) was higher than that of any other species, followed by *Squatina squatina* (19.23%). When considering the number of individuals caught, the most abundant species in catches were *M. surmuletus*, *Pagellus acarne* and *Sparisoma cretense*. A total of 5 elasmobranch species were caught (17 specimens; 40,730 g.). Among these were 2 Rajiforms, 1 Torpediniform, 1 Carchariniform and 1 Squatiniform, accounting for 37.61% of the total catch weight. *Mustelus mustelus* was the most abundant species, representing 52.94% of the total elasmobranch catches. In terms of weight, *S. squatina* made up 51.14% of the total elasmobranch catches. The number of catches and discards declined as net mesh size was increased from 50 mm, to 60 mm to 80 mm (fig. 2).



TABLE 1. TOTAL CATCHES FOR SPECIES CAUGHT DURING THE EXPERIMENTAL FISHING USING TRAMMEL NETS ABOARD 'LA ORCA' OFF THE EAST COAST OF TENERIFE (CANARY ISLANDS)

CATCHES							
MESH SIZE (mm)	SPECIES	SPECIMENS			TOTAL CATCH		
		Number	(%)	Weight (g)	(%)	Mean Length (cm) ± SD	
50	<i>Boops boops</i>	1	0.21	80	0.07	22.5	-
50	<i>Chromis limbata</i>	11	2.35	549	0.51	14.4	±0.97
50	<i>Diplodus vulgaris</i>	2	0.43	339	0.31	22	±0.71
50	<i>Mullus surmuletus</i>	173	36.89	24350	22.49	22.1	±1.19
50	<i>Mustelus mustelus</i>	5	1.07	4600	4.25	61.5	±4.27
50	<i>Pagellus acarne</i>	78	16.63	6320	5.84	18.6	±1.16
50	<i>Pagellus erythrinus</i>	2	0.43	430	0.40	23	±1.41
50	<i>Pagrus pagrus</i>	3	0.64	462	0.43	23.3	±5.13
50	<i>Promethichthys prometheus</i>	1	0.21	300	0.28	44.5	-
50	<i>Pseudocaranx dentex</i>	2	0.43	2200	2.03	55	±1.41
50	<i>Sarpa salpa</i>	1	0.21	150	0.14	23	-
50	<i>Sepia officinalis</i>	4	0.85	842	0.78	15.8	±4.57
50	<i>Serranus atricauda</i>	2	0.43	240	0.22	21.5	±1.41
50	<i>Squatina squatina</i>	1	0.21	10830	10.00	107	-
50	<i>Sparisoma cretense</i>	9	1.92	2300	2.12	24.7	±4.07
50	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	1	0.21	150	0.14	23.5	-
50	<i>Synapturichthys kleini</i>	1	0.21	200	0.18	31.5	-
50	<i>Synodus saurus</i>	3	0.64	707	0.65	30.8	±2.57
60	<i>Bodianus scrofa</i>	1	0.21	250	0.23	26	-
60	<i>Boops boops</i>	7	1.49	578	0.53	20.7	±3.46
60	<i>Chromis limbata</i>	4	0.85	157	0.15	14.3	±1.71
60	<i>Diplodus puntazzo</i>	1	0.21	104	0.10	16.5	-
60	<i>Diplodus sargus cadenati</i>	1	0.21	78	0.07	16.1	-
60	<i>Diplodus vulgaris</i>	3	0.64	581	0.54	21.8	±6.25
60	<i>Lithognathus mormyrus</i>	1	0.21	200	0.18	26	-
60	<i>Mullus surmuletus</i>	22	4.69	3907	3.61	23.4	±1.69
60	<i>Mustelus mustelus</i>	4	0.85	6200	5.73	73.5	±19.69
60	<i>Pagellus acarne</i>	12	2.56	886	0.82	18.7	±1.16
60	<i>Pagellus erythrinus</i>	5	1.07	1459	1.35	25.4	±2.38
60	<i>Pagrus auriga</i>	1	0.21	198	0.18	23.5	
60	<i>Pagrus pagrus</i>	1	0.21	239	0.22	25	
60	<i>Promethichthys prometheus</i>	2	0.43	400	0.37	46.3	±1.06



60	<i>Pseudocaranx dentex</i>	1	0.21	90	0.08	19	
60	<i>Sarpa salpa</i>	6	1.28	2500	2.31	16	±2.06
60	<i>Sepia officinalis</i>	5	1.07	954	0.88	19.2	±4.62
60	<i>Sparisoma cretense</i>	10	2.13	2700	2.49	25.3	±2.99
60	<i>Sphyaena viridensis</i>	2	0.43	690	0.64	51.8	±7.42
60	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	2	0.43	202	0.19	19.8	±1.06
60	<i>Synodus saurus</i>	4	0.85	1339	1.24	30.5	±5.93
80	<i>Balistes capriscus</i>	2	0.43	1100	1.02	32	±4.24
80	<i>Boops boops</i>	9	1.92	800	0.74	21.1	±0.70
80	<i>Mullus surmuletus</i>	4	0.85	800	0.74	22.9	±2.68
80	<i>Pagellus erythrinus</i>	1	0.21	100	0.09	21.5	-
80	<i>Sarpa salpa</i>	1	0.21	233	0.22	26	-
80	<i>Scorpaena scrofa</i>	1	0.21	1600	1.48	24	-
80	<i>Squatina squatina</i>	1	0.21	10000	9.24	104	-
80	<i>Sparisoma cretense</i>	3	0.64	273	0.25	33	±2.78
80	<i>Synodus saurus</i>	4	0.85	1700	1.57	36.1	±3.97
DISCARDS							
50	<i>Abudefduf luridus</i>	3	0.64	216	0.20	13	±0.00
50	<i>Aulostomus strigosus</i>	1	0.21	300	0.28	57	-
50	<i>Bothus podas</i>	3	0.64	180	0.17	17.7	±0.58
50	<i>Polymixia nobilis</i>	1	0.21	80	0.07	18.5	-
50	<i>Pomadasyis incises</i>	4	0.85	350	0.32	18.9	±0.85
50	<i>Scorpaena canariensis</i>	1	0.21	34	0.03	12	-
50	<i>Scorpaena notate</i>	3	0.64	189	0.17	14.5	±1.73
50	<i>Stephanolepis hispidus</i>	3	0.64	266	0.25	15.7	±1.15
50	<i>Synodus synodus</i>	2	0.43	300	0.28	25	±1.41
50	<i>Taeniura grabata</i>	1	0.21	1200	1.11	49.5	-
60	<i>Bothus podas</i>	5	1.07	206	0.19	14.8	±2.54
60	<i>Trigloporus lastoviza</i>	1	0.21	100	0.09	23	-
60	<i>Scorpaena canariensis</i>	2	0.43	331	0.31	19.5	±4.95
60	<i>Scorpaena maderensis</i>	5	1.07	166	0.15	11.8	±1.10
60	<i>Stephanolepis hispidus</i>	3	0.64	222	0.21	14.8	±1.04
60	<i>Synodus synodus</i>	1	0.21	179	0.17	27.5	-
60	<i>Trachinus radiates</i>	3	0.64	599	0.55	23.8	±13.4
80	<i>Bothus podas</i>	1	0.21	83	0.08	19	-
80	<i>Dasyatis pastinaca</i>	1	0.21	1300	1.20	50	-
80	<i>Taeniura grabata</i>	1	0.21	1200	1.11	47	-
80	<i>Torpedo marmorata</i>	3	0.64	5400	4.99	45.2	±4.80



Captures obtained with 50 mm mesh trammel nets consisted of 28 different species: 1 cephalopod, 3 elasmobranchs and 24 bony fish, plus some other invertebrates (primarily sea urchins and corals) (table 1). Catches reached 93.16% in terms of abundance and 95.07% of total weight. Discards reached 6.84% in terms of abundance and 4.93% of total weight. Although elasmobranchs made up only a small percentage of the total catch in number (2.17%), due to the size of individuals in this group they accounted for a high percentage of total catch weight (28.59%).

Using nets of 60 mm mesh size a total of 28 different species were captured: 1 cephalopod, 1 elasmobranch and 26 bony fish (table 1). Catches reached 82.60% in terms of abundance and 92.93% of total weight. Discards reached 17.40% in terms of abundance and 7.07% of total weight. Elasmobranchs reached only 3.31% of total catch size (24.29% of total catch weight).

The 80 mm mesh trammel nets captured a total of 13 different species: 4 elasmobranchs and 9 teleosts (table 1). The most numerous species was bogue *Boops boops* Linnaeus, 1758, followed by *M. surmuletus*. Catches reached 81.25% in terms of abundance and 67.53% of total weight. Discards reached 18.75% in terms of abundance and 32.47% of total weight. Elasmobranchs represented 18.76% of the total individual catch which equated to 72.79% of total catch weight.

There were no significant effects of any source of variation between catches, discards and elasmobranchs (table 2) including for the elasmobranch species (table 3).

4. DISCUSSION

The results obtained in this study revealed that there was a great number of species caught in this trammel net fishery. The number of catches declined significantly as net mesh size was increased from 50 mm, to 60 mm to 80 mm, a result that was consistent across all of the studied fishing ground areas. The decrease in catches by the larger mesh net can be attributed to the fact that abundance generally declines exponentially with size (e.g., Jennings *et al.* 2001). The results obtained revealed a clear effect of mesh size on catches but results obtained for discards were less clear and no clear management action regarding elasmobranch can be derived from the usage of different mesh size.

The diversity of species caught by trammel nets in the current study was probably due to the variety of mechanisms by which these nets work to catch fish - gilling, wedging, entangling and pocketing (Erzini *et al.* 2006). In total 21 different species were discarded by the fishery, a number which constituted 10.23% of the total catch abundance. Discard rates are lower in small scale static fisheries (such as those using trammel nets) compared to larger scale fisheries using active gear: 37% (Monteiro *et al.* 2001) to 70% for deepwater crustacean trawlers (Borges *et al.* 2001), 62% for trawlers (Borges *et al.* 2001; Erzini *et al.* 2002), and 50.5% for demersal purse seiners (Gonçalves *et al.* 2004). However, lower mean discard rates (27%) have also been reported for pelagic purse seiners (Borges *et al.* 2001; Erzini *et al.* 2002). Discard rates recorded here were lower to those reported in other studies of artisanal trammel net bycatch (e.g 15 - 49% in Iberian Peninsula waters, Gonçalves



TABLE 2. ANALYSIS OF VARIANCE FOR ABUNDANCE, WEIGHT, LENGTH AND CATCH PER UNIT EFFORT (CPUE) OF CATCHES, DISCARDS AND ELASMOBRANCHS USING 3 DIFFERENT MESH SIZES (50, 60 AND 80 MM) AND FISHING GROUNDS (NORTH-SOUTH); M = MESH; FG = FISHING GROUND; PS-F = PSEUDO F STATISTIC; * = P-VALUE (< 0.05) OBTAINED WITH MONTE CARLO TEST

	ABUNDANCE			WEIGHT			LENGTH			CPUE		
	MS	PS-F	P	MS	PS-F	P	MS	PS-F	P	MS	PS-F	P
<i>Catches</i>												
M	1771.2000	5.883	0.184*	3.4992E7	2.315	0.297*	137.650	0.635	0.626*	1.1507E7	6.299	0.179*
FG	291.340	0.845	0.397	8.0681E5	4.6864E-2	0.841	119.220	0.534	0.474	25389	7.381E-3	0.936
MxFG	301.070	0.874	0.495	1.5115E7	0.877	0.444	216.710	0.972	0.422	1.8268E6	0.531	0.630
Res	344.450			1.7216E7			222.910			3.4397E6		
<i>Discards</i>												
M	3.005	0.882	0.441*	9.6358E5	1.958	0.341*	55.671	0.414	0.785*	36511	0.980	0.611*
FG	5.338	2.549	0.121	9.4149E5	0.571	0.586	20.910	9.2103E-2	0.774	71687	0.674	0.539
MxFG	3.405	1.626	0.231	4.9206E5	0.298	0.879	134.460	0.592	0.570	37247	0.350	0.845
Res	2.093			1.6465E6			227.030			1.0622E5		
<i>Elasmobranchs</i>												
M	0.216	0.213	0.875*	3.4204E6	0.688	0.588*	518.150	0.494	0.634*	3.8347E5	0.442	0.772*
FG	2.450	1.266	0.329	4.6529E6	0.456	0.526	1125	1.042	0.326	5.2488E5	0.302	0.597
MxFG	1.016	0.525	0.596	4.9701E6	0.487	0.647	1048.3	0.971	0.375	8.6577E5	0.499	0.636
Res	1.934			1.0192E7			1079.6			1.7334E6		





TABLE 3. ANALYSIS OF VARIANCE FOR ABUNDANCE, WEIGHT, LENGTH AND CATCH PER UNIT EFFORT (CPUE) OF ELASMOBRANCH SPECIES USING 3 DIFFERENT MESH SIZES (50, 60 AND 80 MM) AND FISHING GROUNDS (NORTH-SOUTH); M = MESH; FG = FISHING GROUND; PS-F = PSEUDO F STATISTIC; * = P-VALUE (< 0.05) OBTAINED WITH MONTE CARLO TEST

ABUNDANCE			WEIGHT			LENGTH			CPUE			
MS	Ps-F	P	MS	Ps-F	P	MS	Ps-F	P	MS	Ps-F	P	
<i>Squatina squatina</i>												
M	3.333E-2	0.333	0.737*	3.633E6	0.334	0.751*	371.23	0.333	0.745*	7.344E5	0.448	0.707*
FG	1.192E-1	1.788E-1	1*	22963	3.170E-3	0.896	0.3	4.042E-4	0.911	2.832E5	0.238	0.72
MxFG	0.1	1.5	0.308	1.085E7	1.498	0.299	1113.1	1.499	0.297	1.637E6	1.38	0.266
Res	6.666E-2			7.243E6			742.17			1.185E6		
<i>Mustelus mustelus</i>												
M	0.7	1	0.494*	1.036E6	1	0.498*	155.48	1	0.491*	2.59E5	1	0.49*
FG	2.7	1.975	0.235	3.888E6	1.957	0.215	607.5	1.984	0.222	9.72E5	1.957	0.241
MxFG	0.7	0.512	0.666		0.521	0.655	155.48	0.507	0.644	2.59E5	0.521	0.668
Res	1.366						306.15			4.966E5		
<i>Dasyatis pastinaca</i>												
M	3.333E-2	1	0.506*	56333	1	0.531*	83.333	1	0.51*	3520.8	1	0.496*
FG	3.333E-2	1	0.425	56333	1	0.427	83.333	1	0.333*	3520.8	1	0.409
MxFG	3.333E-2	1	0.458	56333	1	0.437	83.333	1	0.464	3520.8	1	0.452
Res	3.333E-2			56333			83.333			3520.8		

ABUNDANCE				WEIGHT			LENGHT			CPUE		
MS	P _S -F	P		MS	P _S -F	P	MS	P _S -F	P	MS	P _S -F	P
<i>Taenuria grabata</i>												
M	3.333E-2	0.333	0.736*	48000	0.333	0.727*	777.758	0.333	0.741*	4333.3	0.351	0.752*
FG	-1.133E-17	<0		-9.890E-1	<0		0.208	1.341E-3	0.911	333.33	4E-2	0.784
MxFG	0.1	1.5	0.23	1.44E5	1.5	0.271	232.86	1.499	0.296	12333	1.48	0.289
Res	6.666E-2			96000			155.31			8333.3		
<i>Torpedo marmorata</i>												
M	0.3	1	0.508*	9.72E5	1	0.502*	68.101	1	0.532*	60750	1	0.529*
FG	0.3	1	0.392	9.72E5	1	0.457	68.101	1	0.401	60750	1	0.4
MxFG	0.3	1	0.463	9.72E5	1	0.453	68.101	1	0.465	60750	1	0.465
Res	0.3			9.72E5			68.101			60750		



et al. 2007). This is probably due to trammel net canarian fishermen retain more variety of species than Iberian Peninsula artisanal fisheries based on custom and commercial acceptance differences between both regions.

In a trammel net fishery on the western coast of Portugal, Coelho *et al.* (2005) found that 16 elasmobranch species were caught (4.3% of the total catch). Baeta *et al.* (2010) observed catches of 11 elasmobranch species which made up 4% of the total catch. In our study elasmobranchs represented 3.62% of the total catch in number and 37.61% in weight. However, our catch included a smaller number of different elasmobranch species (5 elasmobranchs) probably due to the smaller range of depths sampled and fished or due to inherent characteristics of the Canary Islands elasmobranch fauna composition (Brito *et al.* 2002). *Mustelus mustelus* was the most frequently caught elasmobranch, which could be due to the abundance of the species in the study area. Furthermore, in Europe has been an unregulated rapid rise in reported landings of catches of smaller sharks, particularly smoothhounds (*Mustelus* spp.) and a detailed assessment is needed of where specific species are caught and in what numbers (Nieto *et al.* 2015).

Other measures to reduce discards in the studied trammel net fishery require further testing, but may include: (1) a reduction in soak time of the trammel nets, (2) choice of alternative fishing grounds, and (3) use of different mesh designs.

It was noted throughout the study that most of the discarded elasmobranchs were still alive. In some instances, the fishermen exterminated elasmobranchs in order to sell them or due to the cultural belief that reducing the number of predators will benefit stocks of their target species (Carmelo Dorta 2001, personal observation). Although squatiniforms do feed on commercial fish species including goatfishes (Mullidae) (Baremore *et al.* 2010), in the long term removal of elasmobranch predators would destabilize the balance of the ecosystem with adverse effects of commercial fish stocks. Elasmobranchs are very sensitive to overfishing; some species are already listed on the IUCN Red List as endangered, for example the Angelfish (*Squatina squatina*) which is critically endangered. *Squatina squatina* is an important demersal predator across large portions of the Canary Archipelago but most of this region is subject to intense demersal fishing (Bravo de Laguna 1973; Bravo de Laguna and Escáñez 1975). Angelshark (*S. squatina*) was formerly found throughout European waters, and now it is inferred that almost all of the remaining population is found around the Canary Islands. (Nieto *et al.* 2015). As a conclusion and due to the relatively high catch rates of *S. squatina* obtained by these fisheries there is an urgent need to confirm the species' status in the Canary Islands. It is possible that high numbers of *S. squatina* may still be present around the Canaries and the region could be a hotspot for elasmobranch conservation in Europe, as suggested by the high number of diver observations (De la Cruz *et al.* 2010). It would also be advisable to start a campaign among local Canarian fishing villages to explain the importance of protecting sharks and to promote good fishing practices such as releasing sharks alive since management regarding mesh size have been demonstrated to not be useful.

RECIBIDO: noviembre de 2017, ACEPTADO: diciembre de 2017.



5. ACKNOWLEDGEMENT

To the Cofradía de Pescadores de Candelaria and all its fishermen's, specially to Mario. We also thank all the friendly referees that improve an early version of this “observational” paper.

6. AUTHORS'S CONTRIBUTION

Conceptualization: JCM, JCH.

Methodology and field work: CD, JCH.

Data analysis: JCH.

Original draft: JCM.

Review and edition of the final draft: JCM, AB, JCH.



7. REFERENCES

- ANDERSON, M.J. 2001. Permutational tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 626-639.
- BAETA, F., BATISTA, M., MAIA, A., COSTA, M.J. and CABRAL, H. 2010. Elasmobranch bycatch in a trammel net fishery in the Portuguese west coast. *Fish. Res.* 102: 123-129.
- BAREMORE, I.E., MURIE, D.J. and CARLSON, J.K. 2010. Seasonal and size-related differences in diet of the Atlantic angel shark *Squatina dumeril* in the northeastern Gulf of México. *Aquat. Biol.* 8: 125-136.
- BRAVO DE LAGUNA, J. 1973. Elasmobranchii off the Canary Islands. ICES CM/J 1-17.
- BRAVO DE LAGUNA, J. and ESCÁÑEZ, J. 1975. Informe sobre las posibilidades pesqueras de elasmobranchios en el archipiélago canario. Publicaciones Técnicas de la Junta de Estudios de Pesca 11: 169-192.
- BOC 2005/04. Boletín Oficial de Canarias. <http://www.gobiernodecanarias.org/boc/2005/004/> (accessed 1 January 2015).
- BONFIL, R. 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. In FAO Fisheries Technical Paper 341. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 119 pp.
- BORGES, T.C., ERZINI, K., BENTES, L., COSTA, M.E., GONÇALVES, J.M.S., LINO, P.G., *et al.* 2001. By-catch and discarding practices in five Algarve (southern Portugal) métiers. *J. Appl. Ichthyol.* 17: 104-114.
- BRITO, A., PASCUAL, P.J., RABANAL, R., HERNÁNDEZ, M., LOZANO, I.J., BÁEZ, A., *et al.* 1998. Peces cartilagosos de Canarias. Los tiburones de los fondos profundos y su aprovechamiento pesquero. Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca del Gobierno de Canarias. Santa Cruz de Tenerife. 170 pp.
- BRITO, A., PASCUAL, P.J., FALCÓN, J.M., SANCHO, A. and GONZÁLEZ-LORENZO, G. 2002. Peces de las Islas Canarias. Francisco Lemus Editor. La Laguna. 419 pp.
- CARBONELL, A., ALEMANY, F., MERELLA, P., QUETGLAS, A. and ROMÁN, E. 2003. The by-catch of sharks in the western Mediterranean (Balearic Islands) trawl fishery. *Fish. Res.* 6: 7-18.
- CATCHPOLE, T.L., FRID, C.L.J. and GRAY, T.S. 2005. Discarding in the English north-east coast Nephrops norvegicus fishery: the role of social and environmental factors. *Fish. Res.* 72(1): 45-54.
- CLARKE, M.W., BORGES, L. and OFFICER, R.A. 2005. Comparisons of trawl and longline catches of deepwater elasmobranchs west and north of Ireland. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 35: 429-442.
- CLUCAS I. 1997. A Study of the Options for Utilization of Bycatch and Discards from Marine Capture Fisheries. FAO fisheries circular No. 928 FIIU/C928. Rome: FAO (1997).
- COELHO, R. and ERZINI, K. 2002. Age and growth of the undulate ray, *Raja undulata*, in the Algarve (Southern Portugal). *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 82(6): 987-990.
- COELHO, R., ERZINI, K., BENTES, L., CORREIA, C., LINO, P.G., MONTEIRO, P., *et al.* 2005. Semi-pelagic longline and trammel net elasmobranch catches in southern Portugal: catch composition, catch rates and discards. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 35: 531-537.
- COELHO, R. and ERZINI, K. 2008. Effects of fishing methods on deep water shark species caught as by-catch off southern Portugal. *Hydrobiologia* 606: 187-193.



- CORTÉS, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES J. Mar. Sci.* 56: 707-717.
- COUCH, J. and SMITH, J.E. 1822. Some particulars of the natural history of fishes found in Cornwall. *Trans. Linn. Soc. Lond.* (1): 69-92.
- DULVY, N.K., METCALFE, J.D., GLANVILLE, J., PAWSON, M.G. and REYNOLDS, J.D. 2000. Fishery stability, local extinctions and shifts in community structure in skates. *Conserv. Biol.* 14: 283-293.
- DAY, F. 1880-1884. The fishes of Great Britain and Ireland, volume 2. Williams & Noegate, London-Edinburgh.
- DE LA CRUZ, R., ESTEBAN, A., CRILLY, R. and PASCUAL-FERNÁNDEZ, J. 2010. Bucear con tiburones y rayas en España. Análisis de su potencial en España y de los beneficios económicos de la actividad en las Islas Canarias. Instituto Universitario de Ciencias Políticas y Sociales de la Universidad de La Laguna. 39 pp.
- ERZINI, K., PUENTE, E., STERGIU, K.I. and HERNANDO, J.A. 2001. Trammel net selectivity studies in the Algarve (Southern Portugal), gulf of Cadiz (Spain), Basque country (Spain) and Cyclades islands (Greece). Final Report UE-DG XIV-98/014, 435 + annexes.
- ERZINI, K., COSTA, M.E., BENTES, L. and BORGES, T.C. 2002. A comparative study of the species composition of discards from five fisheries from the Algarve (southern Portugal). *Fish. Manag. Ecol.* 9: 31-40.
- ERZINI, K., GONÇALVES, J.M.S., BENTES, L., MOUTOPOULOS, D.K., CASAL, J.A.H., SORIGUER, M.C., *et al.* 2006. Size selectivity of trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fish. Res.* 79 (1-2): 183-201.
- FRISK, M.G., MILLER, T.J. and FOGARTY, M.J. 2001. Estimation and analysis of biological parameters in elasmobranch fishes: A comparative life history study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 969-981.
- GONÇALVES, J.M.S., MONTEIRO, P., BENTES, L., COELHO, R., CORADO, M., ARAÚJO, J., *et al.* 2004. Experimental By-catch Reducing Devices (BRD) in the demersal purse-seine fishery and evaluation of survivorship. FCT/POCTI/BSE/43113/2001, Final report, Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 126 + annexes.
- GONÇALVES, J.M.S., STERGIU, K.L., HERNANDO, J.A., PUENTE, E., MOUTOPOULOS, D.K., Arregi, L., *et al.* 2007. Discards from experimental trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fish. Res.* 88: 5-14.
- HALL, M.A., ALVERSON, D.L. and METUZALS, K.I. 2000. By-catch: problems and solutions. *Mar. Pollut. Bull.* 41: 204-219.
- HAZIN, F.H.V., OLIVERA, P.G. and BROADHURST, M.K. 2002. Reproduction of the blacknose shark (*Carcharhinus acronotus*) in coastal waters off northeastern Brazil. *Fish. Bull.* 100: 143-148.
- HEUTER, R.E. 1998. Science and management of shark fisheries introduction. *Fish. Res.* 39: 105.
- JENNINGS, S., PINNEGAR, J.K., POLUNIN, N.V.C. and WARR, K.J. 2001. Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 213: 127-142.
- MEGALOFONO, P., YANNOPOULOS, C., DAMALAS, D., DE METRIO, G., DEFLORIO, M., DE LA SERNA, J.M., *et al.* 2005. Incidental catch and estimated discards of pelagic sharks from the swordfish and tuna fisheries in the Mediterranean Sea. *Fish. Bull.* 103: 620-634.



- MERINO, J. and MAYNOU, F. 2003. Fish stock assessments in the Mediterranean: state of the art. *Sci. Mar.* 67: 37-49.
- MERINO, G., MORALES-NIN, B., MAYNOU, F. and GRAU, A.M. 2008. Assessment and bioeconomic analysis of the Majorca (NW Mediterranean) trammel net fishery. *Aquat. Living. Resour.* 21: 99-107.
- MONTEIRO, P., ARAÚJO, A., ERZINI, K. and CASTRO, M. 2001. Discards of the Algarve (Southern Portugal) crustacean trawl fishery. *Hydrobiologia* 449: 267-277.
- NIETO, A., RALPH, G.M., COMEROS-RAYNAL, M.T., KEMP, J., GARCÍA CRIADO, M., ALLEN, D.J. and DULVY, N.K. 2015. European Red List of marine fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- PRATT, H.L. and CASEY, J.G. 1990. Shark reproductive strategies as a limiting factor in directed fisheries, with a review of Holden's method of estimating growth-parameters. In: Pratt HL, Gruber SH and Taniuchi T, editors. Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries. US Department of Commerce. NOAA Technical Report NMFS 90: 97-109.
- SMALE, M.J. and GOOSEN, A.J. 1999. Reproduction and feeding of spotted gully shark, *Triakis megalopterus*, off the Eastern Cape, South Africa. *Fish. Bull.* 97: 987-998.
- STEVENS, J.D., BONFIL, R., DULVY, N.K. and WALKER, P.A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 476-494.
- STOBUTZKI, I.C., MILLER, M., HEALES, D.S. and BREWER, D.T. 2002. Sustainability of elasmobranch caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. *Fish. Bull.* 100: 800-821.
- WALKER, P.A. and HISLOP, J.R.G. 1998. Sensitive skates or resilient rays? Spatial and temporal shifts in ray species composition in the central and north-western North Sea between 1930 and the present day. *ICES J. Mar. Sci.*, 55: 392-402.
- WINTNER, S.P. and CLIFF, G. 1999. Age and growth determination of the white shark, *Carcharodon carcharias*, from the east coast of South Africa. *Fish. Bull.* 97: 153-169.



ESTUDIO DE LA ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS EN DOCE PLAYAS DE LA ISLA DE TENERIFE (ISLAS CANARIAS)

Cristina Villanova Solano*, Francisca Romero Peral,
Sonia Fernández Martín, Miguel Muñoz Molina
& Sara Álvaro Berlanga

RESUMEN

En la última década, la presencia de microplásticos en los entornos marinos se ha convertido en una importante preocupación ambiental y foco de interés de muchas investigaciones. Estos microplásticos se forman debido a la fragmentación de plásticos de mayor tamaño mediante procesos de fotodegradación y erosión. El presente estudio trata de analizar la acumulación de microplásticos en doce playas de la isla de Tenerife (Islas Canarias), analizando la capa superficial de arena a lo largo de distintos transectos establecidos en función de la amplitud de marea. Los resultados obtenidos muestran que la mayor abundancia de microplásticos fue detectada en la playa de Los Gigantes. Por el contrario, La Tejita fue la única playa que no presentó ninguna de estas partículas. Además, los microplásticos encontrados fueron principalmente del tamaño de 1 mm, acumulándose la mayor parte de estos en la línea de bajamar. El peso registrado en ningún caso superó los 0.408 g, siendo 0 en muchas de las playas. Estos hallazgos sugieren que la determinación cuantitativa de microplásticos que llegan a nuestras playas es muy compleja debido a la diversidad de factores que influyen, si bien podemos decir que en las playas de Tenerife existe un bajo porcentaje de microplásticos.

PALABRAS CLAVE: Tenerife, playa, arena, microplásticos, marea.

STUDY OF THE MICROPLASTIC ABUNDANCES IN TWELVE BEACHES OF THE TENERIFE ISLAND (CANARY ISLANDS)

ABSTRACT

During the last decade microplastics pollution in marine environments has become an important environmental concern and the focus of much research. In the ocean microplastic debris comes from the breakup of bigger plastic debris. The present study tries to analyze the accumulation of microplastics in twelve beaches of Tenerife (Canary Islands) by analyzing the sand surface along different transects established according to the tidal range. Our results showed that the Los Gigantes beach had the greatest abundance of microplastics, whereas La Tejita was the only beach that did not present microplastics. The microplastics that were found were primarily 1 mm fractions that accumulated on the lowest tide line. The microplastic weight registered never exceeded 0.408g; on most of the beaches, the weight was 0. These discoveries suggest that the quantitative prediction of microplastic arrival to our beaches is very complex due to the diversity of influencing factors. According to our results, we can say that Tenerife beaches have low amounts of microplastics pollutions.

KEYWORDS: Tenerife, beach, sand, microplastics, tide.

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01.007>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 1; diciembre 2018, pp. 103-121; ISSN: e-2659-6644



1. INTRODUCCIÓN

Los plásticos han tomado un papel esencial en la vida diaria de las personas debido a su bajo coste de producción y la versatilidad de usos que presentan. Se calcula que los plásticos suponen entre el 60 y el 80% de la basura marina (Derraik 2002), distribuyéndose a lo largo de todos los océanos, mares y zonas costeras del mundo, afectando negativamente al buen estado ambiental y generando graves problemas ambientales debido a su durabilidad y flotabilidad, además de su capacidad para absorber otras sustancias tóxicas. La fotodegradación y la erosión de estos plásticos en fragmentos más pequeños, microplásticos, facilitan su dispersión con las corrientes oceánicas (Escolástico y Pérez 2014), suponiendo un grave riesgo para los organismos marinos, acumulándose y transfiriéndose a lo largo de las cadenas tróficas.

El término *microplásticos* hace referencia a aquellos que tienen un tamaño inferior a los 5 mm (Andrady 2011). Estos se convierten en uno de los contaminantes más comunes y persistentes del mar y las playas de todo el mundo (Derraik 2002; Moore 2008; Ryan *et al.* 2009; Cózar *et al.* 2014; Eriksen *et al.* 2014). Los lugares de acumulación son numerosos y están vinculados en muchas ocasiones a las zonas más antropizadas y de menor energía hidrodinámica (Rojo-Nieto y Montoto 2017).

Las Islas Canarias es una de las áreas afectadas por este tipo de contaminación, ya que se encuentran situadas en el extremo oriental de una de una de las cinco regiones donde las corrientes superficiales impulsadas por el viento causan la convergencia de los desechos marinos (Lumpkin *et al.* 2012). Según Baztan *et al.* 2014, esta contaminación alcanza valores de hasta 100 g/L de arena debido principalmente a la Corriente de Canarias, que trae esta contaminación desde el océano Atlántico abierto y la deposita en sus costas, principalmente en las playas con orientación norte y noreste (Baztan *et al.* 2014; Herrera *et al.* 2017).

Debido al fuerte impacto negativo que están generando los microplásticos y el gran desconocimiento de estos en la isla de Tenerife es de esencial importancia conocer su abundancia, ya que no se han realizado estudios previos como sí se hicieron para otras islas pertenecientes al archipiélago canario como Lanzarote, Fuerteventura, La Graciosa y Gran Canaria (Baztan *et al.* 2014; Herrera *et al.* 2017). Por ello en este estudio se pretende cuantificar el número y peso de microplásticos que llegan a las playas de la isla de Tenerife (Islas Canarias) y discutir las posibles causas que originan estas diferencias.

* Máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación. Universidad de La Laguna, San Cristóbal de La Laguna, Tenerife, islas Canarias, España. Autor para la correspondencia: cris13_30@hotmail.com.



Figura 1. Áreas de estudio de la isla de Tenerife. 1. Las Galletas, 2. Playa Jardín, 3. Porís de Abona, 4. La Tejita, 5. Caleta de Adeje, 6. Punta del Hidalgo, 7. El Médano, 8. Playa San Marcos, 9. Las Gaviotas, 10. El Palm-Mar, 11. Finca El Apio y 12. Playa de Los Gigantes.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio se realizó durante el mes de febrero de 2018 en doce playas de arena de la isla de Tenerife (Islas Canarias) (figura 1). Esta distribución fue establecida para discernir la posible influencia de las corrientes sobre las distintas orientaciones de la isla.

2.2. METODOLOGÍA

En cuanto a microplásticos en sedimento, existe una carencia de metodologías estandarizadas o de referencia, lo que es un punto débil. España está trabajando para subsanar este problema, en colaboración con otros países, en el marco del grupo técnico para basuras marinas, dentro de estas los microplásticos en playas creado por la Comisión Europea (TSG-ML). (CONAMA 2016). Se ha aplicado el protocolo de muestreo TSG-ML ligeramente modificado.

2.3. TOMA DE MUESTRAS

Se recolectaron muestras de arena en cada playa estudiada a lo largo de tres transectos de 10 metros de longitud y 1.60 metros de anchura paralelos a la línea de costa. Fueron realizados durante la amplitud de marea (diferencia vertical entre



la marea alta y la marea baja) estableciendo el punto bajamar como referencia, por lo que los tres transectos quedaron establecidos como: línea de bajamar (transecto 1), transecto intermedio (transecto 2) y línea de pleamar (transecto 3).

Dentro de cada transecto se realizaron tres cuadrantes de 20 × 20 cm, distribuidos de forma aleatoria, de los cuales se recolectó la capa superficial de arena para recoger los restos depositados por la última marea.

2.4. TOMA DE DATOS

Las muestras de arena recolectadas fueron tratadas en el laboratorio mediante decantación, tomando 450 g de cada muestra en 1 L de agua durante 48 horas. Posteriormente se filtró el sobrenadante mediante tres tamices (de 4 mm, 1 mm y 0.5 mm de luz de malla) para separar los plásticos recogidos en función de su tamaño.

2.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Todos los análisis estadísticos realizados se llevaron a cabo con el programa estadístico R-project (R Core Team 2016). El análisis utilizado fue el análisis de la varianza (ANOVA) de las variables 'Número de microplásticos' y 'Peso de microplásticos'. Por lo tanto, los modelos incorporaron los siguientes factores: 'Playa', 'Transecto' y 'Tamiz'. El nivel de significación elegido fue de 0.05 y como test *a posteriori* se utilizó SNK.

3. RESULTADOS

3.1. ANÁLISIS DE LA ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS EN FUNCIÓN DEL NÚMERO

Según el análisis ANOVA para la variable dependiente «Número de microplásticos», la triple interacción de transecto, playa y tamiz fue significativa (tabla 1).

TABLA 1. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIANZA (ANOVA) CON 3 FACTORES (PLAYA, TRANSECTO Y TAMIZ), PARA EL NÚMERO DE MICROPLÁSTICOS

FUENTE DE VARIACIÓN: NÚMERO DE MICROPLÁSTICOS ALFA 0.05	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Transecto	2	34.49	17.24	3.50	0.031 *
Playa	11	448.26	40.75	8.28	4.468e-12 ***
Tamiz	2	43.60	21.79	4.43	0.013 *
Transecto × playa	22	526.62	23.93	4.86	2.555e-10 ***
Transecto × tamiz	4	27.42	6.85	1.39	0.238



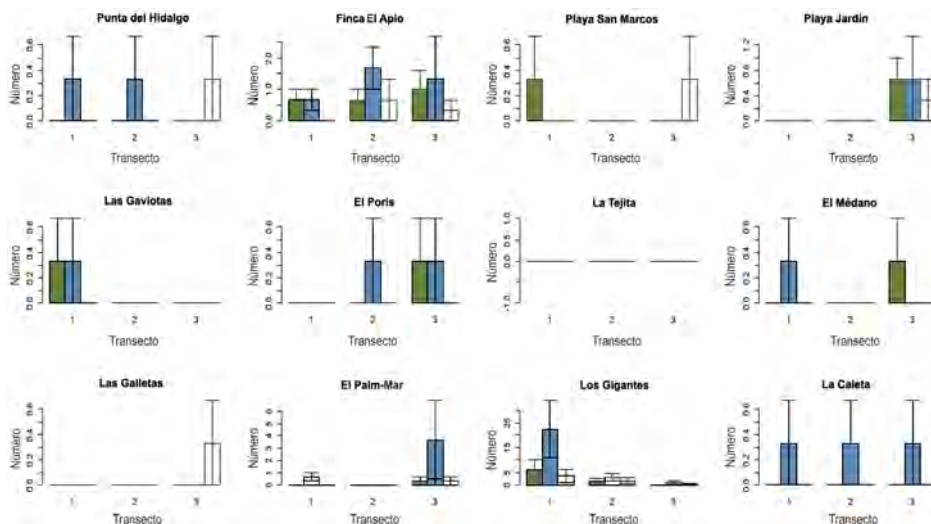


Figura 2. Número de microplásticos por playa en función del transecto y el tamiz.
 Barra de errores = Errores estándar. La escala del eje Y se encuentra adaptada al número de microplásticos encontrados en cada playa.

Playa × tamiz	22	235.73	10.71	2.18	0.002 **
Transecto × playa × tamiz	44	351.02	7.98	1.62	0.013 *
Residual	216	1063.33	4.92		

df: grados de libertad; Sum sq: suma de cuadrados; Mean sq: cuadrados medio; F value: estadístico; Pr>(F): p-valor.
 Los niveles de significación fueron: * p <0.05, ** p <0.01 y *** p <0.001)

El test *a posteriori* (Anexo) mostró que el número de microplásticos para el transecto 1 fue significativamente mayor para la playa de Los Gigantes con respecto al resto de playas, mientras que los transectos 2 y 3 no mostraron diferencias significativas entre las distintas playas. Además, solo la playa de Los Gigantes mostró diferencias significativas entre los distintos transectos, existiendo esas diferencias en el transecto 3 con respecto al 1 y 2.

En vista de los resultados (figura 2), el mayor número de microplásticos encontrados se dio en playa de Los Gigantes, mientras que en playa de La Tejita no se obtuvo presencia de estos.

En siete de las doce playas examinadas no se detectó presencia de microplásticos en el transecto 2. Sin embargo, en aquellas en las que sí aparecían en este transecto el número de ellos se dio en un rango similar o superior a los otros dos.

El tamaño predominante de microplásticos fue de 1 mm. No obstante, cabe destacar que la mayoría de microplásticos de tamaño 4 mm solo se encontraron en el transecto 3, a excepción de playa de Los Gigantes en la que estaban presentes en todos los transectos, y Finca El Apio donde también aparecían en el transecto 2. En la playa de La Caleta solo se encontraron los pertenecientes a la fracción de 1 mm.

3.2. ANÁLISIS DE LA ABUNDANCIA DE MICROPLÁSTICOS EN FUNCIÓN DEL PESO

Según el análisis ANOVA para la variable dependiente «Peso de microplásticos», la interacción de transecto y playa fue significativa (tabla 2).

TABLA 2. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIANZA (ANOVA) CON 3 FACTORES (PLAYA, TRANSECTO Y TAMIZ), PARA EL PESO DE MICROPLÁSTICOS					
FUENTE DE VARIACIÓN: PESO DE MICROPLÁSTICOS ALFA 0.05	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Transecto	2	20.41	10.20	0.83	0.435
Playa	11	780.77	70.98	5.81	3.158e-08***
Tamiz	2	119.45	59.72	4.89	0.008 **
Transecto × playa	22	452.03	20.54	1.68	0.032 *
Transecto × tamiz	4	43.33	10.83	0.88	0.473
Playa × tamiz	22	400.99	18.22	1.49	0.078
Transecto × playa × tamiz	44	293.34	6.66	0.54	0.991
Residual	216	2638.67	12.21		

df: grados de libertad; Sum sq: suma de cuadrados; Mean sq: cuadrados medio; F value: estadístico; Pr(>F): p-valor
Los niveles de significación fueron: * p <0.05, ** p <0.01 y *** p <0.001).

El test a posteriori (Anexo tablas de la 3 a la 10) mostró diferencias significativas entre playas, destacando el transecto 1 y 2 de la playa de Los Gigantes. También se encontraron diferencias en el transecto 3 de playa Jardín con respecto a La Caleta, Las Gaviotas, El Médano, San Marcos y La Tejita.

En cuanto a diferencias entre los transectos realizados para cada playa, destacar el transecto 3 de playa Jardín y el transecto 1 de playa de Los Gigantes, al ser significativamente diferentes a los otros transectos realizados en la misma playa.

Conforme a los resultados obtenidos (figura 3) podemos observar que las mayores abundancias de microplásticos fueron encontradas en la playa de Los Gigantes y Finca El Apio. Por otro lado, cuatro de las playas (Las Gaviotas, San Marcos, La Tejita y El Médano) presentaron un peso de 0 g.

En las playas cuyo peso fue distinto de 0 g, hubo cinco en las que el peso solo se distribuyó a lo largo de uno de los transectos, dándose en cuatro de ellas en el transecto 3, mientras que para la playa de La Caleta solo se dieron únicamente en el transecto 2.

Para las playas de Los Gigantes, Finca El Apio y El Palm-Mar sí encontramos el peso de microplásticos distribuido entre varios de los transectos, donde para Los Gigantes y Finca El Apio la mayor parte del peso se concentró en el transecto 2, mientras que para la playa El Palm-Mar el transecto predominante fue el 3.



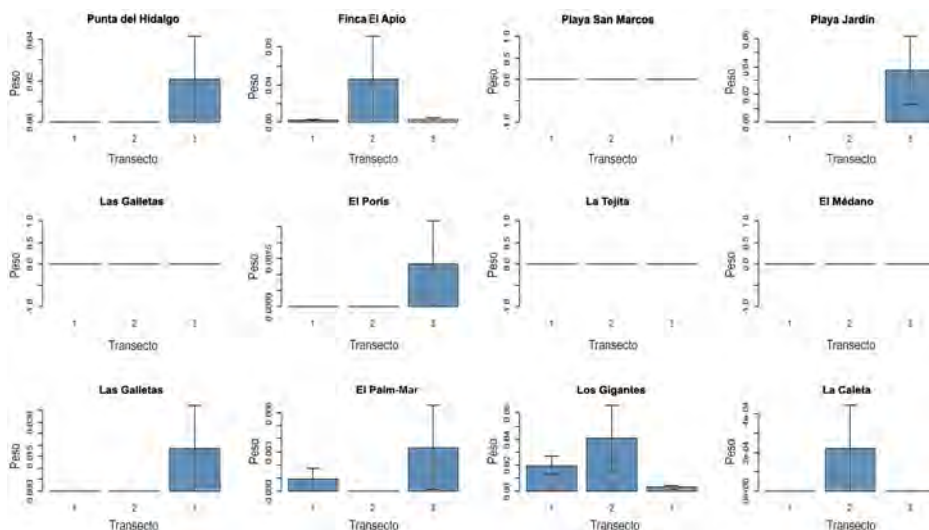


Figura 3. Peso de microplásticos por playa en función del transecto. Barra de errores = Errores estándar. La escala del eje Y se encuentra adaptada al peso de microplásticos encontrados en cada playa.

4. DISCUSIÓN

El presente trabajo conforma un estudio pionero sobre la cuantificación de microplásticos en las diferentes playas de la isla de Tenerife (Islas Canarias), el cual ha revelado que existe una relación entre la abundancia de microplásticos y la interacción entre los distintos factores evaluados. El número de microplásticos está condicionado por la interacción entre la playa, el transecto y el tamiz; mientras que el peso viene determinado por la interacción entre playa y transecto, sin que el tamaño de los microplásticos resulte relevante.

Conforme a los resultados obtenidos se ha podido observar que el número de microplásticos encontrados fue muy superior en la playa de Los Gigantes, siendo a su vez la que mayor peso de microplásticos reflejó. Por otro lado, La Tejita fue la única playa que no presentó microplásticos. Esta variabilidad puede ser debida a las características propias de cada playa como su morfología, viento, oleaje, mareas y corrientes. Sin embargo, se desconoce en qué medida están influyendo estas propiedades en el transporte y en los patrones espaciales de distribución de los fragmentos de plásticos (Rojo-Nieto y Montoto 2017). En relación con ello, diversos autores han demostrado que la Corriente de Canarias es casi insignificante en invierno, ya que esta sigue un patrón estacional fluyendo próxima a la costa africana durante la primavera, a través de todo el archipiélago canario durante el verano donde se intensifica y se mueve hacia las islas occidentales durante el otoño (Machín *et al.* 2006; Mason *et al.* 2011). Debido a ello, en nuestro estudio la variabilidad observada puede ser debida

no a la Corriente de Canarias, sino a la presencia de temporales durante la época de invierno, ya que el muestreo se realizó durante el mes de febrero, quedando las playas de Tenerife condicionadas por estos temporales, donde aquellas que se sitúan en el este y oeste sufren los temporales provenientes del sudoeste mientras que las situadas en la región norte estarán sujetas a los que provienen del norte y noroeste (Plan Insular de Ordenación de Tenerife 2011). Sería necesario realizar un muestreo en otra época del año permitiéndonos observar posibles patrones estacionales ocasionados por las distintas variables ambientales como los temporales o los vientos alisios a lo largo del año, corroborando así los datos obtenidos.

La cantidad de plásticos flotando en los océanos será determinante a la hora de evaluar su abundancia en nuestras costas. Estimaciones sobre el total de residuos plásticos flotantes demostraron que el 92.4% de ellos pertenecen a la categoría de los microplásticos, muchos de ellos provienen de la ruptura de piezas de plástico mayores durante su deriva, por lo que es esperable la mayor abundancia de estas piezas de menor tamaño (Eriksen *et al.* 2014; Escolástico y Pérez 2014). Nuestros resultados obtenidos mostraron que el tamaño más representativo fue de 1 a 4 mm, seguido de 0.5 a 1 mm y, por último, mayores a 4 mm; datos ya verificados anteriormente por Eriksen *et al.* 2014, donde se encontró que los microplásticos pertenecientes a la fracción entre los 1 y 4.75 mm resultaron un 40% más abundantes que los menores de 1 mm.

Respecto al peso, en ninguno de los casos se superaron los 0.408 g. Incluso, algunos microplásticos no permitieron obtener resultados sobre el peso al darse por debajo del límite de cuantificación de la balanza utilizada (0.001 g).

En relación con la distribución de los microplásticos en las playas, los resultados obtenidos han demostrado que la mayoría de los microplásticos superiores a 1 mm se encontraron en el nivel de pleamar (transecto 3). Esto puede ser debido a que al tratarse de fragmentos de mayor tamaño y por consiguiente los que mayor peso alcanzan, requieren de un mayor esfuerzo del agua para arrastrarlos, donde una vez alcanzado el límite de pleamar es más difícil que vuelvan a ser removilizados por el reflujo. A su vez, esto también explicaría por qué los de menor tamaño, y con ello los de menor peso, sí pueden volver a ser transportados por el reflujo hasta el transecto 1, siendo los microplásticos de esta fracción los más abundantes.

Es difícil establecer una imagen cuantitativa de la presencia de microplásticos en las playas, ya que los factores que influyen en su evaluación y cuantificación son muchos, principalmente el uso de distintas técnicas de muestreo y recuento, que no permiten comparar datos fácilmente (Rojo-Nieto y Montoto 2017).

Una vez concluido el estudio, los hallazgos han sugerido que las playas de la isla de Tenerife analizadas durante el mes de febrero han presentado muy bajo porcentaje en cuanto a contaminación por microplásticos.

RECIBIDO: abril de 2018, ACEPTADO: noviembre de 2018



5. AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer al Dr. José Carlos Hernández la ayuda, tutorización prestada a la hora de realizar este trabajo y los materiales aportados, y cómo no, dar las gracias al Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología de la ULL, en especial al Dr. Julio de la Nuez por los tamices prestados.

6. CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: CV.

Metodología y trabajo de campo: CV, FR, SF, MM, SA.

Análisis de datos: CV, FR, SF, MM, SA.

Preparación del escrito original: CV, FR, SF, MM, SA.

Corrección y edición del escrito definitivo: CV, FR, SF, MM, SA.



7. REFERENCIAS

- ANDRADY, A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62(8): 1596-1605.
- BAZTAN, J., CARRASCO, A., CHOUINARD, O., CLEAUD, M., GABALDON, J.E., HUCK, T., JAFFRÈS, L., JORGENSEN, B., MIGUELEZ, A., PAILLARD, C. y VANDERLINDEN, J.P. 2014. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: first diagnosis of three islands in the Canary Current. *Mar. Pollut. Bull.* 80(1-2): 302-311.
- CABILDO DE TENERIFE. 2011. Plan Insular de Ordenación de Tenerife 2011. Información ambiental. Caracterización del Litoral Insular. Puertos. Estudios de base. [Internet]. Available from: http://www.tenerife.es/planes/PIOT/adjuntos/ADef_E-Base_Puertos_Feb2011_8.pdf.
- CÓZAR, A., ECHEVARRÍA, F., GONZÁLEZ-GORDILLO, J.I., IRIGOIEN, X., ÚBEDA, B., HERNÁNDEZ-LEÓN, S., PALMA, A.T., NAVARRO, S., GARCÍA-DE LOMAS, J., RUIZ, A., FERNÁNDEZ-DE-PUELLES, M.L. y DUARTE, C.M. 2014. Plastic debris in the open ocean. *PNAS.* 111(28): 10239-10244.
- DERRAIK, J.G.B. 2002. Depollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44(9): 842-852.
- ESCOLÁSTICO LEÓN, C. y PÉREZ ESTEBAN, J. 2014. Novedades científicas en 2014 en Ciencias Ambientales. *100cias@UNED.* 7:60-65.
- ERIKSEN, M., LEBRETON, L.C.M., CARSON, H.S., THIEL, M., MOORE, C.J., BORERRO, J.C., GALGANI, F., RYAN, P.G. y REISSER, J. 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE.* 9(12): e111913.
- FUNDACIÓN CONAMA. 2016. Basuras marinas. Congreso Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). Available from http://www.conama.org/conama/download/files/conama2016/GTs%202016/16_final.pdf.
- HERRERA, A., ASENSIO, M., MARTÍNEZ, I., SANTANA, A., PACKARD, T. y GÓMEZ, M. 2017. Microplastic and tar pollution on three Canary Islands beaches: an annual study. *Mar. Pollut. Bull.* [Internet]. Disponible en <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X1730838X>.
- LUMPKIN, R., MAXIMENKO, N. y PAZOS, M. 2012. Evaluating where and why drifters die. *J. Atmos. Oceanic Technol.* 29(2): 300-308.
- MACHIN, F., HERNÁNDEZ-GUERRA, A. y PELEGRÍ, J.L. 2006. Mass fluxes in the Canary Basin. *Prog. Oceanogr.* 70(2-4):416-447.
- MASON, E., COLAS, F., MOLEMAKER, J., SHCHEPETKIN, A.F., TROUPIN, C., McWILLIAMS, J.C. y SANGRÀ, P. 2011. Seasonal variability of the Canary Current: a numerical study. *J. Geophys. Res.* 116(C6).
- MOORE, C.J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environ. Res.* 108(2): 131-139.
- R CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing [Internet]. T Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.Rproject.org/>.
- ROJO-NIETO, E. y MONTOTO, T. 2017. Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. *Ecologistas en Acción*. Available from <https://www.ecologistasenaccion.org/IMG/pdf/informe-basuras-marinas.pdf>.
- RYAN, P.G., MOORE, C.J., VAN FRANKEK, J.A. y MOLONEY, C.L. 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 364(1526): 1999-2012.



ANEXO

TABLA 3. RESULTADOS DEL TEST *A POSTERIORI* (SNK.TEST) DE LA COMPARACIÓN POR PARES ENTRE PLAYAS DENTRO DE CADA TRANSECTO PARA LA VARIABLE NÚMERO DE MICROPLÁSTICOS

NÚMERO													
SNK.TEST: ENTRE PLAYAS DENTRO DE CADA TRANSECTO													
Transecto 1	Las Galletas	Playa Jardín	La Tejita	La Caleta	Punta del Hidalgo	El Médano	Playa San Marcos	Las Gaviotas	El Palm-Mar	Finca El Apio	Los Gigantes	El Porís	
Las Galletas	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns	
Playa Jardín	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns	
La Tejita	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns	
La Caleta	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns	
Punta del Hidalgo	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns	
El Médano	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	***	ns	
Playa San Marcos	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	***	ns	
Las Gaviotas	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	***	ns	
El Palm-Mar	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	***	ns	
Finca El Apio	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	***	ns	
Los Gigantes	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	-	***	
El Porís	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	-	
Transecto 2	Las Galletas	Playa Jardín	La Tejita	La Caleta	Punta del Hidalgo	El Médano	Playa San Marcos	Las Gaviotas	El Palm-Mar	Finca El Apio	Los Gigantes	El Porís	
Las Galletas	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Playa Jardín	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
La Tejita	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
La Caleta	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Punta del Hidalgo	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
El Médano	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Playa San Marcos	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	
Las Gaviotas	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	
El Palm-Mar	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	
Finca El Apio	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	
Los Gigantes	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	
El Porís	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	

continúa en página siguiente



Transecto 3	Las Galletas	Playa Jardín	La Tejita	La Caleta	Punta del Hidalgo	El Médano	Playa San Marcos	Las Gaviotas	El Palm-Mar	Finca El Apio	Los Gigantes	El Porís
Las Galletas	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Playa Jardín	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
La Tejita	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
La Caleta	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Punta del Hidalgo	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
El Médano	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Playa San Marcos	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns
Las Gaviotas	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns
El Palm-Mar	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns
Finca El Apio	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns
Los Gigantes	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns
El Porís	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-

Los niveles de significación fueron: ns $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ y *** $p < 0.001$

TABLA 4. RESULTADOS DEL TEST <i>A POSTERIORI</i> (SNK.TEST) DE LA COMPARACIÓN POR PARES ENTRE TRANSECTOS DENTRO DE CADA PLAYA PARA LA VARIABLE NÚMERO DE MICROPLÁSTICOS							
NÚMERO							
SNK.TEST: ENTRE TRANSECTOS DENTRO DE CADA PLAYA							
Las Galletas	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Playa Jardín	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns	Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns	Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-	Transecto 3	ns	ns	-
La Tejita	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	La Caleta	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns	Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns	Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-	Transecto 3	ns	ns	-

continúa en página siguiente

Punta del Hidalgo	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
El Médano	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Playa San Marcos	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns
Las Gaviotas	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns
El Palm-Mar	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns
Finca El Apio	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns
Los Gigantes	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns
El Porís	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-
Tamiz 1 mm	Las Galletas	Playa Jardín	La Tejita	La Caleta	Punta del Hidalgo	El Médano	Playa San Marcos	Las Gaviotas	El Palm-Mar	Finca El Apio	Los Gigantes	El Porís
<i>Las Galletas</i>	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns
<i>Playa Jardín</i>	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns
<i>La Tejita</i>	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns
<i>La Caleta</i>	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns
<i>Punta del Hidalgo</i>	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	***	ns
<i>El Médano</i>	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	***	ns
<i>Playa San Marcos</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	***	ns
<i>Las Gaviotas</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	***	ns
<i>El Palm-Mar</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	***	ns
<i>Finca El Apio</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	***	ns
<i>Los Gigantes</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	-	***
<i>El Porís</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	-
Tamiz 0.5 mm	Las Galletas	Playa Jardín	La Tejita	La Caleta	Punta del Hidalgo	El Médano	Playa San Marcos	Las Gaviotas	El Palm-Mar	Finca El Apio	Los Gigantes	El Porís
<i>Las Galletas</i>	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Playa Jardín</i>	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>La Tejita</i>	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>La Caleta</i>	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Punta del Hidalgo</i>	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>El Médano</i>	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Playa San Marcos</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns
<i>Las Gaviotas</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns
<i>El Palm-Mar</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns
<i>Finca El Apio</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns
<i>Los Gigantes</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns
<i>El Porís</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-

Los niveles de significación fueron: ns p >0.05, * p <0.05, ** p <0.01 y *** p <0.001).

TABLA 6. RESULTADOS DEL TEST *A POSTERIORI* (SNK.TEST) DE LA COMPARACIÓN POR PARES ENTRE TAMICES DENTRO DE CADA PLAYA PARA LA VARIABLE NÚMERO DE MICROPLÁSTICOS

NÚMERO							
SNK.TEST: ENTRE TAMICES DENTRO DE CADA PLAYA							
Las Galletas	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm	Playa Jardín	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm
Tamiz 4 mm	-	ns	ns	Tamiz 4 mm	-	ns	ns
Tamiz 1 mm	ns	-	ns	Tamiz 1 mm	ns	-	ns
Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-	Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-
La Tejita	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm	La Caleta	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm
Tamiz 4 mm	-	ns	ns	Tamiz 4 mm	-	ns	ns
Tamiz 1 mm	ns	-	ns	Tamiz 1 mm	ns	-	ns
Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-	Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-
Punta del Hidalgo	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm	El Médano	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 m
Tamiz 4 mm	-	ns	ns	Tamiz 4 mm	-	ns	ns
Tamiz 1 mm	ns	-	ns	Tamiz 1 mm	ns	-	ns
Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-	Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-
Playa San Marcos	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm	Las Gaviotas	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm
Tamiz 4 mm	-	ns	ns	Tamiz 4 mm	-	ns	ns
Tamiz 1 mm	ns	-	ns	Tamiz 1 mm	ns	-	ns
Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-	Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-
El Palm-Mar	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm	Finca El Apio	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm
Tamiz 4 mm	-	ns	ns	Tamiz 4 mm	-	ns	ns
Tamiz 1 mm	ns	-	ns	Tamiz 1 mm	ns	-	ns
Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-	Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-
Los Gigantes	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm	El Porís	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm
Tamiz 4 mm	-	***	ns	Tamiz 4 mm	-	ns	ns
Tamiz 1 mm	***	-	***	Tamiz 1 mm	ns	-	ns
Tamiz 0.5 mm	ns	***	-	Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-

Los niveles de significación fueron: ns $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ y *** $p < 0.001$.



TABLA 7. RESULTADOS DEL TEST *A POSTERIORI* (SNK.TEST) DE LA COMPARACIÓN POR PARES ENTRE TRANSECTOS DENTRO DE CADA TAMIZ PARA LA VARIABLE NÚMERO DE MICROPLÁSTICOS

NÚMERO			
SNK.TEST: ENTRE TRANSECTOS DENTRO DE CADA TAMIZ			
Tamiz 4 mm	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-
Tamiz 1 mm	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-
Tamiz 0.5 mm	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-

Los niveles de significación fueron: ns $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ y *** $p < 0.001$.

TABLA 8. RESULTADOS DEL TEST *A POSTERIORI* (SNK.TEST) DE LA COMPARACIÓN POR PARES ENTRE TAMICES DENTRO DE CADA TRANSECTO PARA LA VARIABLE NÚMERO DE MICROPLÁSTICOS

NÚMERO			
SNK.TEST: ENTRE TAMICES DENTRO DE CADA TRANSECTO			
Transecto 1	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm
Tamiz 4 mm	-	ns	ns
Tamiz 1 mm	ns	-	ns
Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-
Transecto 2	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm
Tamiz 4 mm	-	ns	ns
Tamiz 1 mm	ns	-	ns
Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-
Transecto 3	Tamiz 4 mm	Tamiz 1 mm	Tamiz 0.5 mm
Tamiz 4 mm	-	ns	ns
Tamiz 1 mm	ns	-	ns
Tamiz 0.5 mm	ns	ns	-

Los niveles de significación fueron: ns $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ y *** $p < 0.001$.



TABLA 9. RESULTADOS DEL TEST *A POSTERIORI* (SNK.TEST) DE LA COMPARACIÓN POR PARES ENTRE PLAYAS DENTRO DE CADA TRANSECTO PARA LA VARIABLE PESO DE MICROPLÁSTICOS

Peso													
SNK.TEST: ENTRE PLAYAS DENTRO DE CADA TRANSECTO													
Transecto 1	Las Galletas	Playa Jardín	La Tejita	La Caleta	Punta del Hidalgo	El Médano	Playa San Marcos	Las Gaviotas	El Palm-Mar	Finca El Apio	Los Gigantes	El Porís	
Las Galletas	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Playa Jardín	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
La Tejita	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
La Caleta	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Punta del Hidalgo	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
El Médano	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Playa San Marcos	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	
Las Gaviotas	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	
El Palm-Mar	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	
Finca El Apio	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	
Los Gigantes	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	
El Porís	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	
Transecto 2	Las Galletas	Playa Jardín	La Tejita	La Caleta	Punta del Hidalgo	El Médano	Playa San Marcos	Las Gaviotas	El Palm-Mar	Finca El Apio	Los Gigantes	El Porís	
Las Galletas	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Playa Jardín	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
La Tejita	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	ns	
La Caleta	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	ns	
Punta del Hidalgo	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
El Médano	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Playa San Marcos	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	*	*	ns	
Las Gaviotas	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	
El Palm-Mar	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	
Finca El Apio	ns	ns	*	*	ns	ns	*	ns	ns	-	ns	*	
Los Gigantes	ns	ns	*	*	ns	ns	*	ns	ns	ns	-	ns	
El Porís	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	-	

continúa en página siguiente



Transecto 3	Las Galletas	Playa Jardín	La Tejita	La Caleta	Punta del Hidalgo	El Médano	Playa San Marcos	Las Gaviotas	El Palm-Mar	Finca El Apio	Los Gigantes	El Porís
Las Galletas	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Playa Jardín	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
La Tejita	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
La Caleta	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Punta del Hidalgo	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
El Médano	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Playa San Marcos	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns	ns
Las Gaviotas	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns	ns
El Palm-Mar	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns	ns
Finca El Apio	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns
Los Gigantes	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	ns
El Porís	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-

Los niveles de significación fueron: ns $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ y *** $p < 0.001$.

TABLA 10. RESULTADOS DEL TEST <i>A POSTERIORI</i> (SNK.TEST) DE LA COMPARACIÓN POR PARES ENTRE TRANSECTOS DENTRO DE CADA PLAYA PARA LA VARIABLE PESO DE MICROPLÁSTICOS							
Peso							
SNK.TEST: ENTRE TRANSECTOS DENTRO DE CADA PLAYA							
Las Galletas	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Playa Jardín	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns	Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns	Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-	Transecto 3	ns	ns	-
La Tejita	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	La Caleta	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns	Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns	Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-	Transecto 3	ns	ns	-

continúa en página siguiente

Punta del Hidalgo	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	El Médano	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns	Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns	Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-	Transecto 3	ns	ns	-
Playa San Marcos	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Las Gaviotas	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns	Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns	Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-	Transecto 3	ns	ns	-
El Palm-Mar	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Finca El Apio	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	ns	Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns	Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	ns	ns	-	Transecto 3	ns	ns	-
Los Gigantes	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	El Porís	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3
Transecto 1	-	ns	*	Transecto 1	-	ns	ns
Transecto 2	ns	-	ns	Transecto 2	ns	-	ns
Transecto 3	*	ns	-	Transecto 3	ns	ns	-

Los niveles de significación fueron: ns $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ y *** $p < 0.001$.



VARYING CONDITIONS IN INTERTIDAL POOLS: HIGH RESOLUTION pH DYNAMICS AND PRIMARY PRODUCTION

Celso A. Hernández Díaz* & José Carlos Hernández

ABSTRACT

Most studies designed to assess the effects of ocean acidification take place in coastal and intertidal environments, which are characterized by a great variability of its physical and chemical parameters. However, a great number of these studies use fixed pH levels predicted for the future, disregarding natural pH oscillations. In this work we studied the pH oscillations and primary productivity of intertidal rockpools in two rocky shore areas. To provide high resolution continuous pH data we used an autonomous pH measuring system which consisted of a pH sensor, a data logger and a battery encased in a waterproof container. Oxygen concentration and primary production from phytoplankton and macro-phytobentos were also measured. We found a range of pH variation in the pools of 0.07 pH units/day when water dynamics was high and of 0.26 pH units/day when conditions were more stable. Carbonate systems parameters, temperature and oxygen concentration were related and they responded to the day / night cycle and hydrodynamic conditions. We suggest that these natural oscillations in pH and temperature must be taken into account in ocean acidifications studies in order to obtain more accurate results.

KEYWORDS: pH variability, intertidal pools, macroalgae, phytoplankton.

CONDICIONES VARIABLES EN CHARCOS INTERMAREALES: DINÁMICAS DE
ALTA RESOLUCIÓN DEL pH Y PRODUCTIVIDAD PRIMARIA

RESUMEN

La mayoría de los estudios diseñados para evaluar los efectos de la acidificación oceánica son llevados a cabo en ambientes costeros e intermareales, que se caracterizan por una gran variabilidad de sus parámetros físicos y químicos. Sin embargo, una gran cantidad de estos estudios utiliza niveles fijos de pH previstos para el futuro, sin tener en cuenta las variaciones naturales de pH. En este trabajo estudiamos la variación del pH y la producción primaria en una serie de charcos intermareales de dos zonas costeras rocosas. Utilizamos un sistema autónomo de medida para obtener un registro continuo de pH. También se midieron la concentración de O₂ y la producción primaria del fitoplancton y del macrofitobentos. Encontramos una amplia variación diaria del pH en los charcos intermareales, de 0.26 unidades de pH / día en condiciones de baja hidrodinámica marina y de 0.07 unidades / día en condiciones de alta hidrodinámica. Los parámetros del sistema del carbonato, temperatura y concentración de O₂ se mostraron dependientes del ciclo día/noche y de las condiciones hidrodinámicas. Proponemos tener en cuenta estas oscilaciones de pH y temperatura en el diseño de los estudios sobre la acidificación del medio marino para obtener resultados más precisos y realistas.

PALABRAS CLAVE: variabilidad del pH, charcos intermareales, macroalgas, fitoplancton.

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01.008>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 1; diciembre 2018, pp. 123-138; ISSN: e-2659-6644



1. INTRODUCTION

Since the beginning of the Industrial Revolution, with the increase in use of steam power with carbon as a main source of energy for human activities, followed by petroleum and natural gas, anthropogenic CO₂ emissions related to the use of fossil fuels have caused an increase of atmospheric CO₂ concentration from 280 ppmv (parts per million volume) (Le Querè *et al.* 2009) to 404 ppmv (NOAA-ESRL, 2016). This CO₂ concentration is likely to exceed 1000 ppmv by the year 2100 (Meehl *et al.* 2007; Fabry *et al.* 2008) if anthropogenic CO₂ emissions are not significantly reduced. Based on this increase of CO₂ and other greenhouse gasses, a rise in air temperature of 2.6 to 4.8°C (IPCC 2014) and of 1°C to 7°C in surface sea water temperature (Houghton *et al.* 2001) has been predicted for the year 2100. The increased concentration of atmospheric CO₂ has caused a shift in the oceans: from a net source of CO₂ to the atmosphere to a CO₂ sink. Since 1800, oceans have taken up about 24% of the anthropogenic CO₂ emissions (Canadell *et al.* 2007). This has produced a series of alterations in the oceanic carbonate system, known as Ocean Acidification (OA): when CO₂ dissolves in seawater, it reacts with water forming carbonic acid (H₂CO₃) which immediately dissociates and loses hydrogen ions (H⁺) resulting in the formation of bicarbonate (HCO₃⁻) and carbonate (CO₃²⁻) ions. This causes an increase of H⁺, which lowers the seawater pH. Over the last 200 years, ocean pH is thought to have decreased by approximately 0.1 units, from 8.21 to 8.07 (Royal Society 2005; Kleypas 2006). Current mean ocean pH is 8.07 (Hall-Spencer *et al.* 2008) and it is predicted that pH will decrease by a further 0.3-0.5 units by the end of the 21st century (Gattuso and Hansson 2011; Gruber *et al.* 2012). These changes in the chemical equilibrium of seawater have caused a decrease in the saturation states of calcite and aragonite, which can cause negative effects on calcifying organisms (Orr *et al.* 2005; Kroeker *et al.* 2011; Doney *et al.* 2012), many of which live in coastal habitats.

Coastal ecosystems are characterized by pronounced temporal and spatial variability in carbonate chemistry and pH (Hofmann *et al.* 2011; Mercado and Gordillo 2011; Duarte *et al.* 2013). In these environments in particular, variability may be amplified due to the ambient heterogeneity and biological activity (Middelboe and Hansen 2007). There is a relationship between the biological activity of primary producers and the variability of seawater pH. For example, Mediterranean *Posidonia oceanica* meadows are able to modify pH in the water column by 0.2 to 0.7 pH units in a day through photosynthetic activity and community respiration (Frankignoulle and Distèche 1984; Frankignoulle and Bouqueneau 1990; Invers *et al.* 1997). In the open ocean, diurnal variation is not as pronounced: an average

* Departamento de Biología Animal, Edafología y Geología, Facultad de Ciencias (Sección Biología), Universidad de La Laguna, Tenerife, Canary Islands, Spain. Corresponding author: cahernan@ull.edu.es.

pH range of 0.024 units is more typical (Hoffmann *et al.* 2011). The metabolic activity of primary producers in productive habitats can raise pH during the day to higher levels, providing mitigation from the negative effects of OA to the organisms inhabiting these systems. For example, high pH associated to photosynthesis has been related to enhanced calcification rates of calcareous algae in a tropical seagrass bed (Semesi *et al.* 2009).

The effects of ocean acidification on marine ecosystems have been an important research area during the last years. Numerous laboratory studies have been published showing evidence that ocean acidification influences development, growth, physiology and survival of marine organisms, especially calcifying species (Orr *et al.* 2005; Fine and Tchernov 2007; Ries *et al.* 2009; Dupont *et al.* 2013). These studies have demonstrated a wide range of responses to seawater acidification by different taxonomic groups (Doney *et al.* 2009; Kroeker *et al.* 2013). However, most studies designed to identify the effects of ocean acidification use already available average values of carbon chemistry parameters (pH, total alkalinity, $p\text{CO}_2$ and dissolved inorganic carbon), instead of measuring them *in situ* (McElhany and Busch 2012). Separate studies, specifically measuring pH and carbonate levels in the same habitats, often result in values that are inconsistent with the used $p\text{CO}_2$ averages. Experiments designed to assess the impact of ocean acidification should therefore also measure carbon chemistry within the studied habitats of the model species used.

Intertidal pools are one of the marine environments with greater temporal and spatial variability, as variables such as biota, pool size, and distance to the shore contribute to high diurnal changes of temperature, salinity, oxygen concentration and pH. Daily fluctuations in oxygen saturation, alkalinity and pH have previously been recorded due to biological processes in tide pools (Pyefinch 1943; McGregor 1965; Ganning 1971; Green 1971; Daniel and Boyden 1975; Morris and Taylor 1983). Huggett and Grigffiths (1986) recorded higher oxygen values in the daytime (when photosynthesis is occurring) and lower values at night.

Here, we quantify pH and carbonate system variability in several intertidal pools representative of intertidal rocky platforms common in the North Atlantic subtropical region, and characterize them in terms of temperature, oxygen concentration, primary productivity and water dynamics. Our main objective was to assess natural *in situ* pH values and daily cycles in these habitats, in order to provide information of this geographic area that will inform future ocean acidification studies.

2. MATERIAL AND METHODS

To assess temporal and spatial variability of temperature, pH, oxygen concentration and macroalgal and phytoplankton productivity, two intertidal locations were studied at the north of Tenerife, Canary Islands: «Punta del Hidalgo» and «Finca El Apio». Both locations were selected for having large intertidal platforms with large rockpools. Two large intertidal pools with similar characteristics were studied at each site plus 2 small pools with different distances to the subtidal zone, where high resolution temperature data was collected.



2.1. SALINITY, TEMPERATURE AND OXYGEN CONCENTRATION

Oxygen concentrations were measured directly at each pool using a portable O₂ sensor (VWR OX 4000 H portable). The O₂ sensor was calibrated daily using an open air calibration procedure, as dictated in the manual. Salinity and temperature were measured using a handheld conductimeter (WTW cond 315i). To acquire high resolution temperature data, submersible autonomous data loggers (HOBO Water Temperature Pro v2 Data Logger) were deployed at each pool.

2.2. PH VARIATION

To measure daily pH variability, a moored pH measuring system was deployed at four of the studied pools (table 1). Each system consisted of a Seabird SBE 18 pH sensor attached to a data logger and a lead battery protected inside a waterproof container. Each system was placed inside a plastic box with several openings to allow water circulation and this box was firmly attached to the bottom of the pool. The pH sensors were previously calibrated against NIST buffer solutions (4, 7 and 10 pH ± 0.02) using the software SEASOFT and its module pHfit. The loggers were programmed to take measurements once every 30 minutes and the systems were deployed for at least 24 hours.

TABLE 1. CHARACTERISTICS OF THE STUDIED INTERTIDAL POOLS. PH= «PUNTA DEL HIDALGO»; FA= «FINCA DEL APIO». POSITION IS THE RELATIVE DISTANCE TO THE SUBTIDAL ZONE, FROM CLOSER (1) TO FARTHER (4). IN BOLD LETTERS, POOLS WHERE THE PH SENSORS WERE DEPLOYED

POOL	POSITION	WIDTH (m)	LENGTH (m)	DEPTH (m)	VOLUME (m ³)
PH1	1	7.5	20.7	2.0	310.5
PH2	4	7.1	15.75	0.4	44.73
PH3	2	4.75	30.4	1.4	202.16
PH4	3	6.8	9.4	0.35	22.37
FA1	1	4.8	14.4	1.2	82.94
FA2	2	6.5	15.4	0.8	80.08
FA3	3	6.2	7.0	0.6	26.04
FA4	4	4.5	8.2	0.7	25.83

2.3. CARBON SYSTEM PARAMETERS

Seawater total alkalinity (TA) was measured in each of the studied pools using an open cell potentiometric titration with a Metrohm Dosimat 665 titrator using 0.01 N HCl with a salinity of about 35 (Dickson *et. al* 2007).

The rest of the carbonate chemistry parameters were calculated from TA and pH using the package seacarb 3.08 for R (<https://cran.r-project.org/web/packages/seacarb/>). Calculations were based on a set of constants, K1 and K2, taken from Lueker *et al.* (2000).

2.4. CHLOROPHYLL A CONCENTRATION

Chlorophyll a and phaeopigment concentrations were estimated with a Turner Designs Trilogy fluorometer equipped with an acidification method Chl a module and calculations used the equations from Strickland and Parsons (1972). For each sample, a 1000 ml subsample was filtered on a Millipore polycarbonate 2 μm filter to retain the fraction of phytoplankton cells greater than 2 μm , and another 1000 ml subsample was filtered on a Whattmann GF/F glass microfiber filter to retain the total phytoplankton population. Pigments were extracted in 90% acetone for 24 h in the dark at 4°C. The picoplankton pigment concentration was calculated as the difference between the total and 2 μm fractions.

2.5. PRIMARY PRODUCTION

Primary production was measured using the ^{14}C method of Steeman-Nielsen (1952) using clear and dark polycarbonate bottles. 4 μCi of ^{14}C in bicarbonate form were added to each bottle prior to incubation for 4 to 5 hours. After incubation, each bottle was filtered sequentially through filters with pore sizes 2 and 0.7 μm (Whattmann GF/F glass microfiber filters). Filters were dried, fumed overnight with HCl and placed in scintillation vials with 8 ml of Optiphase Hi-Safe scintillation cocktail and measured in a liquid scintillation counter.

2.6. MACROALGAE PRODUCTIVITY

Padina pavonica was selected to assess its primary productivity, as it was the more abundant species in all of the intertidal pools, making the bulk of the total biomass. Net macroalgae primary productivity and respiration were measured by oxygen production and oxygen depletion after an incubation time. Samples of a wet mass of about 0.300-0.500 g of *P. pavonica* were selected and placed into a transparent plastic beaker with 100 ml of water taken from the studied pool. Initial O_2 concentration was measured with an O_2 sensor (VWR OX 4000 H portable) and initial pH_{NBS} with a pH meter (Metrohm mobile meter with a Primatrode NTC IP pH electrode and temperature sensor), before introducing the sample into the beaker. The beakers were then sealed and placed in the pools for *in situ* incubations. Beakers for dark respiration measurements were covered with aluminum foil and an extra beaker with no samples was incubated as a blank. Incubations lasted for 2 hours. After the incubation time the samples were removed from the beaker, and final



O₂ concentration and pH_{NBS} were measured. Several incubations were performed during the day with the same samples, replacing the water from the incubation vessel. The algae pieces were stored for dry mass determination, drying the samples in the oven at 60°C for 48 hours. Dry mass was measured using a precision balance. Net primary production and respiration were calculated as mg O₂/g dry mass hour.

3. RESULTS

The studied intertidal pools showed a diurnal pH oscillation, which translated into a *p*CO₂ variation of equivalent magnitude. Daily minimum pH_{NBS} levels were obtained early in the morning, at dawn, while maximum pH_{NBS} occurred in the afternoon, near the sunset (figure 1). The higher daily variation was detected in «Punta del Hidalgo», where pH_{NBS} values oscillated within a range of 0.23 pH units in PH1 and 0.26 pH units in PH3. In this site, the pH sensors were deployed for two days, allowing the detection of two diurnal cycles. In PH1, the afternoon higher pH levels measured pH_{NBS} 8.31 and pH_{NBS} 8.25, while the daily morning minimum levels were pH_{NBS} 8.08 and pH_{NBS} 8.09. In PH3, pH varied from pH_{NBS} 8.33-8.38 as the afternoon values to pH_{NBS} 8.11-8.13 as the minimum values of the morning. In the other intertidal site, «Finca El Apio», the pH sensors were deployed for one daily cycle. At this site, the pH variation range was shorter than in the first site's intertidal pools, probably due to the higher water dynamics present during the sensor deployment. In one of the pools (FA1, figure 1), pH_{NBS} varied by only 0.07 pH units during the day, with the afternoon maximum at pH_{NBS} 8.22 and the early morning minimum at pH_{NBS} 8.16. The other pool (FA2) produced a higher oscillation, from pH_{NBS} 8.07 to pH_{NBS} 8.21.

In pools PH1 and PH2 at the site located in «Punta del Hidalgo», the increase of pH detected during the day suffered a perturbation at about 11:00 (fig. 1): the rising tendency of pH is paused for about 4 hours, coinciding with the high tide reaching the pools, producing the mixing of the pool water with that from the subtidal zone. After this, the rising tendency of pH during the daytime hours continues till reaching its maximum at the end of the day.

A proportional but inverse variation occurs with *p*CO₂: high values in the morning and low values in the late afternoon, with the pools at the site in «Punta del Hidalgo» showing more variation than the ones at «Finca El Apio». At PH1, the lower *p*CO₂ numbers were of 192 and 230 μatm during the studied two days' cycle. The higher, early in the day, *p*CO₂ levels were of 369 μatm (a variation of 177 μatm) and 373 μatm (a variation of 143 μatm). PH3 showed a higher *p*CO₂ oscillation, similar to that observed in the pH measurements.

Oxygen concentration showed a daily cycle with lower measurements in the morning and higher O₂ concentration at sunset. O₂ concentration of PH1 and PH3 at sunrise were 7.17 mgO₂/l, and 6.94 mgO₂/l, respectively. At sunset O₂ concentration had reached 7.81 mgO₂/l and 8.01 mgO₂/l. At PH1, however, maximum O₂ concentration occurred at 10:00 (7.88 mgO₂/l), followed with a reduction of O₂ concentration to 7.57 mgO₂/l, and a further increase at 17:20. This O₂ reduction



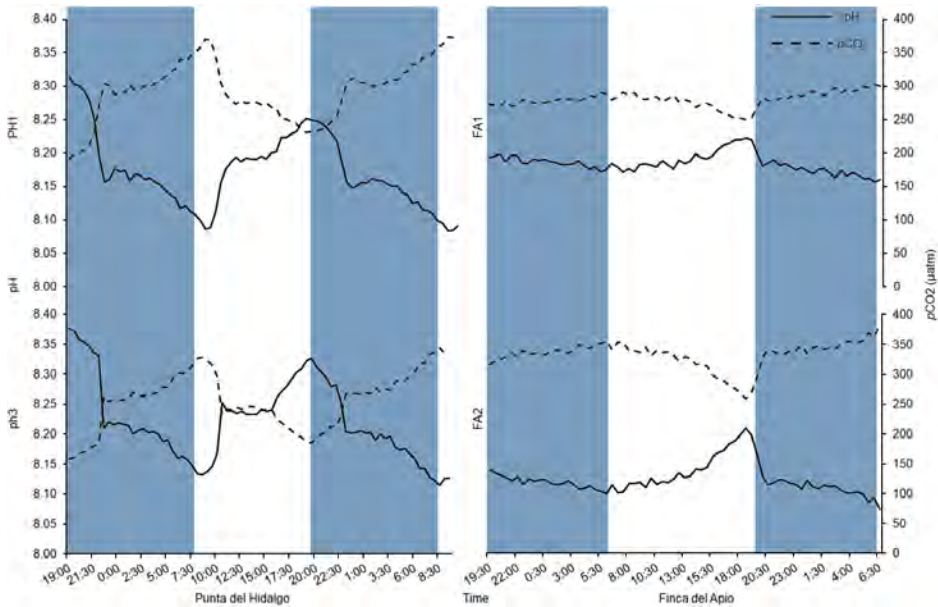


Figure 1. Daily pH and $p\text{CO}_2$ oscillation at the studied intertidal pools. The shaded area represents night time.

coincides with the entry of water to the pool due to the high tide. At the «Finca El Apio» site, the morning low O_2 concentration data were more elevated than at the intertidal pools of «Punta del Hidalgo» (figure 2), with a maximum data of $7.77 \text{ mgO}_2/\text{l}$ at FA1 and 8.03 at FA2.

3.1. WATER TEMPERATURE

Temperature measurements obtained from sensors located at the pools followed an expected daily pattern, more evident at the smaller pools: lowest temperature at night, which increases after sunrise to a maximum in the afternoon, at 16:00-17:00 (figs. 3-4). This is easily observed at PH2 and PH4, with a daily temperature range of 4.67°C and 3.31°C respectively, compared with a daily range of 0.74°C and 1.17°C at pools PH1 and PH3. Shorter daily temperature ranges were observed at the intertidal pools of «Finca El Apio», 3 with daily variations of 0.31 and 0.38°C (figure 4).



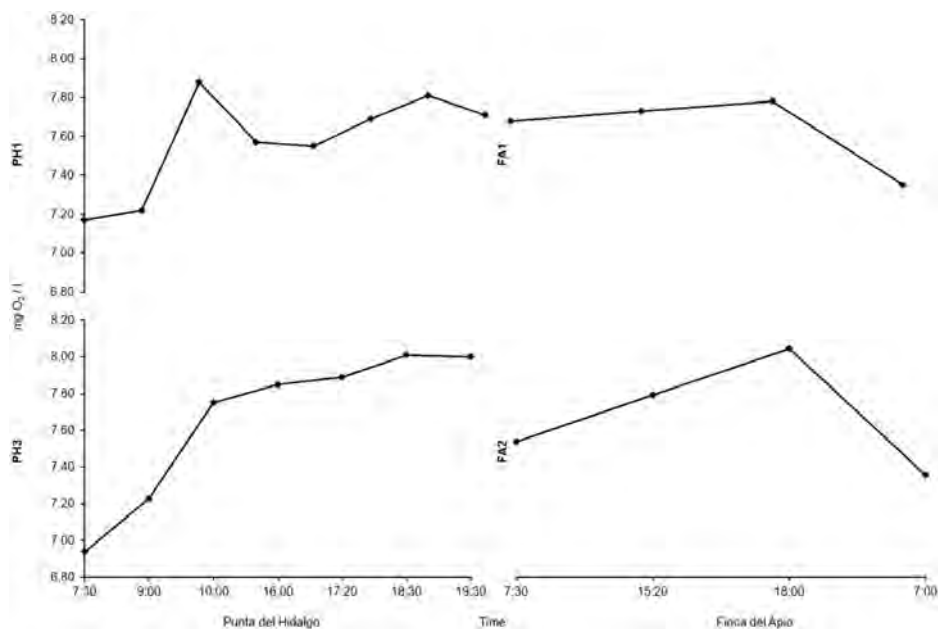


Figure 2. Dissolved oxygen variation at the studied pools.

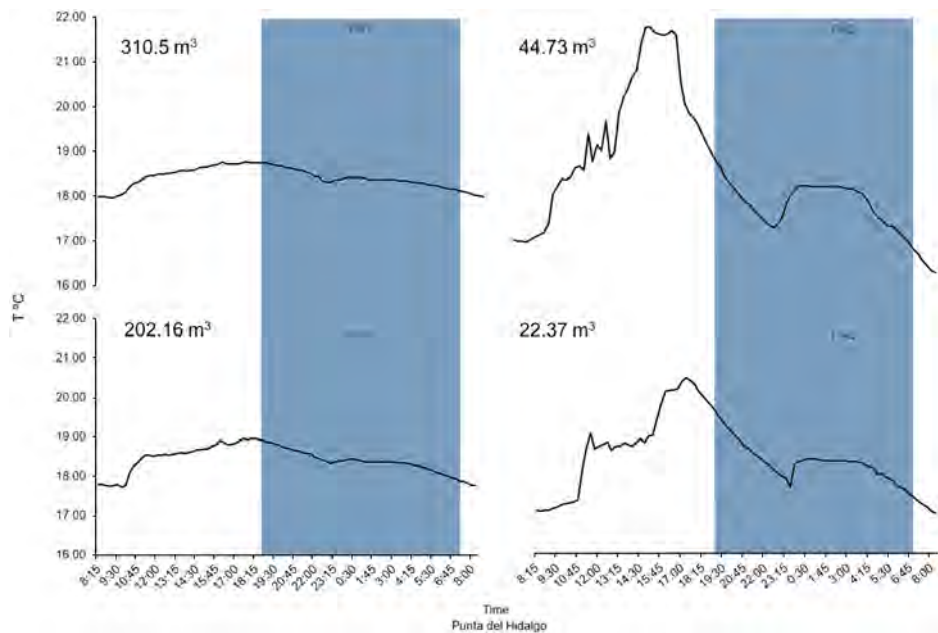


Figure 3. Daily temperature variation of the intertidal pools at location «Punta del Hidalgo».

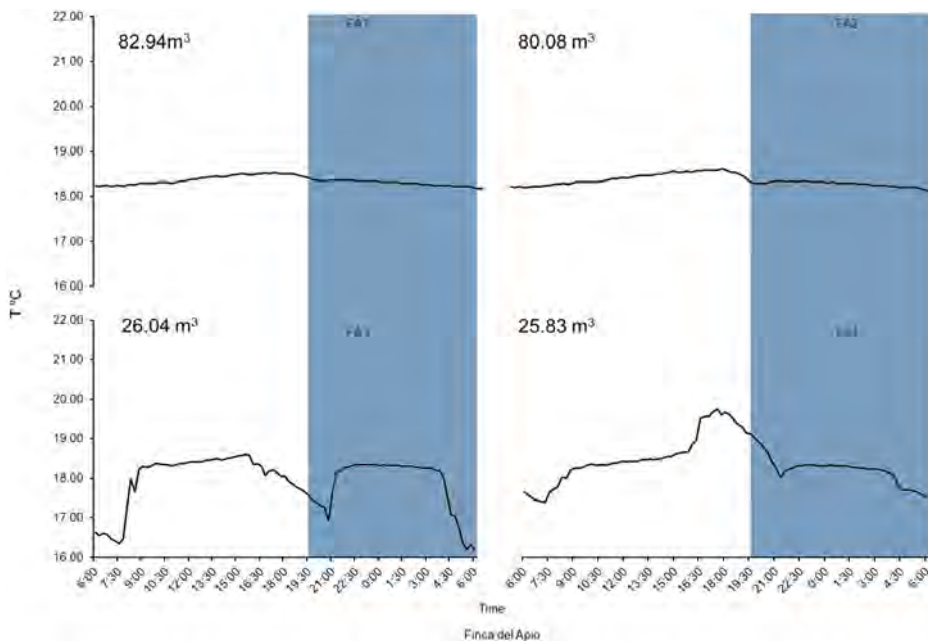


Figure 4. Daily temperature variation of the intertidal pools at location «Finca El Apio».

3.2. PHYTOPLANKTON BIOMASS AND PRODUCTION

Phytoplankton biomass was estimated using Chla concentration as a proxy. It was higher at the «Finca El Apio» site in both studied fractions of phytoplankton (cells larger than $2\ \mu\text{m}$ and cells smaller than $2\ \mu\text{m}$) (figure 5), where larger cells dominated with $[\text{Chla}]>2$ higher than $1.3\ \text{mg}/\text{m}^3$ and $[\text{Chla}]<2$ in the range of $0.20\ \text{mg}/\text{m}^3$. At «Punta del Hidalgo», $[\text{Chla}]>2$ was $0.40 \pm 0.02\ \text{mg}/\text{m}^3$ at PH1 and $0.24 \pm 0.02\ \text{mg}/\text{m}^3$ at PH3. $[\text{Chla}]<2$ was $0.18 \pm 0.03\ \text{mg}/\text{m}^3$ at PH1 and $0.13 \pm 0.01\ \text{mg}/\text{m}^3$ at PH3.

Phytoplankton production was higher at the pools located at «Finca El Apio» (figure 5), where the larger cells were more productive than the smaller than $2\ \mu\text{m}$ ones. The size distribution of the phytoplankton production from the pools located at «Punta del Hidalgo» showed that the cells smaller than $2\ \mu\text{m}$ were being more productive at both studied pools (figure 5).

3.3. MACROALGAE PRIMARY PRODUCTION

Padina pavonica was selected to assess its primary productivity, as it was the more abundant species in all of the intertidal pools. This species' mean O_2 production was $2.03 \pm 0.39\ \text{mgO}_2/\text{g dry mass h}$. No significant differences were observed between



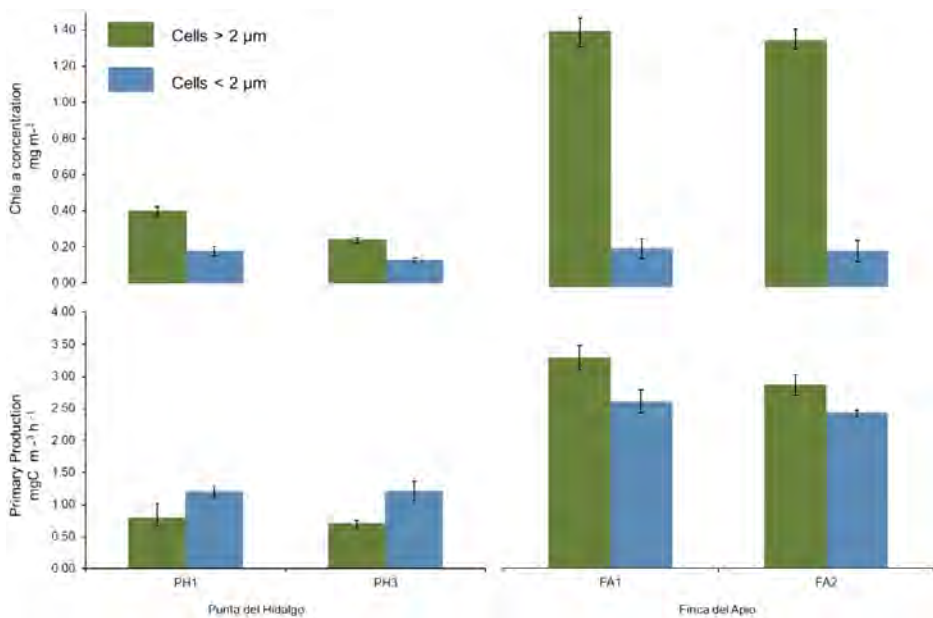


Figure 5. Fractionated phytoplankton chlorophyll a concentration and primary production at the studied pools.

sites (fig. 6). Different incubations were performed in the morning, mid-morning and afternoon, but overall no significant differences were obtained between them. Only at PH3 of «Punta del Hidalgo» oxygen production from *P. pavonica* was significantly lower at 8:00, the first incubation of the day (1.25 ± 0.04 mgO₂/g dry mass h).

4. DISCUSSION

The results show the carbon system parameters and O₂ variability in four large intertidal pools located at two different locations at the North of Tenerife, Canary Islands. A clear diel pH was recorded by our sensors, driven by the biological activity of the pool's biota, especially primary producers. Typically, intertidal environments suffer constant change: during high tide, seawater floods these areas, but they become isolated when the tide recedes. Metabolic processes play a fundamental role in driving pH variability: during the day hours, primary producers rise oxygen concentration in seawater through their photosynthetic activity, rising pH at the same time through its associated inorganic carbon uptake. The sensor measurements reveal that pH tops at the end of the light hours, when light intensity is not enough to maintain a photosynthetic rate above respiration. Then seawater pH decreases during night, when CO₂ is respired with no carbon uptake occurring. Minimum levels are reached before dawn. The observed range of daily pH measured at these

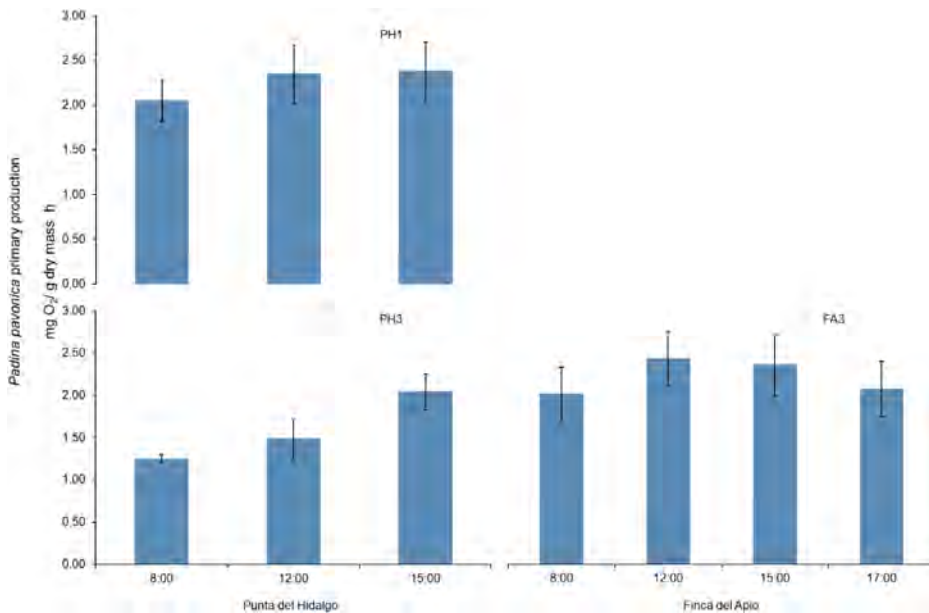


Figure 6. Oxygen production of *Padina pavonica* at the different studied pools.

intertidal pools encompasses maximums that exceed average ocean pH before the Industrial Revolution (Jacobson 2005) (8.35 before dusk) and minimums below 8.10, comparable to actual mean ocean pH (Kleypas 2006). These diurnal pH fluctuations were comparable to previous observations at subtidal areas of Canary Islands (Hernández *et al.* 2015), but Variability of pH and carbon parameters in rockpools communities of Canary Islands had not previously been reported. Other diurnal pH fluctuations measured at other latitudes were 0.06-0.24 units in shallow seagrass meadow at the Mediterranean (Hendriks *et al.* 2014), 0.1 pH units/day in spring in the Bay of Calvi in the Mediterranean (Frankignoulle and Bouquegneau 1990) and 0.15 pH units/day in the Bay of Bengal in the Indian Ocean (Subramanian and Mahadevan 1999). At smaller or more productive (denser seaweeds canopy) pools, pH variability can be much higher. An extreme example, in a subarctic eutrophic area, in small rockpools algal production caused a pHt of 9.0 during the day and pHt of 7.4 at night (Krause-Jensen *et al.* 2015).

Oxygen concentration rose during the daylight hours driven by photosynthesis, from minimum values before dawn to maximum data before sunset, showing a linear relationship with pH change. The highest O₂ concentration variation range was of 1.07 mg/l at PH3 at «Punta del Hidalgo», while at FA1 at «Finca El Apio» which was more connected to the subtidal zones, presented a much shorter variation range (0.1 mg/l). Seawater dynamics were much stronger during the study at this site, keeping the studied pools flooded most of the time which probably caused the



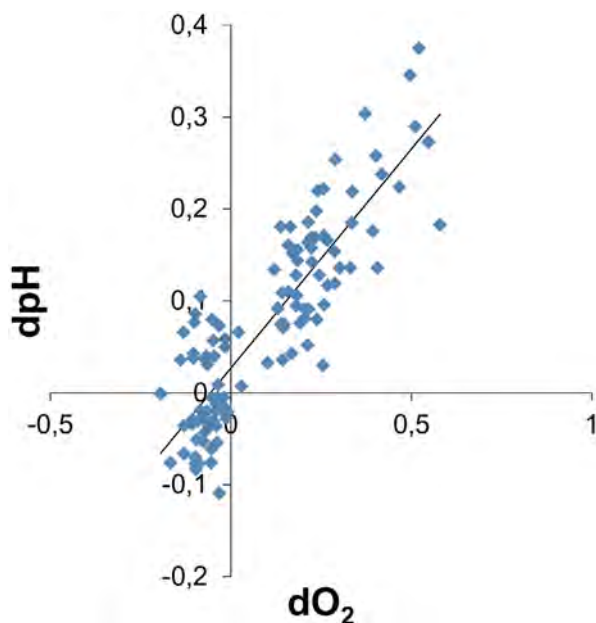


Figure 7. Scatter plot showing oxygen vs pH variation in the incubation vessels for *Padina pavonica*.

shorter pH, temperature and oxygen oscillations observed when compared to those at «Punta del Hidalgo». This adds another variation factor at these intertidal ecosystems.

Pool size, primary producers' biomass and water dynamics are the main factors affecting the carbon system dynamics at intertidal pools. A slowdown in O_2 concentration and pH increase was detected at both of the studied pools at «Punta del Hidalgo» (see figures 1 and 2) corresponding to the entry of seawater caused by the high tide. This new water entry affected the temperature cycle as well; being this apparent in the smaller pools (figs. 3-4, PH2 and PH4). The pools with less water volume suffered a wider fluctuation of pH and temperature. A strong correlation between O_2 and pH variation during incubations for the measurement of macroalgal productivity was detected ($R^2= 0.74$, figure 7), showing that pH increased with increasing O_2 due to photosynthesis and its associated carbon uptake, and that respiration produced the release of carbon, lowering pH.

Phytoplankton did not seem to have an important role in pH and O_2 change during our study. Phytoplankton production was rather high when the «Finca El Apio» area was studied, with primary production data in the range of the highest annual peaks present in oligotrophic areas as the Canary Islands (De Leon and Braun 1973). No significant differences were detected between algal production at both sites, even though a phytoplankton spring bloom was occurring when the sensors were deployed at «Finca El Apio» pools. Diel pH variability was lower at this site's

pools probably because water dynamics were stronger during measurements at this site, keeping the pool flooded longer, mixing its water with that from the adjacent subtidal zone thus mitigating the concentration of O₂ and pH rise.

This study adds more data about the complexity of carbon chemistry at coastal regions, specifically at intertidal pools. Complexity here is higher than at subtidal zones, as water dynamics, pool size, autotrophic and heterotrophic biomass, distance to the coastline and light irradiance are factors that have important influence over pH variations. The results of our study suggest that local carbon chemistry should be measured and taken into consideration when designing ocean acidification experiments in preference to the use of regional averages and mimic these natural changes. In order to obtain a diel pH cycle in laboratory studies for OA, the use of macroalgae in conjunction with light/dark cycle could be viable as a source of pH variability during experiments.

RECIBIDO: noviembre de 2018, ACEPTADO: noviembre de 2018

5. ACKNOWLEDGEMENT

To José Carlos Mendoza who helped during the field work.

6. AUTHORS' CONTRIBUTION

Conceptualization: CH, JCH.

Methodology and field work: CH, JCH.

Data analysis: CH, JCH.

Original draft: CH.

Review and edition of the final draft: CH, JCH.



7. REFERENCES

- CANADELL, J., LE QUÉRÉ, C., RAUPACH, M.R., FIELDS, C., BUITENHUIS, E.T., CIAIS, P., CONWAY, T.J., GILLET, N.P., HOUGHTON, R.A. and MARLAND, G. 2007. Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *P. Natl. Acad. Sci. USA.* 104: 18866- 18870.
- DANIEL, M.J. and BOYDEN, C.R. 1975. Diurnal variations in physico-chemical conditions within intertidal rockpools. *Fld. Stud.* 4: 161-176.
- DE LEÓN, A.R. and BRAUN, J.G. 1973. Ciclo anual de la producción primaria y su relación con los nutrientes en aguas canarias. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 167: 1-24.
- DONEY, S.C., FABRY, V.J., FEELY, R.A., KLEYPAS, J.A. 2009. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 1: 169-192.
- DONEY, S.C., RUCKELSHAUS, M., DUFFY, J.E., BARRY, J.P., CHAN, F., ENGLISH, C.A., GALINDO, H.M., GREBMEIER, J.M., HOLLOWED, A.B., KNOWLTON, N., POLOVINA, J., RABALAIS, N.N., SYDEMAN, W.J. and TALLEY, L.D. 2012. Climate Change impacts on marine ecosystems. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 4: 11-37.
- DUARTE, C.M., HENDRIKS, I.E., MOORE, T.S., OLSEN, Y.S., STECKBAUER, A., RAMAJO, L., CARSTENSEN, J., TROTTER, J.A. and MCCULLOCH, M. 2013. Is ocean acidification an open-ocean syndrome? Understanding anthropogenic impacts on seawater pH. *Estuar Coast.* 36(2): 221-236.
- DUPONT, S., DOREY, N., STUMPP, M., MELZNER, F. and THORNDYKE, M. 2013. Long-term and trans-life-cycle effects of exposure to ocean acidification in the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Mar. Biol.* 160: 1835-1843.
- FABRY, V.J., SEIBEL, B.A., FEELY, R.A. and ORR, J.C. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES J. Mar. Sci.* 65(3): 414-432.
- FINE, M. and TCHERNOV, D. 2007. Scleractinian coral species survive and recover from decalcification. *Science.* 315: 1811.
- FRANKIGNOULLE, M. and BOUQUEGNEAU, J.M. 1990. Daily and Yearly Variations of Total Inorganic Carbon in a Productive Coastal Area. *Estuar. Coast. Shelf. S.* 30: 79-89.
- FRANKIGNOULLE, M. and DISTÈCHE, A. 1987. CO₂ chemistry in the water column above a *Posidonia* seagrass bed and related air-sea exchanges. *Oceanol. Acta.* 7: 209-219.
- GANNING, B. 1971. Studies of chemical, physical and biological conditions in Swedish rockpool ecosystems. *Ophelia.* 9: 51-105.
- GATTUSO, J.P. and HANSSON, L., (eds.) 2011. Ocean Acidification. Oxford: Oxford University Press. 352 p.
- GREEN, J.M. 1971. Local distribution of *Oligocottus maculosus* Girard and other tidepool cottids of the west coast of Vancouver Island, British Columbia. *Can. J. Zool.* 49: 1111-1128.
- GRUBER, N., HAURI, C., LACHKAR, Z., LOHER, D., FRÖLICHER, T.L. and PLATTNER, G.K. 2012. Rapid progression of ocean acidification in the California current system. *Science.* 337: 220-223.
- HALL-SPENCER, J.M., RODOLFO-METALPA, R., MARTIN, S., RANSOME, E., FINE, M., TURNER, S.M., ROWLEY, S.J., TEDESCO, D. and BUJA, M.C. 2008. Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature.* 454(7200): 96-99.



- HERNÁNDEZ, C.A., CLEMENTE, S., SANGIL, C. and HERNÁNDEZ, J.C. 2015. High-resolution ocean pH dynamics in four subtropical Atlantic benthic habitats. *Biogeosciences Discuss.* <https://doi.org/10.5194/bgd-12-19481-2015>.
- HOFMANN, G.E., SMITH, J.E., JOHNSON, K.S., SEND, U., LEVIN, L.A., MICHELI, F., PAYTAN, A., PRICE, N.N., PETERSON, B., TAKESHITA, Y., MATSON, P.G., CROOK, E.D., KROEKER, K.J., GAMBI, M.C., RIVEST, E.B., FRIEDER, C.A., YU, P.C. and MARTZ, T.R. 2011. High-Frequency Dynamics of Ocean pH: A Multi-Ecosystem Comparison. *PLoS ONE*. 6(12): e28983.
- HOUGHTON, J.T., DING, Y., GRIGGS, D.J., NOGUER, M., VAN DER LINDEN, P.J. and XIAOSU, D., eds. 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis: Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge. Cambridge University Press. 892 p.
- HUGGETT, J. and GRIFFITHS, C.L. 1986. Some relationships between elevation, physico-chemical variables and biota of intertidal rock pools. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 29: 189-197.
- INVERS, O., ROMERO, J. and PÉREZ, M. 1997. Effects on seagrass photosynthesis: a laboratory and field assessment. *Aquat. Bot.* 59: 185-194.
- PACHAURI, R.K. and MEYER, L.A. (eds.) 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland IPCC, 151 pp.
- JACOBSON, M.Z. 2005. Studying ocean acidification with conservative, stable numerical schemes for nonequilibrium air-ocean exchange and ocean equilibrium chemistry. *J. Geophys. Res.* 110, D07302, doi: [10.1029/2004JD005220](https://doi.org/10.1029/2004JD005220).
- KLEYPAS, J.A., FEELY, R.A., FABRY, V.J., LANGDON, C., SABINE, C.L. and ROBBINS, L.L. 2006. Report of a workshop sponsored by NSF, NOAA, and the U.S. Geological Survey. In: *Impacts of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers: a guide for future research*. St. Petersburg, FL. p. 88.
- KLEYPAS, J.A., FEELY, R.A., FABRY, V.J., LANGDON, C., SABINE, C.L. and ROBBINS, L.L. 2006. *Impacts of ocean acidification on coral reefs and other marine calcifiers: A guide for future research*. Contribution No. 2897 from NOAA/Pacific Marine Environmental Laboratory.
- KRAUSE-JENSEN, D., DUARTE, C.M., HENDRIKS, I.E., MEIRE, L., BLICHER, M.E., MARBÀ, N. and SEJR, M.K. 2015. Macroalgae contribute to nested mosaics of pH variability in a sub-Arctic fjord. *Biogeosciences*. 12: 4895-4911.
- Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Crim, R.N. and Singh, G. 2013. Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. *Ecol. Lett.* 13: 1419-1434.
- KROEKER, K.J., MICHELI, F., GAMBI, M.C. and MARTZ, T.R. 2009. Divergent ecosystem responses within a benthic marine community to ocean acidification. *Proc Natl Acad Sci USA*. 108: 14515-14520.
- LE QUÉRÉ, C., RAUPACH, M.R., CANADELL, J.G., MARLAND, G., BOPP, L., CIAIS, P., CONWAY, T.J., DONEY, S., FEELY, R.A., FOSTER Pfu, FRIEDLINGSTEIN, P., GURNEY, K., HOUGHTON, R.A., HOUSE, J.I., HUNTINGFORD, C., LEVY, P.E., LOMAS, M.R., MAJKUT, J., METZL, N., OMETTO, J.P., PETERS, J.P., PRENTICE, I.C., RANDRSON, J.T., RUNNING, S.W., SARMIENTO, J.L., SCHUSTER, U., SITCH, S., TAKAHASI, T., VIOVY, N., VAN DER WERF, G.R. and WOODWARD, F.I. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nat. Geosci.* 2: 831-836.



- LUEKER, T.J., DICKSON, A.G. and KEELING, C.D. 2000. Ocean $p\text{CO}_2$ calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity, and equations for K1 and K2: validation based on laboratory measurements of CO_2 in gas and seawater at equilibrium. *Mar. Chem.* 70: 105-119.
- MCLEHANY, P. and BUSCH, D.S. 2013. Appropriate $p\text{CO}_2$ treatments in ocean acidification experiments. *Mar. Biol.* 160: 1807-1812.
- MCGREGOR, D.D. 1965. Physical ecology of some New Zealand rockpools. *Hydrobiologia.* 25: 277-284.
- MEEHL, G.A., COLLINS, W.D., FRIEDLINGSTEIN, P., GAYE, A.T., GREGORY, J.M., KITO, A., KNUTTI, R., MURPHY, J.M., NODA, A., RAPER, S.C.B., WATTERSON, I.G., WEAVER, A.J. and ZHAO, Z. 2007. The physical science basis. In: climate change. IPCC report, pp. 748-845. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- MERCADO, J.M. and GORDILLO, F.J.L. 2011. Inorganic carbon acquisition in algal communities: are the laboratory data relevant to the natural ecosystems? *Photosynth. Res.* 109: 257-267.
- METAXAS, A. and SCHEIBLING, R.E. 1993. Community structure and organization of tide pools. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 98: 187-198.
- MIDDELBOE, A. and HANSEN, P.J. 2007. High pH in shallow-water macroalgal habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 338: 107-117.
- MORRIS, S. and TAYLOR, A. C. 1983. Diurnal and seasonal variation in physico-chemical conditions within intertidal rock pools. *Estuar. Coast. Shelf. S.* 17: 339-355.
- NIELSEN, E. 1952. Use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *ICES J. Mar. Sci.* 18: 117-140.
- ORR, J.C., FABRY, V.J., AUMONT, O., BOPP, L., DONEY, S.C., FEELY, R.A., GNANADESIKAN, A., GRUBER, N., ISHIDA, A., JOOS, F., KEY, R.M., LINDSAY, K., MAIER-REIMER, E., MATEAR, R., MONFRAY, P., MOUCHET, A., NAJJAR, R.J., PLATTNER, G.K., RODGERS, K.B., SABINE, C.L., SARMIENTO, J.L., SCHLITZER, R., SLATER, R.D., TOTTERDELL, I.J., WEIRIG, M.F., YAMANAKA, Y. and YOOL, A. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature.* 437: 681-686.
- PYEFINCH, K.A. 1943. The intertidal ecology of Bardsey Island, North Wales, with special reference to the recolonization of rock surfaces, and the rock-pool environment. *J. Anim. Ecol.* 12: 82-108.
- RIES, J.B., COHEN, A.L. and McCORKLE, D.C. 2009. Marine calcifiers exhibit mixed responses to CO_2 -induced ocean acidification. *Geology.* 37: 1131-1134.
- ROYAL SOCIETY. 2005. Ocean Acidification due to Increasing Atmospheric Carbon Dioxide. Policy document 12/05 Royal Society, London. The Clyvedon Press Ltd., Cardiff.
- SEMESI, I.S., BEER, S. and BjÖRK, M. 2009. Seagrass photosynthesis control rates of calcification and photosynthesis of calcareous macroalgae in a tropical seagrass meadow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 382: 41-47.
- STRICKLAND, J.D.H. and PARSONS, T.R. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis, Bulletin 167, 2nd Edition. *Bull. Fish. Res. Board. Can.* 310.
- SUBRAMANIAN, B. and MAHADEVAN, A. 1999. Seasonal and diurnal variation of hydrobiological characters of coastal water of Chennai (Madras), Bay of Bengal. *Indian. J. Mar. Sci.* 28(4): 429-433.



NOTAS / NOTES

ESTUDIO DE DOS RASAS INTERMAREALES AL NORTE DE TENERIFE COMO ZONA DE CRIADERO DE JUVENILES DE *EPINEPHELUS MARGINATUS* (LOWE, 1834)

Sergio Moreno-Borges*, Carlos Aspiroz,
Sandra Hernández-Mingorance, Marina Jaramillo-Delgado,
Manuel A. Marrero & Mario Ortiz-López

RESUMEN

Se realizó una serie de muestreos en el intermareal rocoso al norte de la isla de Tenerife (Islas Canarias, España) con el objetivo de recopilar datos de abundancia y tallas de la especie *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834), familia Serranidae, conocida coloquialmente como mero. Esta especie es un recurso pesquero importante con una amplia distribución en zonas litorales, y cuyas zonas de cría son los charcos intermareales. En el presente estudio se muestrearon charcos al azar de diferentes volúmenes: pequeños (<10 m³), medianos (10 m³-80 m³) y grandes (>80 m³), con la finalidad de encontrar diferencias en la abundancia y la talla en función del tamaño del charco. Las zonas de estudio se localizaron en Punta del Hidalgo y Finca El Apio, tomando datos en 22 charcos en los cuales se contaron un total de ocho juveniles de *E. marginatus*. Los análisis mostraron una influencia significativa del tamaño del charco, de tal forma que los individuos de mayor talla se encontraron en los charcos de mayor volumen.

PALABRAS CLAVE: charcos intermareales, *Epinephelus marginatus*, zona de cría.

STUDY OF TWO INTERTIDAL BENCHS AT THE NORTH COAST OF TENERIFE AS NURSERY AREA FOR THE JUVENILES OF *EPINEPHELUS MARGINATUS* (LOWE, 1834)

ABSTRACT

A set of samplings were carried out at the rocky intertidal shore of the north of Tenerife island (Canary Islands, Spain) with the objective of compile abundance and size data from the species *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) belonging to Serranidae family, known as dusky groupers in colloquial language. This species is an important fishing resource with a wide distribution along the rocky shores, observing juvenile populations inhabiting intertidal pools. In the present research a set of intertidal pools were sampled randomly in function of their size: smalls (<10 m³), medium (10 m³-80 m³) and large (>80 m³) with the purpose of determine if there is an effect of this factor over the abundance and size values observed. Study area was located in Punta del Hidalgo and Finca El Apio, recording data from 22 tidalpools with a total number of 8 juveniles of *E. marginatus*. The statistical analysis showed a significant effect of the size of the pools, finding the biggest individuals at the biggest pools.

KEYWORDS: intertidal pools, *Epinephelus marginatus*, nursery zones.

DOI: <http://doi.org/10.25145/j.SI.2018.01.009>

REVISTA SCIENTIA INSULARUM, 1; diciembre 2018, pp. 141-148; ISSN: e-2659-6644





Epinephelus marginatus es un teleósteo de la familia Serranidae que habitan el litoral rocoso y cuevas submarinas, desde el intermareal hasta los 250-300 m de profundidad (Bruslé 1985; Tortonese 1986; Heemstra y Randall 1993). Con frecuencia los juveniles son observados en los charcos intermareales, donde se refugian durante sus etapas más tempranas de vida hasta que son capaces de sobrevivir en hábitats más expuestos a la depredación (Azevedo *et al.* 1995; Andrade *et al.* 2003; Lobato *et al.* 2016). Su área geográfica de distribución comprende el Atlántico Este y Suroeste, la costa oeste del océano Índico, el mar Mediterráneo y el mar Negro (Heemstra y Randall 1993; Cornish y Harmelin-Vivien 2004; Irigoyen *et al.* 2005). Son de crecimiento muy lento y tardan en torno a cinco años en alcanzar la madurez sexual. Son hermafroditas protóginos monoándricos, es decir, los juveniles primero desarrollan órganos sexuales femeninos (Chauvet 1988; Fennessy 2006), y posteriormente sufren un cambio de sexo. Este fenómeno está regulado por procesos fisiológicos muy sensibles y puede verse alterado por la influencia de multitud de factores como pueden ser la sobrepesca, reduciendo el número de reproductores de las poblaciones y obligando a los individuos más jóvenes a madurar en una etapa más temprana, o por cambios físico-químicos de las condiciones del medio que alteran los procesos fisiológicos de estos animales (Reñones *et al.* 2010; García *et al.* 2013).

El mero es considerado un importante recurso pesquero en prácticamente todos los territorios en los que se distribuye y como consecuencia sus poblaciones están sufriendo sobrepesca (Begossi *et al.* 2012). Por estas razones ha sido incluido en la lista roja de especies amenazadas de la IUCN (Cornish y Harmelin-Vivien 2004).

En las costas de la vertiente norte de Tenerife es frecuente encontrar plataformas rocosas, donde se forman charcos o piscinas naturales con la bajamar, las cuales actúan como ecosistemas ideales para el desarrollo de multitud de especies marinas, entre las que se ha observado en múltiples ocasiones la presencia de *Epinephelus marginatus*. Las localidades de la Punta del Hidalgo y la Finca El Apio son dos localidades de Tenerife que reúnen estas condiciones (Alfonso *et al.* 2015), por ello las convierte en zonas de un gran interés para la realización de estudios ecológicos como el presente. En este artículo pretendemos analizar la abundancia y talla de meros de la especie *E. marginatus* en los charcos de estas dos localidades, con el fin de comprobar la influencia de la localidad y el tamaño del charco en los parámetros a estudio.

El presente estudio se llevó a cabo en los días 10, 11 y 12 de febrero de 2016, coincidiendo siempre con la marea baja matutina. Se realizó en dos localidades de la vertiente norte de la isla de Tenerife, concretamente en la Punta del Hidalgo y Finca El Apio, las cuales se separan por una distancia de unos 9 km por la costa (figura 1).

Los muestreos se realizaron por medio de la inspección visual de los charcos, con la ayuda de equipo ligero de buceo, buscando la presencia de estos peces en los huecos y oquedades de los charcos, ya que, por su comportamiento, estos son los

* Máster de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación. Universidad de La Laguna. Tenerife, Islas Canarias, España. Autor para la correspondencia: sergiomb93@hotmail.com.



Figura 1. Localización de las dos zonas de muestreo en Tenerife.

1. Punta del Hidalgo (28°34'28.4»N 16°19'49.4»W);
2. Finca El Apio (28°31'38.5»N 16°24'36.9»W).

lugares que suelen elegir como refugio. Así mismo, se estimó visualmente la talla de los ejemplares encontrados, en centímetros, empleando como referencia una tablilla previamente medida.

Se muestrearon un total de 22 charcos que fueron seleccionados en función de su volumen. Este valor fue estimado posteriormente gracias a la fórmula del volumen de la semielipsoide ($Volumen = (4/3\pi r_1 r_2 r_3)/2$, donde las r_i corresponden con los radios a lo ancho, a lo largo y la profundidad del charco). En función de este volumen se realizó una clasificación de los charcos, considerándolos pequeños si su volumen era inferior a 10 m^3 , medianos, si este se comprendía entre los 10 m^3 y los 80 m^3 y por último grandes, si superan los 80 m^3 .

De los 22 charcos muestreados, 14 son de la Punta del Hidalgo, mientras que ocho pertenecen a Finca El Apio.

Se realizó un análisis de la varianza univariante por permutaciones (PERMANOVA) con un diseño de dos vías, tomando como factor fijo el tamaño de los charcos (con tres niveles: pequeño, mediano, grande), y como factor aleatorio la localidad (Anderson 2001, 2004).

A continuación, se realizó una matriz triangular en base a las distancias euclídeas, para cada una de las variables: abundancia y talla media. No se aplicó ningún tipo de transformación a los datos, y para aquellos factores que resultaron significativos se realizaron comparaciones por pares *a posteriori*. El análisis se llevó a cabo estableciendo un nivel de significación de $\alpha = 0,05$ (Anderson 2004). Los datos se analizaron mediante el paquete estadístico PRIMER 6 y PERMANOVA + v.1.0.1.

En los muestreos se observaron un total de ocho meros distribuidos entre los tres tipos de charcos y las dos localidades, tal como se observa en la tabla 1. De acuerdo con el ANOVA, no existen diferencias significativas en la abundancia



respecto al factor «Tamaño de charco» (Pseudo-F= 4,83; p= 0,146) ni el factor «Localidad» (Pseudo-F= 0,28; p= 0,627).

TABLA 1. DISTRIBUCIÓN DE LOS INDIVIDUOS OBSERVADOS. TAMAÑO DEL CHARCO, LOCALIDAD, NÚMERO DE CHARCOS ESTUDIADOS, VOLUMEN DE LOS CHARCOS (m³), NÚMERO DE INDIVIDUOS ENCONTRADOS Y TALLA MEDIA DE LOS MISMOS (cm)

TAMAÑO	LOCALIDAD	NÚMERO	VOLUMEN	N.º INDIVIDUOS	TALLA
Pequeños	Punta del Hidalgo	7	36,50	1	5
	Finca El Apio	3	21,44	1	7
Medianos	Punta del Hidalgo	4	175,71	0	0
	Finca El Apio	2	57,88	0	0
Grandes	Punta del Hidalgo	3	564,44	4	6,5
	Finca El Apio	3	531,38	2	9

En cuanto a la talla, los meros observados fueron individuos juveniles que oscilaron entre los 5 y los 10 cm y, de acuerdo con el análisis ANOVA por permutaciones, presentaron diferencias significativas en función del tamaño del charco (Pseudo-F= 23,95; p= 0,037), existiendo diferencias entre los charcos pequeños y los grandes (t= 18,25; p= 0,045), pero no entre los medianos con los grandes (t= 5,00; p= 0,11), ni con los pequeños (t= 1,88; p= 0,285). El factor localidad no fue significativo (Pseudo-F= 0,81; p= 0,389) respecto a la talla.

El estudio pone de manifiesto la existencia de una relación entre la talla de los individuos de *Epinephelus marginatus* y el tamaño del charco. Los individuos de tallas mayores se localizaron en charcos por encima de 80 m³ y los individuos de tallas más pequeñas están presentes en los charcos con menos de 10 m³, apreciando que los charcos entre 10 y 80 m³ (clasificado como tamaño medio) no muestran diferencias entre lo encontrado en ellos y lo que hay en los otros dos grupos de charcos (pequeños y grandes). Este resultado podría indicar una preferencia de los meros por charcos más amplios a medida que crecen de tamaño, una posible explicación para esto sería que los meros en etapas más tempranas son más vulnerables a los depredadores debido a su reducido tamaño, viéndose obligados a ocupar charcos de menores tamaños que ofrecen una mayor protección frente a los depredadores potenciales (como pueden ser otros peces de mayor tamaño y pulpos), a medida que los individuos van creciendo podrán ocupar charcos de mayor volumen, hasta que finalmente salgan a mar abierto. Del mismo modo, sería interesante tomar más datos para verificar el efecto de las variables ambientales en la segregación por tallas.

Azevedo y colaboradores (1995) reportaron datos de juveniles de *Epinephelus marginatus* que habitaban en una piscina intermareal de gran tamaño en Azores (aproximadamente 3500 m³). En este estudio encontraron individuos con tallas desde los 4 hasta los 36 cm. Estos autores sugirieron una diferenciación de los individuos por clases de edad en base a los anillos que presentaban las escamas bajo la aleta pectoral izquierda, obteniendo un grupo con individuos entre 4-7 cm de talla sin ningún anillo; otro con individuos de 13-17 cm con un anillo; de 18-25 cm presentaban 1-2 anillos; mientras en el único individuo de 36 se contaron al menos cuatro



anillos. En otros estudios, los rangos de tallas que se observaron fueron bastante variables, Bertoncini *et al.* (1999) encontró tallas de 2 a 3 cm, mientras que Andrade *et al.* (2003) observaron individuos desde 2,2 cm hasta 14,6 cm. Estos últimos no especifican el tamaño de los charcos muestreados, aunque lo más probable es que se trate de charcos más similares a los muestreados en el presente estudio, mientras que la piscina natural estudiada por Azevedo *et al.* (1995) es muy superior en volumen y probablemente es por ello que encontraron individuos de 4-7 cm, conviviendo con otros de tallas superiores a 20 cm. En términos generales, puesto que según los resultados de este estudio existen evidencias de que el tamaño de los charcos tiene un efecto en la distribución de los juveniles de *E. marginatus*, se podría esperar que en este tipo de zonas intermareales, los individuos ocupen charcos de mayor volumen a medida que crecen en talla, hasta que finalmente los individuos preadultos salen a mar abierto y ocupan las aguas someras del litoral. En estudios futuros sería interesante diseñar los muestreos para analizar los rangos de tallas a lo largo de un año entero y comprobar si se cumple la existencia de otros grupos de edad.

Por otro lado, al tratar de verificar la existencia de una relación entre la abundancia de la especie y el tamaño de los charcos y la localidad, no se pudo comprobar que estos factores influyan en la variable abundancia. Es interesante resaltar que esta especie presenta comportamientos territoriales (Zabala *et al.* 1997), observándose que los individuos pasan la mayor parte del tiempo dispersos entre sí, formando grandes congregaciones solo en la época de reproducción en verano. Es posible que la explicación a que no exista relación entre la abundancia de los juveniles de meros y el tamaño de los charcos sea también que mantienen este comportamiento territorial ya desde etapas tempranas.

En cuanto al comportamiento reproductivo de *Epinephelus marginatus*, se sabe que esta etapa ocurre durante finales de primavera y todo el verano y a continuación se produce una dispersión espacial de los reproductores, especialmente en meses de invierno (Reñones *et al.* 2010). Los muestreos se realizaron durante un único periodo estacional, en febrero de 2016; futuras investigaciones podrían centrarse en realizar muestreos teniendo en cuenta el factor estacional, realizándose en los mismos charcos, pero en diferentes estaciones a lo largo de uno o dos años. Esto sería de una gran utilidad para conocer mejor el desarrollo de los juveniles de meros en toda la zona del intermareal.

En términos generales, este estudio pone de manifiesto que las zonas intermareales de Canarias actúan como zonas de cría de esta especie tan emblemática, y que existe también proceso de segregación por tallas de los individuos en función del tamaño del charco.

RECIBIDO: octubre de 2017, ACEPTADO: noviembre de 2017



AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó en el contexto del Máster de Biología Marina de la Universidad de La Laguna, curso 2015-2016. Agradecemos la ayuda y colaboración prestada por el profesor José Carlos Hernández.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: SM.

Metodología y trabajo de campo: SM, CA, SHM, MJD, MAM, MOL.

Análisis de datos: SM con la ayuda del profesor José Carlos Hernández.

Preparación del escrito original: SM, CA, SHM, MJD, MAM, MOL.

Corrección y edición del escrito definitivo: SM, CA, SHM, MJD, MAM, MOL.



REFERENCIAS

- ALFONSO, B., SARABIA, A., SANCIBRIÁN, I., ALFARO, A., ADERN, N. y HERNÁNDEZ, J.C. 2015. Efecto de la actividad humana sobre la distribución y estructura poblacional del burgado *Phorcus sauciatu*s (Koch, 1845). *Rev. Acad. Canar. Cien.* 27: 333-343.
- ANDERSON, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26: 32-46.
- ANDERSON, M.J. 2004. PERMANOVA_2factor: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland. New Zealand.
- ANDRADE, Á., MACHADO, L., HOSTIM-SILVA, M. y BARREIROS, J. 2003. Reproductive Biology of the Dusky Grouper *Epinephelus marginatus* (LOWE, 1834). *Braz. Arch. Biol. Technol.* 46: 373-381.
- AZEVEDO, J.M.N., RODRIGUES, J.B., MENDIZABAL, M. y ARRUDA, L.M. 1995. Study of a sample of dusky groupers, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834), caught in a tide pool at Lajes do Pico, Azores. *Bol. Mus. Munic. Funchal.* 4: 55-64.
- BEGOSSI, A., SALYVONCHYK, S., BARRETO, T., NORA, V., LOPES, P.F.M. y SILVANO, R.A.M. 2012. Small-scale fisheries and conservation of drusky grouper (Garoupa), *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) in the southeastern Brazilian coast. *Sci. J. Agric. Res. Manag.* 2012: 1-4.
- BERTONCINI, A.A., BARREIROS, J.P., HOSTIM-SILVA, M. e INEZ, V.M. (1999). Ictiofauna ocorrente em sistemas intertidais no município de Penha –SC. In: Resumos do XIII Encontro Brasileiro de Ictiologia. Universidade Federal de São Carlos– SP. 209 pp.
- BRUSLÉ, J. 1985. Exposé synoptique des données biologiques sur les mérours *Epinephelus aeneus* (Geoffroy Saint Hilaire, 1809) et *Epinephelus guaza* (Linnaeus, 1758) de l'océan Atlantique et de la Méditerranée. FAO Synopsis sur les pêches. 129: 1-64.
- CHAUVET, C. 1988. Etude de la croissance du mérour *Epinephelus guaza* (Linné, 1758) des côtes tunisiennes. *Aquat. Living. Resour.* 1: 277-288.
- CORNISH, A. y HARMELIN-VIVIEN, M. (Grouper y Wrasse Specialist Group). 2004. *Epinephelus marginatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T7859A12857009. Downloaded on 28 February 2016.
- Fennessy, ST. 2006. Reproductive biology and growth of the yellow belly rock cod *Epinephelus marginatus* (Serranidae) from South-East Africa. *Afr. J. Mar. Sci.* 28: 1-11.
- GARCIA, C.E., ARAÚJO, B.C., MELLO, P.H., NARCIZO, A.M., RODRIGUES-FILHO, J.A., MEDRADO, A.T., ZAMPIERI, R.A., FLOETER-WINTER, L.M. y MOREIRA, R.G. 2013. Involvement of pituitary gonadotropins, gonadal steroids and breeding season in sex change of protogynous dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Teleostei: Serranidae), induced by a non-steroidal aromatase inhibitor. *Gen. Comp. Endocrinol.* 192: 170-180.
- HEEMSTRA, P.C. y RANDALL, J.E. 1993. Groupers of the world (Family Serranidae, Subfamily Epinephelidae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known. FAO Species catalogue. FAO Fisheries Synopsis. 16: 1-382.
- IRIGOYEN, A.J., GALVA, D.E. y VENERUS, L.A. 2005. Occurrence of dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) in gulfs of northern Patagonia, Argentina. *J. Fish. Biol.* 67: 1741-1745.



- LOBATO, C.M.C., SOARES B.E., BEGOT T.O.R. y DEASSISMONTAG, L.F. 2016. Tidal pools as habitat for juveniles of the goliath grouper *Epinephelus itajara* (Lichtenstein 1822) in the Amazonian coastal zone, Brazil. *Nat. Conservação*. 14(1), 20-23.
- REÑONES, O., GRAU, A., MAS, X., RIERA, F. y SABORIDO-REY, F. 2010. Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) (Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Sci. Mar.* 74:523-537.
- TORTONESE, E. 1986. Serranidae. In Whitehead, P.J.P; Bauchot, M.L.; Hureau, J.C.; Nielsen J. and Tortonese, E. (eds.). *Fishes of the North Atlantic and Mediterranean*. FAO, 2: 780-792.
- ZABALA, M., LOUISY, P., GARCÍA-RUBIES, A. y GRACIA, V. 1997. Socio-behavioural context of reproduction in the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces: Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Sci. Mar.* 61: 79-89.



EVALUADORES/AS

José Carlos HERNÁNDEZ, ULL

Carlos SANGIL HERNÁNDEZ, ULL

Manuel CARRILLO PÉREZ, investigador de Canarias Conservación

Beneharo RODRÍGUEZ, investigador de Grupo de Ornitología e Historia Natural de las Islas Canarias

Alfredo REYES BETANCORT, director del Jardín de Aclimatación de La Orotava (Tenerife)

INFORME DEL PROCESO EDITORIAL DE LA REVISTA *SCIENTIA INSULARUM* (2018)

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 2018 para tomar decisiones sobre el proceso editorial del número 1 de la revista. El tiempo medio transcurrido entre la recepción, evaluación, aceptación, edición e impresión final de los trabajos fue de 24 meses.

Estadística:

N.º de trabajos recibidos en *SCIENTIA INSULARUM*: 10.

N.º de trabajos aceptados para publicación: 9 (90%). Rechazados: 1 (10%).

Media de revisores por artículo: 2.

Media de tiempo entre envío y aceptación: 1,5 meses.

Media de tiempo entre aceptación y publicación: 1 año.

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

