ISSN 0798 - 0639

UNIVERSIDAD DE ORIENTE- CUMANÁ, VENEZUELA / VOLUMEN 62 / N° 2 - 2023



BOLETIN DEL INSTITUTO OCEANOGRAFICO DE VENEZUELA

INSTITUTO OCEANOGRAFICO DE VENEZUELA
UNIVERSIDAD DE ORIENTE

COMITÉ EDITORIAL

Antonio Baeza
Clemson University,
Clemson, United State of America.

Arturo Acero P.
Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

José Manuel Viéitez
Universidad de Alcalá,
Alcalá de Henares, España.

Mauro Nirchio
Universidad de Oriente y Universidad Técnica de Machala, Machala, Ecuador.

Luís Troccoli
Universidad de Oriente y Universidad Estatal Santa Elena, Santa Elena, Ecuador.

Carmen Teresa Rodríguez
Universidad de Carabobo,
Carabobo, Venezuela.

Julián Castañeda
Instituto Oceanográfico de Venezuela,
Cumaná, Venezuela.

Victor Hugo Delgado Blas
Universidad Quintana Roo,
México.

Alfredo Gómez Gaspar
Universidad de Oriente,
Nueva Esparta, Venezuela.

Edgar Zapata Vívenes
Universidad de Oriente,
Cumaná, Venezuela.

Mario Londoñó Mesa
Universidad de Antioquía,
Medellín, Colombia.

José Gregorio Rodríguez
Universidad de Carabobo,
Carabobo, Venezuela.

Juan Antonio Gómez H.
Universidad de Panamá.

Indizada en :
EBSCO, Aquatic Sciences & Fisheries Abstracts, *Biosis*, *Latindex*, *Periódica*, *Ulrich´s Periodicals Directory*, *Wildlife Review Abstracts*, *Zoological Record*.

Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (FONACIT)
Nº Reg.- 19990243

El Instituto Oceanográfico de Venezuela (IOV) constituye el núcleo primigenio de la Universidad de Oriente, creada por el Decreto de la Junta de Gobierno Nº 459 de fecha 21 de noviembre de 1958. Sus actividades comenzaron el 12 de octubre de 1959, en la ciudad de Cumaná estado Sucre, Venezuela y han continuado ininterrumpidamente desde entonces.

EL BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA es una revista arbitrada que tiene como objeto fundamental difundir el conocimiento científico sobre la oceanografía del Mar Caribe y el Océano Atlántico Tropical.

El Boletín fue editado por primera vez en el mes de octubre del año 1961, siendo publicado con el nombre de "Boletín del Instituto Oceanográfico". A partir del volumen n° 8 publicado en el año 1970, la portada, el formato y las normas editoriales fueron modificadas. En el año 1980 es rebautizado con el nombre actual de "Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela".

INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA

Mayré Jiménez
Directora

Ivis Fermín
Jefe Departamento de Oceanografía

Nieves Aguado
Jefe Departamento de Biología Pesquera

Jorge Barrios
Jefe Departamento de Biología Marina

Ivis Fermín
Coordinador Postgrado en Ciencias Marinas

Brightdoom Márquez
Editora Jefe

Oscar Díaz, Gedio Marín, Gregorio Martínez y Sinatra Salazar
Editores Asociados

Edymir Parra
Asistente Técnico

E-mail: *jeiovudo@gmail.com*
https://www.iov-udo.com/revista

ISSN 0798-0639 *DEPÓSITO LEGAL* pp 196103SU776

BOLETIN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA

Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela 62 (2). 2023

CONTENIDO

Página

Acero, A. & J. Tavera. Morphology and a large gap in the distribution of the bronzestripe grunt (Lutjaniformes: Haemulidae) hints at a new subspecies in the Gulf of Mexico. 2

Molero-Lizarraga, A., S. Cobarrubia-Russo, E. Quintero-Torres, G.R. Barreto & L. Bermúdez-Villapol. Seabirds and common dolphin (*Delphinus* sp) associations in the Mochima national park, Venezuela, South Caribbean. 11

García-Marcano, E., J. López-Marcano & I. Fermín. Variación espacial y temporal de microplásticos en una playa turística al sur del mar Caribe, estado Sucre, Venezuela. 24

Brito L., L., J. Zerez, K. Guilarte, H. D'armas & M.I. Segnini De B. Actividad antibacteriana y toxicidad de extractos metanólicos de macroalgas marinas del estado Sucre, Venezuela. 41

Fariña-Pestano, A.R. Primer registro para Venezuela de la especie no nativa *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856) (Ovalentaria-Pomacentridae), en la costa norte del estado Sucre. 50

MORPHOLOGY AND A LARGE GAP IN THE DISTRIBUTION OF THE BRONZESTRIPE GRUNT (LUTJANIFORMES: HAEMULIDAE) HINTS AT A NEW SUBSPECIES IN THE GULF OF MEXICO

Arturo Acero P.[1] & José Tavera[2]

[1]*Instituto para el Estudio de las Ciencias del Mar (Cecimar), Universidad Nacional de Colombia sede Caribe, El Rodadero, Santa Marta, Colombia* aacerop@unal.edu.co. *https://orcid.org/0000-0002-6637-9901*

[2]*Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, Colombia* jose.tavera@correounivalle.edu.co *https://orcid.org/0000-0003-4517-9238*

ABSTRACT: A new subspecies of the bronzestripe grunt, *Haemulon boschmae castroaguirrei sub spec*. *nov.*, is described from the southern Gulf of Mexico. The new subspecies seems to be restricted to the Gulf of Mexico, being separated for more than 2,000 km from the typical subspecies, *H. boschmae boschmae*, which is endemic to the southern Caribbean and northern south America (Panamá to French Guiana). Meristic values, scaling pattern, and some morphometric features distinguish both subspecies.

Keywords: *Haemulon boschmae castroaguirrei n. ssp*., Haemulinae, western Atlantic, geographic isolation.

RESUMEN: Se describe una nueva subespecie del ronco ruyi-ruyi, *Haemulon boschmae castroaguirrei sub spec. nov*., de la porción sur del Golfo de México. La subespecie nueva se halla aparentemente restringida al Golfo de México, estando separada de la subespecie típica, *H. boschmae boschmae* endémica del Caribe sur y el norte de Suramérica (Panamá a la Guayana Francesa), por más de dos mil kilómetros. Las dos subespecies se distinguen por caracteres merísticos, patrón de escamación y aspectos morfométricos.

Palabras clave: *Haemulon boschmae castroaguirrei n. ssp*., Haemulinae, Atlántico occidental, aislamiento geográfico.

INTRODUCTION

The genus *Haemulon* Cuvier, 1829 is the richest lineage of the New World grunts (family Haemulidae); however, no agreement exists on the number of valid species, especially due to their complex taxonomic history. The first modern review of the western Atlantic members of the genus recognized 13 species (Courtenay 1961); an additional species, endemic to northern South America, was later added (Courtenay 1965). Lindeman & Toxey (2002) recognized 14 western Atlantic species, excluding the Brazilian yellow grunt described by Rocha & Rosa (1999).

Carvalho *et al.* (2020) described the western Atlantic Latin grunt as a new species, *Haemulon atlanticus* Carvalho, Marceniuk, Oliveira & Wosiacki, 2020. The five tropical Eastern Pacific species were surveyed by McKay & Schneider (1995). A molecular phylogeny for this genus was proposed by Rocha *et al.* (2008), which recognized 19 nominal species and included the previously monotypic genus *Inermia*. A molecular phylogenetic study on the family Haemulidae

(Tavera *et al*. 2018) divided *Haemulon* into two genera by resurrecting *Brachygenys* Poey, 1868 to include species under the genera *Xenocys* and *Xenistius* and the smallmouth grunt *B. chrysargyrea* (Günther, 1859), formerly *Haemulon chrysargyrea*. On the other hand, Froese & Pauly (2022) reported 20 valid species, including the enigmatic Brazilian *H. schrankii* Agassiz, 1831. A recent study (Cerqueira *et al.* 2021) on molecular identification of species in the genera *Brachygenys* and *Haemulon* identified single lineages in *B. chrysargyreum, H. melanurum* (Linnaeus, 1758), *H. parra* (Desmarest, 1823), and *H. squamipinna* Rocha & Rosa, 1999, but more than one molecular operational taxonomic unit in *H. atlanticus, H. aurolineatum* Cuvier, 1830 and *H. plumierii* (Lacepède, 1801). All these studies concur in a lack of consensus on the real species diversity included under these lineages.

The dense scaling pattern that covers the entire portion of the second dorsal and anal fins and the bright red-orange color present in the inner portion of the mouth, have been traditionally used to identify *Haemulon*. The number of dorsal-fin spines (12 vs. 13) has been previously used to subjectively separate Atlantic *Haemulon* species into two different groups. Lindeman & Toxey (2002) recognized three species with 13 dorsal-fin spines: the tomtate *H. aurolineatum*, the striped grunt *H. striatum* (Linnaeus, 1758) , and the bronzestripe grunt *H. boschmae* (Metzelaar, 1919). The tomtate and the striped grunt are haemulids widely distributed in the tropical and subtropical western Atlantic Ocean (Courtenay 1961; Randall 1968; Cervigón 1993; Lindeman & Toxey 2002; McEachran & Fechhelm 2005; Robertson & Van Tassell 2019). The bronze striped grunt, on the other hand, was generally considered endemic to the southern Caribbean and northern South America, from Panamá to French Guiana (Courtenay 1965; Randall 1968; Uyeno *et al*. 1983; Cervigón 1993; Lindeman & Toxey 2002); however, more recently, the bronzestripe grunt has also been detected in the southern Gulf of México, separated from the southern Caribbean by more than 2,000 km (Castro-Aguirre & Márquez-Espinoza 1981; McEachran & Fechhelm 2005; Robertson & Van Tassell 2019).

How species diverge is a very active but controversial topic, especially in marine species. However, it is well known that geographic isolation plays an important role in the process (Miglietta *et al*. 2011). Vicariance is a prevalent speciation model in which biological populations become geographically isolated to an extent that prevents or interferes with gene flow (Mayr 1954). Hence, using morphological characters and geographical isolation we herewith describe the Gulf of Mexico *Haemulon boschmae* as a new subspecies of the bronzestriped grunt.

MATERIAL AND METHODS

A total of nine specimens were examined, six of them coming from the Colombian Caribbean and three from the Gulf of México. Material examined is deposited at the following collections: United States National Museum (USNM), Washington, D.C.; Colección Nacional de Peces, Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (IBUNAM), Ciudad de México; and Instituto de Investigaciones Marina y Costeras (INVEMAR-P,), Santa Marta, Colombia. The descriptions and keys presented by Courtenay (1965), Uyeno *et al.* (1983), Cervigón (1993), Lindeman & Toxey (2002), McEachran & Fechhelm (2005), and Robertson & Van Tassell (2019) were used to identify and compare the material examined. Counts and

morphometrics followed those described by Courtenay (1961); measurements were taken with dial calipers recorded to the nearest 0.1 mm and presented as percentages of standard length (SL), head length (HL) and in some clearly mentioned instances snout length (SnL).

RESULTS AND DISCUSSION

Haemulon boschmae castroaguirrei new subspecies

urn:lsid:zoobank.org:act:33851CF8-2065-42D1-9F75-F775D8BE4504

Figs. 1 and 2

Haemulon boschmae (Metzelaar, 1919): Castro-Aguirre & Márquez-Espinoza, 1981: six specimens (78-130 mm) from Isla Lobos (Veracruz, México), comments; McEachran & Fechhelm (2005): 370, description and comments; Robertson & Van Tassell (2019).

Holotype. CNPE-IBUNAM-9358: 101 mm SL. Continental shelf, Tamaulipas, México. 23º 41' 02'' N, 97º 39' 05'' W.

Paratypes. CNPE-IBUNAM-7291: 80 mm SL. Continental shelf, Campeche, México. 19º 35' 08'' N, 91º 59' 08´´ W. CNPE-IBUNAM-1721: 105 mm SL. Continental shelf, Yucatán, México. 21º 59' 04'' N, 91º 05' 09'' W.

Diagnosis. The southern Gulf of Mexico *Haemulon boschmae castroaguirrei* can be separated from the typical subspecies (from Panamá to French Guiana) in having 7 anal-fin soft rays, 17 pectoral-fin rays, a smaller eye (27.6-30.3% of HL), a shorter upper jaw (33.0-34.8% of HL), a shorter longest gill raker on the first gill arch (10.9-14.2% of HL), and in distribution, since its area of occurrence is considerably separated from the southern Caribbean, 3600 km following the coastline or 2100 km in a straight line across the tropical western Atlantic.

Description. *Haemulon boschmae castroaguirrei* is a small fish, the largest specimen measured is 130 mm SL. Fin ray counts and measurements for the holotype and two paratypes are given in Table 1. Dorsal rays XIII, 12 or 13; anal rays III, 7; pectoral rays 17; lateral line scales 54-55; scales above lateral line 6 or 7 rows; scales around caudal peduncle 22-24; total gill rakers on first arch 33-34. Body relatively slender. Mouth terminal and rather small, posterior margin of upper jaw barely reaching anterior border of eye. All teeth conical but none developed as prominent canines, no teeth on vomer or palatines. Opercle scaled; margin of preopercle serrate. Snout short, its length subequal to eye diameter. Scale rows below lateral line parallel to long axis of body.

Coloration in preservative. Mainly pale brown with a slight indication of a dark stripe running across middle body, and a faded but well defined, rather small, dark spot on caudal peduncle.

Coloration in life. Based on the three excellent photographs by Carlos Estape presented by Robertson & Van Tassell (2019) of specimens living in Veracruz (México) between 10 and 15 m: silvery grey, sides of body with narrow dark yellow-brown stripes along scale rows, oblique below lateral line, becoming horizontal above lateral line; an elongate blackish, sometimes faded, spot at base of caudal fin; caudal fin grey with yellow hinges.



Fig. 1. Preserved specimen (CNPE-IBUNAM-9358, holotype, 101 mm SL).



Fig. 2. Alive specimen, 10-15 m depth (General Vicente Palacio wreck, Veracruz, México; Allison Estape, carlosestape.photoshelter.com).

Table 1. Morphometric and meristic data of *Haemulon boschmae castroaguirrei* and *H. b. boschmae*, mode counts are given in parentheses.

	Haemulon boschmae castroaguirrei		***Haemulon boschmae boschmae***		
	CNPE-IBUNAM 9358 Holotype (n=1)	CNPE-IBU-NAM 7291; 1721 Paratypes (n=2)	USNM 396675 (n=1)	INVEMAR-PEC 6468 (n=1)	USNM 153917 (n=4)
Morphometrics		Range			Range
Total length (mm)	125	98-128	130.4	102.69	95.9-100.3
Standard length (mm)	101	80-105	108.2	84.74	76.7-84.6
Head length (mm)	28.8	24.1-29.4	29.9	24.98	22.2-24.6
Percentage of SL					
Body depth	30.99	27.1-31	28.74	27.59	26.5-29.6
Head length	28.51	28-30.1	27.63	29.48	27.3-31.6
Length of the upper jaw	9.41	9.6-10.5	10.72	10.66	10.7-11.7
Snout length	6.20	6.5-6.9	8.32	10.02	7.2-8.9
Eye diameter	8.22	7.7-9.1	9.15	-	9.4-10-0
Pre-anal length	65.74	63.6-67	67.28	64.67	62.9-67.8
Pectoral length	24.75	24.3-25.3	24.40	22.88	23.3-25.9
Head height	19.60	13.4-21.4	19.96	-	17.5-19.6
Inter-orbital distance	8.12	7.0-8.0	7.58	8.12	7.6-8.0
Fifth dorsal spine	16.34	14.3-14.9	-	-	15.1-15.8
Fourth dorsal spine	15.05	14.9-16.3	13.68	-	14.5-16.6
Caudal peduncle height	9.29	8.9-9.2	8.96	-	8.8-10.2
Percentage of HL					
Length of the upper jaw	32.99	34.4-34.9	38.80	36.15	36-39.2
Snout length	21.74	21.7-24.8	30.10	33.99	23.7-30.6
Eye diameter	28.82	27.6-30.3	33.11	-	29.8-36
Times snout in head	4.60	4.0-4.6	3.32	2.94	3.3-4.2

Times eye diameter in head	3.47	3.3-3.6	3.02	-	2.8-3.4
Longest gill raker	10.90	13.1-14.2	15.38	-	12.2-17.1
Fourth dorsal spine	1.89	1.90	2.02	-	1.8-2.0
Percentage of snout length					
Eye diameter	1.33	1.1-1.4	1.10	-	1.1-1.3
Length of the upper jaw	1.52	1.4-1.6	1.29	-	1.3-1.6
Meristics					
Dorsal fin elements	XIII, 12	XII+I-XIII, 13	XIII, 12	XIII, 13	XIII, 11-13 (13)
Anal fin elements	III, 7	III, 7	III, 7	III, 8	III, 7-8 (8)
Pectoral fin elements	17	17	18	18	18-19 (18)
Gill rakers on first arch	34	33-34	32	31	33-34 (34)
Rows of scales above lateral line	6	6-7	6	6	6-7 (6)
Lateral-line scales	55	50-55	51	53	50-55
Caudal-peduncle scales	-	22-24	22	-	-

Comparisons. The bronzestripe grunt, *H. boschmae*, characterized by having 13 dorsal-fin spines and more than 31 gill rakers in the first gill arch, has been considered endemic to the southern Caribbean and the northern part of South America to French Guiana (Uyeno *et al.* 1983; Cervigón 1993; Lindeman & Toxey 2002). Nevertheless, it was recorded from the Gulf of Mexico (Isla Lobos, Veracruz) by Castro-Aguirre & Márquez-Espinoza (1981); McEachran & Fechhelm (2005) and more recently Robertson & Van Tassell (2019) validated the record.

In the 80's decade, several exploratory surveys were carried out in the Gulf of Mexico and the collected material deposited in the IBUNAM collection at Mexico City. Three examined specimens of the Mexican bronzestripe grunt from that collection constitute the type series of the new taxon. The new subspecies consistently differs from the typical subspecies in anal-fin soft ray count (7 in *H. b. castroaguirrei*, 7-9, rarely 7, modally 8, in *H. b. boschmae*), pectoral-fin ray

count (17 in *H. b. castroaguirrei*, 17-19, generally 18, in *H. b. boschmae*), eye size (3.3-3.6 in HL in *H. b. castroaguirrei*, while 2.8- 3.2 in *H. b. boschmae*), upper jaw length (2.9-3.0 in HL in *H. b. castroaguirrei*, while 2.6-2.8 in *H. b. boschmae*), and length of the longest gill raker on the first gill arch (10.90-14.22%, mean 12.74%, in HL in *H. b. castroaguirrei*, 12.20-17.12%, mean 15.05%, in *H. b. boschmae*). The series of scales above the lateral line are inclined at a steep angle below the spinous and soft dorsal fins, which in *H. b. boschmae* become parallel with lateral line on caudal peduncle, while in *H. b. castroaguirrei* become parallel below the origin of the soft portion of dorsal fin. Additionally, the wide geographic gap (>2100 km) between the ranges of occurrence of both taxa may have led to genetic isolation. Considering available information on ecology and habitat preferences of the bronzestripe grunt (Cervigón 1993), and a whole body of volumes on the Caribbean fishes (Randall 1968; Human & Deloach 2014) we do not expect the species to be distributed in between the confirmed ranges.

Speciation is a continuous process that is not always straightforward and in consequence precise limits among populations are not always easily established. Yet, in this path into becoming separated species there may be stages in which isolated members may share morphological attributes but still can be distinguishable and capable of interbreeding successfully, if their range overlaps. The distinction among populations and subspecies can be subtle and subject to controversy. However, in our case the isolation herein reported among individuals (subspecies) is more than 2000 km with their ranges neither overlapping nor being immediately adjacent to each other, so having these entities named accordingly easy any management or conservation initiative that could be enforced in the future. Whether this extensive geographical gap has caused a complete genetic incompatibility among subspecies, still has to be tested.

Habitat. Nothing is known of the ecology of the new subspecies, beyond that it is a schooling grunt that occurs in the continental shelf. Allison and Carlos Estape (pers. com., 12 November 2022) reported and photographed specimens of a small group of less than ten bronzestripe grunts shoaling with a larger group of striped grunts between 10 and 15 m depth at General Vicente Palacio wreck in Veracruz; date of their sighting 20 May 2019.

Distribution. Known from the Mexican portion of the Gulf of Mexico, between the states of Tamaulipas and Yucatán. Robertson & Van Tassell (2019) extend its distribution to Quintana Roo state at the Caribbean side of the Yucatán peninsula.

Size. The largest specimen reported is 130 mm SL (Castro-Aguirre & Márquez-Espinoza 1981). Allison and Carlos Estape saw specimens between 15 and 20 cm total length (pers. com., 12 November 2022) in Veracruz.

Etymology. The subspecific epithet honors the Mexican ichthyologist José Luis Castro Aguirre, who passed away on January the 21st, 2011, and who discovered the presence of the bronzestripe grunt in the Gulf of Mexico.

Common name. We propose Mexican bronzestripe grunt for this variety of *H. boschmae*.

Additional material examined. *Haemulon boschmae boschmae* Colombia: USNM 396675 *Isaciops facis* holotype; USNM 153917; INVEMAR-PEC 6468.

ACKNOWLEDGMENTS

We are indebted to Allison and Carlos Estape (carlosestape.photoshelter.com) for sharing information of the Mexican bronzestripe grunt and allowing the use of their excellent image; thanks to Ana María Millán and the late Héctor Espinoza. JJT was scholarship holder from CONACYT during early stages of this study. Contribution No 551 of the Instituto de Estudios en Ciencias del Mar, CECIMAR, of the Universidad Nacional de Colombia sede Caribe.

REFERENCES

Carvalho, C.O., A. P. Marceniuk, C. Oliveira & W. B. Wosiacki. 2020. Integrative taxonomy of the species complex *Haemulon steindachneri* (Jordan and Gilbert, 1882) (Eupercaria; Haemulidae) with a description of a new species from the western Atlantic. *Zoology,* 141: 125782, https://doi.org/10.1016/j.zool.2020.125782.

Castro-Aguirre, J. L. & A. Márquez-Espinoza. 1981. *Contribución al conocimiento de la ictiofauna de la isla Lobos y zonas adyacentes, Veracruz, México.* Depto. Pesca México, Serie Cient., México. 22 pp.

Cerqueira, N. N., M. M. Rotundo, A. P. Marceniuk, V. P. da Cruz, F. Foresti & C. Oliveira. 2021. Molecular identification of *Brachygenys* and *Haemulon* species (Perciformes: Haemulidae) from the Brazilian coast. *Neotrop. Ichthyol*. 19(2): 1-15.

Cervigón, F. 1993. *Los peces marinos de Venezuela.* (Vol. 2). Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela, 497 pp.

Courtenay, W. J. 1961. Western Atlantic fishes of the genus *Haemulon* (Pomadasyidae): systematic status and juvenile pigmentation. *Bull. Mar. Sci. Gulf Carib.* 11: 66-149.

Courtenay, W. J. 1965. The systematic status of *Haemulon boschmae*, a grunt fish from shore waters of northeastern South America. *Copeia* 1965: 41-45.

Froese, R. & D. Pauly. 2022. Fish Base. World Wide Web electronic publication. Available at: http://www. fishbase. org (accessed on June 26, 2022).

Humann, P. & N. Deloach. 2014. *Reef fish identification: Florida Caribbean Bahamas*. Jacksonville, NC: New World Publications, 481 pp.

Lindeman, K. C. & C. S. Toxey. 2002. *Haemulidae.* In: *Species Identification Guide for Fishery Purposes. The living marine resources of the Western Central Atlantic.* Ed. K. E. Carpenter. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, 1522–1550.

Mayr, E. 1954. Geographic speciation in tropical echinoids. *Evolution*, 8: 1-18.

McEachran, J. D. & J. D. Fechhelm. 2005. *Fishes of the Gulf of Mexico: Scorpaeniformes to Tetraodontiformes* (Vol. 2). Austin: University of Texas Press. 1004 pp.

Mckay & Schneider. 1995. *Haemulidae. Burros, corocoros, chulas, gallinazos, roncos, Guía FAO para identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental*. 2: 1136-1173. Food & Agriculture Organization of the United Nations, Roma.

Metzelaar, J. 1919. *Report on the fishes, collected by Dr. J. Boeke in the Dutch West Indies 1904-1905, with comparative notes on marine fishes of tropical West Africa*. F. J. Belanfante's-Gravenhage.

Miglietta, M. P., A. Faucii & F. Santini. 2011. Speciation in the sea: overview of the symposium and discussion of future directions. *Integr. Comp. Biol.* 51(3): 449-455.

Randall, J. E. 1968. *Caribbean reef fishes*. TFH, Hong Kong. 318 pp.

Robertson, D. R. & J. Van Tassell. 2019. Shorefishes of the Greater Caribbean: online information system. Version 2.0. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panamá. https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/en/pages 17 October 2022.

Rocha, L. A. & I. L. Rosa. 1999. New species of *Haemulon* (Teleostei: Haemulidae) from the Northeastern Brazilian coast. *Copeia* 1999: 447-452.

Rocha, L. A., K. C. Lindeman, C. R. Rocha & H. A. Lessios. 2008. Historical biogeography and speciation in the reef fish genus *Haemulon* (Teleostei: Haemulidae). *Mol. Phylogenet. Evol* 48: 918-928.

Tavera, J., A. Acero p. & P. C. Wainwright. 2018. Multilocus phylogeny, divergence times, and a major role for the benthic-to-pelagic axis in the diversification of grunts (Haemulidae). *Mol. Phylogenet. Evol* 121: 212-223.

Uyeno, T., K. Matsuura & E. Fujii. 1983. *Fishes trawled off Suriname and French Guiana*. Japan Marine Fishery Resource Research Center. 519 pp.

Recibido: Noviembre 2022

Aceptado: Septiembre 2023

SEABIRDS AND COMMON DOLPHIN (*Delphinus* SP) ASSOCIATIONS IN THE MOCHIMA NATIONAL PARK, VENEZUELA, SOUTH CARIBBEAN

Alimar Molero-Lizarraga [1*], Sergio Cobarrubia-Russo[2], Enrique Quintero-Torres[2], Guillermo R. Barreto[3] & Luis Bermúdez-Villapol[4]

*[1] Laboratorio de Diversidad Biológica, Centro de Estudios de la Crisis Ambiental Global, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas IVIC, 1020-A Caracas, Venezuela. *alimarelena@gmail.com. http://orcid.org/0000-0003-1646-9818*

[2] Laboratorio de Biología de los Organismos, Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Apartado Postal 20632, 1020-A Caracas, Venezuela. Sergio.cobarrubia@gmail.com. http://orcid.org/0000-0002-3351-1929. equintero1981@gmail.com. http://orcid.org/0000-0002-1589-9157

[3] Laboratorio de Manejo y Conservación de Fauna Silvestre, Departamento de Biología de Organismos, Universidad Simón Bolívar, Apartado 89000, 1080-A Caracas, Venezuela. guibarre@gmail.com. https://orcid.org/0000-0003-0042-7082

[4] Centro de Investigación de Cetáceos, Isla de Margarita, Venezuela. luisbiodiversidad61@gmail.com. http://orcid.org/0000-0002-5091-5861

ABSTRACT: Associations between seabirds and cetaceans are common. To describe the presence of associations among *Delphinus* sp and seabirds in the Mochima national park, from October 2009 to September 2010, observations of groups of this cetacean and seabirds were made on mobile platforms, using a focal group-follow methodology. Data such as dolphins group size, behavior, flock type, flock size, species were collected. univariate chi-square test, contingency tables and the Sperman correlation test were used to analyze the data. Out of 86 dolphin groups observed 54 (62.79%) were associated with seabirds. The most frequent seabird species in these associations was the Brown booby (*Sula leucogaster*) (63%), followed by the Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*) (15%), the Magnificent Frigatebird (*Fregata magnificens*) (8%), the Masked Booby (*Sula dactylactra*) (7%), and the Neotropic Cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) (7%). There were statistically significant associations between dolphin behavior and flock type (χ^2= 14.51, df = 1, p-value = 0.00013). We observed that the size of dolphin-associated bird flocks tended to increase with the size of dolphin schools (Spearman rank correlation = 0.53, p-value = 4.294e-05). These associations often play an important role in foraging success in tropical regions. It has been suggested that these interactions may increase bird foraging efficiency and decrease energy expenditure, although there is no apparent benefit to dolphins.

Key words: common dolphin, seabirds, association, Mochima National Park

RESUMEN: Las asociaciones entre aves marinas y cetáceos suelen ser frecuentes. Con el objetivo de describir la presencia de asociaciones entre *Delphinus* sp. y aves marinas en el Parque Nacional Mochima, desde octubre de 2009 hasta septiembre de 2010, se realizaron observaciones de grupos de delfines y aves marinas en plataformas móviles, utilizando una metodología de seguimiento de grupo focal. Se recolectaron datos de tamaño de grupo de delfines, comportamiento, tipo y tamaño de bandada, especies. Los datos se analizaron con chi-cuadrado, tablas de contingencia y la prueba de correlación de

Sperman. Se registró un total de 86 grupos de delfines, de los cuales 54 (62,79%) estaban en asociación con aves marinas. La boba marrón (*Sula leucogaster*) fue el que más se asoció con el Delfín común (63%), seguido del Alcatraz *Pelecanus occidentalis* (15%), la Tijera de Mar *Fregata magnificens* (8%), Boba borrega *Sula dactylactra* (7%) y la Cotúa *Phalacrocorax brasilianus* (7%). La asociación fue más frecuente cuando los delfines se estaban alimentando. Hubo asociaciones estadísticamente significativas entre el comportamiento de los delfines y el tipo de bandada (χ^2= 14,51, df = 1, valor p = 0,00013). Observamos que el tamaño de las bandadas de aves asociadas a delfines tendía a aumentar con el tamaño de los grupos de delfines (Spearman = 0,53 p = 4,294e-05). Se ha señalado que estas asociaciones desempeñan un papel importante para el éxito de la búsqueda de alimento en las regiones tropicales y que pueden aumentar la eficiencia de forrajeo de las aves y disminuir el gasto de energía, pero no se observa beneficio aparente para los delfines.

Palabras clave: delfín común, aves marinas, asociación, Parque Nacional Mochima.

INTRODUCTION

Interspecific associations can be classified as positive, negative or neutral based on their effect on the species involved (Odum & Barrett 2006). Seabirds are know to associate with various marine vertebrate, including sharks, turtles, whales and dolphins (Pitman 1993; Clua & Grosvalet 2001; Hebshi *et al*. 2008; Vaughn *et al*. 2008). Some authors have characterized these interactions as mutualism while others have classified them as commensalism (Cremer *et al*. 2004). However, there is also evidence of parasitic relationships between Kelp gull (*Larus dominicanus*) and Right whales (*Eubalaena australis*) (Thomas 1988; Marón *et al*. 2015; Sironi *et al*. 2019).

It has been suggested that most associations are likely opportunistic or incidental according to the concentration of common prey (Evans 1982). Interactions between seabirds and cetaceans are frequent (Cremer *et al*. 2004, 2009; Degrati *et al*. 2013). Evolutionary benefits of feeding cetacean aggregate include reduced predation (Bertram 1978; Norris & Schilt 1988) and increased foraging success (Evans 1982; Vaughn *et al*. 2008). Association with dolphins may help seabirds locate their prey and may increase the accessibility of prey that is not accessible to single-foraging birds (Evans 1982; Pierotti 1988; Vaughn *et al*. 2008).

Common dolphins are found in warm temperate and tropical waters around the world. It occurs in coastal and offshore areas (Gaskin 1968). For a time common dolphins were divided into two species – short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) and long-beaked common dolphins (*D. capensis*). However, in 2015 genetic studies determined that all populations correspond to a single species (*D. delphis*) with four recognized subspecies (Cunha *et al*. 2015).

There is a stock that has been identified for Venezuela that stands out for its long snout. Its taxonomic identity, however, is still up for debate (Esteves & Oviedo 2007; Jefferson *et al*. 2009; Tavares *et al*. 2010; Committee on Taxonomy 2019). Therefore, in the intention that taxonomic identification may be clarified in the future, we refer to the common dolphin studied in this research as *Delphinus* sp.

In Venezuela, they are found mainly in the northeast region and are considered the most common cetaceans of the area (Romero *et al*. 2001; Quevedo 2004; Molero 2005; Acevedo

2007). This area boasts high productivity and some of Venezuela's most important upwellings (Suárez & Bethencourt 1994).

The associations of this genus with seabirds have been reviewed (Evans 1982; Pitman & Au 1992; Pitman & Ballance 1992; Clua & Grosvalet 2001; Neumann & Orams 2003; Schaffar 2004). In Venezuela, bird-dolphin interactions have been used to detect the presence of cetaceans at the site or were indicative of dolphin feeding behavior (CIC 2004; Molero 2005). Little is known about the characteristics of these interactions. The study's goal was to describe the interactions between common dolphins and seabirds. Additionally, we investigated whether dolphin behavior and group size were related to the incidence of seabird associations.

MATERIALS AND METHODS

Study area

Mochima National Park (MNP) is located on the northeastern coast of Venezuela extending from Anzoategui to Sucre state (10°10.31´N - 64°13.4´W and 10°25´N - 64°42.9´W; Fig. 1). Water depths reach 125m with slopes from 0 to 3º (Miró 1974). The climate is semiarid with a dry season between January and May and a rainy season between June and December. The temperature, dissolved oxygen, salinity, pH, and water clarity exhibit cyclical variation associated with coastal zone upwelling (Robaina 1991).

Field methods

From September 2009 to August 2010, we conducted opportunistic surveys in the eastern part of the Mochima National Park using a 5-meter handmade boat equipped with a 40hp outboard motor, traveling at a constant speed of 15 km/h (Fig. 1). The surveys followed a predefined route, and each survey lasted an average of five hours, subject to sea and weather conditions. Observers used 7x50 binoculars to locate dolphins and seabirds. We halted observation efforts in case of low visibility (<5–6 km), precipitation, or a Beaufort scale reading greater than 3.

Upon sighting a group of dolphins, we deviated from the route and followed them for 30 minutes. To reduce autocorrelation bias, we monitored only one group per two hours (Molero-Lizarraga *et al*. 2021).

We applied the focal group method with instantaneous sampling (Altmann 1974; Mann, 1999) to collect data on group size, dolphins behavior, flock composition (proportion of individuals of each species), flock type (monospecific or mixed species) and number of seabirds. Mixed flocks comprised individuals of different species connected by common social behaviors, movements, and foraging (Powell 1985; Hutto 1987, 1994; Arbeláez-Cortés *et al*. 2011; Giselle & Fanjul 2013). Four behavioral states were considered for dolphins: feeding, traveling, socializing, and resting (TABLE 1).

A group of dolphins was defined as any number of dolphins observed in association, moving in a similar direction and usually engaged in a similar behavior (Garaffo *et al*. 2007) and seabird group was defined as an aggregation of two or more individuals of the same or different species

TABLE 1. Description of Behavioral States in Dolphins

Behavior	Description
Feeding	Short and unsynchronized dives, frequent surface events, multidirectional movements, and often the presence of seabirds and schooling fish.
Traveling	The animals moved steadily in one direction and executed synchronized dives.
Socializing	Animals engage in individual interactions within a group, frequently making physical contact, often with vigorous movements and aerial behaviors such as leaping and breaching. This also includes sexual and aggressive behaviors.
Resting	Animals exhibit very slow movements or remain stationary at the surface.

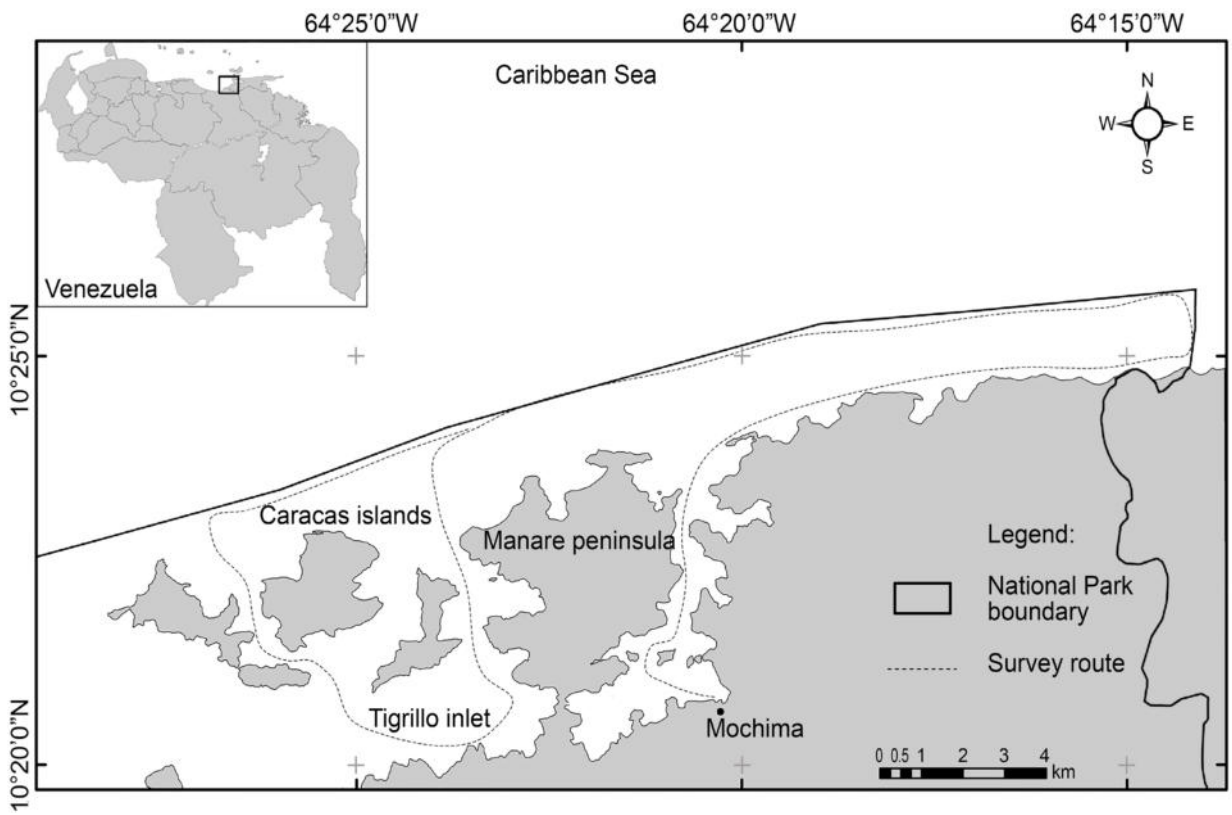


Fig. 1. Map of the study area. Includes park boundary and survey route. Surveys were done from Mochima town.

found in a range of 20–30 m that move together (Hutto 1994). Associations were defined as the presence of seabirds in the immediate vicinity of a cetacean (Hodges & Woehler 1994). Observations of the associations between seabirds and dolphins were recorded every 5 minutes for a total of 30 minutes (Altmann 1974; Mann 1999).

Data analysis

For each seabird species, the frequency and percentage association was calculated. A good-fit Chi-square (χ^2) test was conducted in order to compare observed occurrence of associations with the expected one (Quinn & Keough 2002). All species were assumed to have equal expected frequencies as a null hypothesis. Contingency tables were created to measure the association between dolphin behavior and the presence-absence of birds and the relationship between flock type and dolphin behavior. The Chi-square (χ^2) test of independence and Fisher exact test (when expected cell counts are low, < 5) were calculated respectively (Crawley 2013). Finally, in cases where no significant associations were detected, statistical power was calculated to verify whether the non-significance result is due to lack of relationship between the groups or due to lack of statistical power (Quinn & Keough 2002).

A Spearman correlation was used to examine the relationship between number of dolphins and number of associated seabirds. All analyzes and graphs were performed in R (R Core Team 2021).

RESULTS

From 86 observed groups of *Delphinus* sp., 54 (62.79%) involved interactions with seabirds (Fig. 2). Brown Booby (*Sula leucogaster*) was the predominant associated with common dolphin (63%), four other seabird species were involved: Brown Pelican *Pelecanus occidentalis* (15%), Magnificent Frigatebird *Fregata magnificens* (8%), Masked Booby *Sula dactylactra* (7%) and Neotropic Cormorant *Phalacrocorax brasilianus* (7%) (Fig. 3). These observed frequencies differed significantly from those expected ($\chi^2 = 86.11$, df = 4, p-value = 2.2e-16).

Associations were more common when dolphins were feeding, however no statistically significant relationship was found between dolphin behavior and avian presence ($\chi^2 = 2.95$, df = 3, p-value = 0.39). Statistical power was low (power = 0.260) for an effect size W= 0.18 (low) and a significance level of 0.05, suggesting that a larger sample size is required. Dolphin groups were found to be more frequently associated with monospecific than mixed flocks (Fig. 4). Our observations revealed that the Brown Booby (*S. leucogaster*) was a common participant in both monospecific and mixed species flocks (TABLE 2). There were statistically significant associations between the dolphin behavior and flock type ($\chi^2 = 14.51$, df = 1, p-value = 0.00013).

The size of bird flocks associated with dolphins tended to increase with the size of the dolphin schools (Fig. 5). A correlation was found between the number of birds and the number of dolphins in the group (Spearman rank correlation = 0.53, p-value = $4.294e^{-05}$).

DISCUSSION

Our study provides new insights into associations between seabirds and dolphins in the Mochima National Park. We observed at least 5 seabird species in associating with Common

dolphin groups in this area: *S. leucogaster, P. occidentalis, F. magnificens, S. dactylactra* and *P. brasilianus*. The seabirds were mainly in monospecific flocks, of *S. leucogaster*. According to the literature, boobies like Booby brown commonly feed with cetaceans and other seabirds, which may explain their frequent involvement in our observed interactions (Marchant & Higgins 1990).



Fig. 2. Feeding association between Seabirds and dolphins in the Mochima National Park.

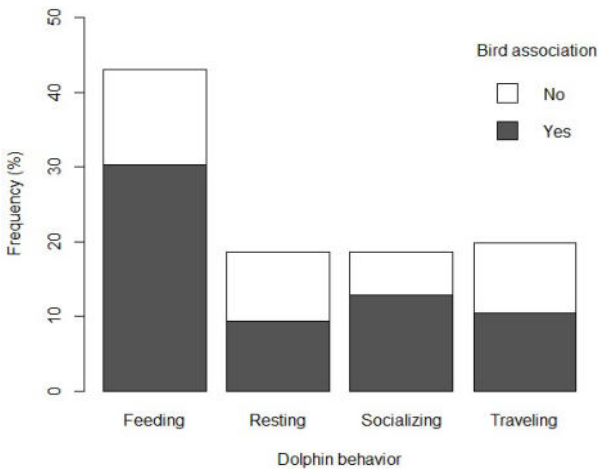


Fig. 3. Association frequencies between common dolphin behaviors and the presence (Yes) or absence (No) of birds.

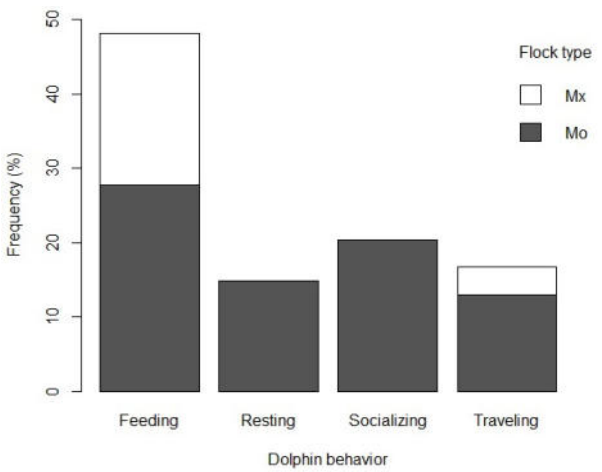


Fig. 4. Association frequencies between common dolphin behavior and flock type.

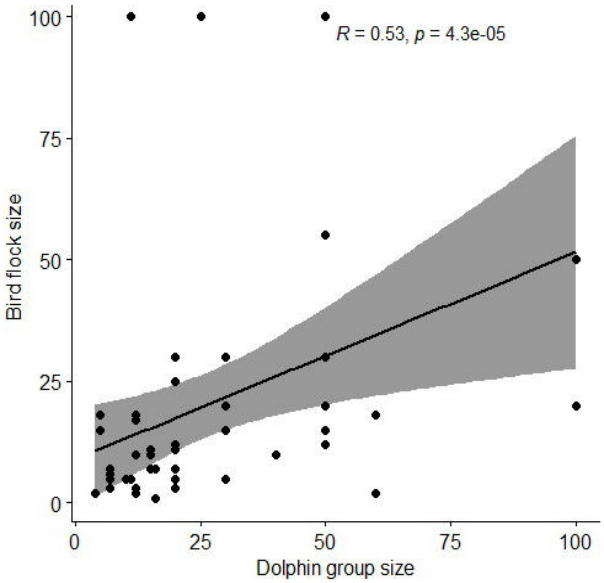


Fig. 5. Scatter plot between dolphin group size and bird flock size. R and p values correspond to Spearman's correlation analysis.

TABLE 2. Seabird species observed in association with Common dolphins (*Delphinus* sp.)

Flock type	Species	N
Monospecific (Mo)	Pb	1
	Po	6
	Sd	1
	Sl	33
Mixed species (Mx)	Po, Sl	2
	Po, Sl, Sd	2
	Pb, Sl	1
	Sl, Fm	3
	Sl, Pb, Fm	2
	Sl, Pb, Po, Fm	1
	Sl, Sd	2

Legend: Sula leucogaster (Sl), *Pelecanus occidentalis* (Po), *Fregata magnificens* (Fm), *Sula dactylactra* (Sd) and *Phalacrocorax brasilianus* (Pb), N (Number of times it was sighted in association with dolphins).

Seabirds are known to associate with marine vertebrates such cetaceans pinnipeds and schooling fish (Ashmole & Ashmole 1967; Evans 1982; Burger 1988; Pierotti 1988; Harrison *et al*. 1991; Pitman & Balance 1992; Burguess 2006; Vaughn *et al*. 2008; Rossi-Santos & Flores 2009).

Several authors have suggested that these associations are important for foraging success in tropical regions, where resources are more patchily distributed (Longhurst & Pauly 1987; Ballance *et al*. 1999).

In our study dolphin behavior and group size appeared in seabird prey detection. Associations primarily occurred when dolphins were feeding and formed large groups. Larger dolphin groups are likely easier for birds to spot from farther away, as noted Degrati *et al*. (2013). Similar findings have been reported for several dolphin species, including Common dolphin (*D. delphis*) Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) Spotted dolphins (*Stenella frontalis*) and Dusky dolphin (*Lagenorynchus obscurus*) (Clua & Grosvalet 2001; Burguess 2006; Degrati *et al*. 2013, Espinoza-Rodriguez *et al*. 2015; Stockin *et al*. 2022).

Subsurface marine predators can facilitate prey detection by seabirds especially in deep water environments (Correia *et al*. 2019). These interactions have been suggested to increase bird foraging efficiency and decrease energy expenditure (Dinsmore 1973; Grubb 1976; Evans 1982; Pierotti 1988; Vaughn *et al*. 2008). However, it is unclear whether these associations provide any direct benefits to the dolphins (Orgeira 2004)

Several mechanisms have been proposed to explain how multispecific feeding groups can benefit individuals. The "feeding efficiency" hypothesis suggests that different species

take on complementary roles based on their unique foraging strategies, reducing interspecific competition and maximizing utilization of patchy resources (Diamond 1981; Anderwald *et al*. 2011; Gostischa *et al*. 2021).

One potential mechanism is that predators with different feeding techniques can exploit prey unavailable to other species (Sealy 1973; Camphuysen & Webb 1999). Additionally, some participants may benefit through opportunistic scavenging of leftovers or prey stealing from other species (Diamond 1981). In ephemeral associations between seabirds and cetaceans, different species may simply aggregate around a common food resource without directly interacting or conferring reciprocal benefits (Evans 1980, 1982).

The seabird-dolphin associations observed in this study likely assisted the seabirds in locating prey patches, though no clear foraging benefit was evident for the dolphins. While these joint feeding aggregations may appear to be random co-occurrences around a common food resource, recent research indicates dolphin-seabird relationships can provide greater mutual benefits than previously thought (Gostischa *et al.* 2021; Stockin *et al.* 2022). Although the current analysis did not directly examine the drivers and mechanisms of these interactions, we offer potential explanations for the patterns found between common dolphins and seabirds in Mochima National Park. Further research is required the causal factors and reciprocal nature of these interspecific foraging associations.

CONCLUSIONS

Our researcher conducted in Mochima National Park found they frequently associated with seabirds, particularly brown boobies (*S. leucogaster*). These associations occurred mainly while dolphins were feeding in large groups, likely helping seabirds locate prey. These relationships can be considered commensalist, providing energetic benefits to seabirds but no clear benefit to dolphins. The specific facilitative foraging mechanisms remain uncertain. Further research on these dolphin-seabird associations is needed to understand mutual benefits and synergistic strategies.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by Fondo Nacional de Ciencia y Tecnologia (FONACIT) and Cetacean Society International (CSI). Special thanks go to Ruben Pennot for research assistance; and the Instituto de Estudios Avanzados (IDEA) for facility and logistical support. This research was conducted under Environment Ministry of Venezuela and Instituto Nacional de Parques (INPARQUES).

REFERENCES

Acevedo, R. 2007. Potential geographical distribution of seven species of marine cetaceans reported in Venezuela, Southeast Caribbean. *Acta Zool. Sin.* 53: 853–64.

Altmann, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour*, 49: 227-67.

Anderwald, P., P.G. Evans, L. Gygax & A. R. Hoelzel. 2011. Role of feeding strategies in seabird–minke whale associations. *Mar. Ecol. Prog. Ser. 424*: 219-227.

Arbeláez-Cortés, E., H. A. Rodríguez-Correa & M. Restrepo-Chica. 2011. Mixed bird flocks: Patterns of activity and species composition in a region of the Central Andes of Colombia. *Rev. Mex. Biodiv*. 82(2): 639-651.

Ashmole, N. P. & M. J. Ashmole. 1967. Comparative feeding ecology of sea birds of a tropical oceanic island. *Bull. Peabody Mus. Nat. Hist*. 40: 1-131.

Ballance, L. T., R. L. Pitman, N. J. Adams & R. H. Slotow. 1999. Foraging ecology of tropical seabirds. *Int. Ornithol. Congr.* 273: 2935-2944.

Bertram, B. C. 1978. Living in groups: predators and prey. *Behav. Ecol*. 28: 64-96

Burger, J. 1988. Foraging behavior in gulls: differences in method, prey, and habitat. *Col. Waterbirds*. 11(1): 9-23.

Burgess, E. A. 2006. *Foraging ecology of common dolphins (Delphinus sp.) in the Hauraki Gulf, New Zealand.* Trab. Grad. M. Sc, New Zealand Massey University, 157pp.

Camphuysen, C. J. & A. Webb. 1999. Multi-species feeding associations in North Sea seabirds: jointly exploiting a patchy environment. *Ardea*. 87: 177 -198.

Centro de Investigación de Cetáceos (CIC). 2004. *Manual de observación e identificación de Cetáceos.* Estado Nueva Esparta, Venezuela. 87pp.

Clua, É. & F. Grosvalet. 2001. Mixed-species feeding aggregation of dolphins, large tunas and seabirds in the Azores. *Aquat. Living Resour*. 14:11–18. https://doi.org/10.1016/S0990-7440(00)01097-4

Committee on Taxonomy. 2019. List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy. [Available at: www.marinemammalscience.org, accessed on 15 March 2020].

Correia, E., J. P. Granadeiro, V.A. Mata, A. P. Regalla & P. Catry. 2019. Trophic interactions between migratory seabirds, predatory fishes and small pelagics in coastal West Africa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 622: 177-189.

Crawley, M. J. 2013. *The R Book.* John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. 1051pp.

Cremer, M., P. C. Simões-Lopes, R. Salatiel & J. Pires. 2004. Interações entre aves marinhas e *Sotalia guianensis* (P. J. Van Bénédén, 1864) na Baía da Babitonga, sul do Brasil. *Rev. Bras. Zoociências.* 6: 103–114.

Cunha, H. A., R. L. de Castro, E. R. Secchi, E. A. Crespo, J. Lailson-Brito, A. F. Azevedo & A.M. Solé-Cava. 2015. Molecular and morphological differentiation of common dolphins (*Delphinus* sp.) in the Southwestern Atlantic: testing the two species hypothesis in sympatry. *PloS one*.10: e0140251.

Degrati, M., S. L. Dans, G. V. Garaffo & E. A. Crespo. 2013. Seabird and dolphin associations: do seabirds benefit from feeding in association with dusky dolphins in Patagonia?. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*. 94: 1147-1153.

Diamond, J. M. 1981. Mixed-species foraging groups. *Nature*. 292(5822): 408-409.

Dinsmore, J. J. 1973. Foraging success of cattle egrets, *Bubulcus ibis*. *Am. Midl. Nat.* 89: 242-246.

Espinoza-Rodríguez, N., J. Carrasquero, K. D. Turris-Morales, G. Delgado-Ortega & H. Barrios-Garrido. 2015. Asociaciones entre aves marinas y *Sotalia guianensis* en el sur del golfo de Venezuela. *Caldasia*, 37: 309-318.

Esteves, M. A. & L. Oviedo. 2007. A potential morphotype of common dolphin (*Delphinus* spp.) on the northeast coast of Venezuela. *Aquat. Mamm*. 3(2): 229–34. https://doi.org/10.1578/AM.33.2.2007.229.

Evans, P. G. H. 1982. Associations between seabirds and cetaceans: a review. *Mamm Rev.* 12: 187-206.

Evans, R. M. 1980. Development of behavior in seabirds: an ecological perspective. En: *Behavior of marine animals*. Ed J. Burger, Bori L. Olla, Howard E. Winn. Springer, Boston, MA. USA. 8: 271-322.

Garaffo, G., S. Dans, S. Pedraza, E. Crespo & M. Degrati. 2007. Habitat use by dusky dolphin in patagonia: how predictable is their location?. *Mar. Biol.* 152: 165-177.

Gaskin, D. E. 1968. Distribution of Delphinidae (Cetacea) in relation to sea surface temperatures off eastern and southern New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res*. 2: 527–34.

Giselle, M. & M. E. Fanjul. 2013. Conociendo las bandadas mixtas de aves y los efectos de la fragmentación en bosques y selvas de la provincia de Salta. *Temas BGNoa*. 3:68-76.

Gostischa, J., A. Massolo & R. Constantine. 2021. Multi-species feeding association dynamics driven by a large generalist predator. *Front. Mar. Sci*. 8: 739-894.

Grubb, T.C. 1976. Adaptiveness of foraging in the Cattle Egret. *Wilson Bull*. 88: 145–148.

Harrison, N. H., M. J. Whitehouse, D. Heinemann, P. A. Prince, G. L. Hunt Jr. & R. R. Veit. 1991. Observations of multi-species seabird flocks around South Georgia. *Auk* 108: 801–810.

Hebshi, A.J., D. C. Duffy & K. D. Hyrenbach. 2008. Associations between seabirds and subsurface predators around Oahu, Hawaii. *Aquat. Biol*. 4: 89–98. https://doi.org/10.3354/ab00098

Hodges, C. L. & E. J. Woehler. 1994. Associations between seabirds and cetaceans in the Australian sector of the southern Indian Ocean. *Mar. Ornithol*. 22: 205-212.

Hutto, R. L. 1994. The composition and social organization of mixed-species flocks in a tropical deciduous forest in western Mexico. *Condor* 96: 105-118.

Jefferson, T.A., D., Fertl, J. Bolaños-Jiménez. & A.N. Zerbini. 2009. Distribution of common dolphins (*Delphinus* spp.) in the western Atlantic Ocean: a critical re-examination. *Mar. Bio.* 156: 1109-1124

Longhurst, A.R. & D. Pauly. 1987. *Ecology of tropical oceans.* Academic Press, San Diego, California. 407 pp.

Mann, J. 1999. Behavioural sampling methods for cetaceans: A review and critique. *Mar. Mamm. Sci*. 15(1): 102-22.

Marchant, S. & P. J. Higgins. 1990. *Handbook of Australian, New Zealand & Antarctic birds. Vol. 1, Ratites to ducks, P. AB*. Oxford University Press. 1408 pp.

Marón, C.F., L. Beltramino, M. Di Martino, A. Chirife, J. Seger, M. Uhart, M. Sironi & V. J. Rowntree. 2015. Increased wounding of southern right Whale (*Eubalaena australis*) calves by Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) at Peninsula Valdés, Argentina. *PLoS One* 10(10): e0139291. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139291

Miró, M. 1974. Morfología submarina y sedimentos marinos recientes el margen continental del Nororiente de Venezuela. Cuadernos Azules Nº 14. Publicación de la Comisión Organizadora de la III Conferencia de las Naciones Unidas sobre Derecho del Mar, Editorial Arte. Caracas, Venezuela.

Molero-Lizarraga, A., G. Barreto & S. Cobarrubia-Russo. 2021. Habitat use of common dolphin (*Delphinus* sp.) in the Mochima National Park, Sucre, Venezuela. *J. Cetacean Res. Manage*. 22: 129-146.

Molero, A. 2005. *Distribución y abundancia relativa de cetáceos en la ruta marítima Isla de Margarita-Cumaná*. Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela. 60pp.

Neumann, D. & M. Orams. 2005. Behaviour and ecology of common dolphins (*Delphinus delphis*) and the impact of tourism in Mercury Bay, North Island, New Zealand. *Sci. Conserv*. 254: 1–40.

Norris, K. S. & C. R. Schilt. 1988. Cooperative societies in three-dimensional space: on the origin of aggregations, flocks, and schools, with special reference to dolphins and fish. *Ethol. Sociobiol*. 9: 149–179

Odum, E. P. & G. W. Barrett. 2006. *Fundamentos de Ecología*. Cengage Learning Latin America. Editorial Thomson. México. 614 pp.

Orgeira, J. L. 2004. Asociaciones entre aves marinas y cetáceos en el Océano Atlántico Sur y Antártida. *Ornitol. Neotrop*, 15: 163-171.

Pierotti, R. 1988. *Associations between marine birds and mammals in the northwest Atlantic Ocean*. En: *Seabirds & other marine vertebrates: competition, predation and other interactions*. Ed. DJ. Burger New York, NY: Columbia University Press. 31–58.

Pitman, R. L. & W. W. L. Au. 1992. Seabird Interactions with Dolphins and Tuna in the Eastern Tropical Pacific. *Condor*,88: 304-317.

Pitman, R. L. & L. T. Ballance. 1992. Parkinson's petrel distribution and foraging ecology in the eastern Pacific: aspects of an exclusive feeding relationship with dolphins. *The Condor*, *94*:825-835.

Pitman, R. L. 1993. Seabird associations with marine turtles in the eastern Pacific Ocean. Colon. *Waterbirds* 16: 194–201. https://doi.org/10.2307/1521438

Powell, G. V. 1985. Sociobiology and adaptive significance of interspecific foraging flocks in the Neotropics. *Ornithol. Monogr*. 36: 713-732.

Quevedo, M. A. 2004. *Distribución, abundancia relativa y comportamiento en superficie de cetáceos en la ruta Punta de Piedras-Puerto La Cruz.* Trab. Grad. Lic. Biología Universidad Central de Venezuela. 96pp.

Quinn, G. P. & M. J. Keough. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, UK. 553pp.

Robaina, G. 1991. *Mochima "Tierra de muchas aguas*". Caracterización de los Parques Nacionales Venezolanos. Fundación Ecológica Pampero, Proparques. 134pp.

R Core Team 2021. R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Available at: http://www.R-project.org/. Retrieved on 11/10/2021.

Romero, A., I. Agudo, S. Green & G. Notarbartolo di Sciara. 2001. *Cetaceans of Venezuela: Their distribution and conservation status*. NOAA Technical Report NMFS, 151. Washington, USA. 60pp.

Rossi-Santos, M.R & P. Flores. 2009. Commensalism between Guiana dolphins *Sotalia guianensis* and sea birds in the North Bay of Santa Catarina, Southern Brazil. *Open. Mar. Biol. J.* 3:77–82.

Schaffar, A. 2004. *Female reproductive strategies and mother-calf relationships of common dolphins (Delphinus delphis) in the Hauraki Gulf, New Zealand*. Trab. Grad. M. Sc. Massey University, Auckland, New Zealand. 442pp.

Sealy, S. G. 1973. Interspecific feeding assemblages of marine birds off British Columbia. *Auk* 90:796–802

Sironi, M., V. J. Rowntree, C. T. Snowdon, L. Valenzuela & C. Marón. 2009. Kelp gulls (*Larus dominicanus*) feeding on southern right whales (*Eubalaena australis*) at Peninsula Valdés, Argentina: updated estimates and conservation implications. *IWC* SC/61/BRG19.

Stockin, K. A., C. Amiot, L. Meynier, C. Purvin & G. E. Machovsky-Capuska. 2022. Understanding common dolphin and Australasian gannet feeding associations from nutritional and ethological perspectives. *ICES J. Mar. Sci.* 79: 2032-2042.

Suarez, M. & C. Bethencourt. 1994. *La pesca artesanal en la costa Caribe de Venezuela*. Fundación Bigott. 269pp.

Tavares, M., I. B. Moreno, S. Siciliano, D. Rodríguez, M. C. De O. Santos, J. Lailson-Brito Jr. & M. E. Fabian. 2010. Biogeography of common dolphins (genus *Delphinus*) in the

southwestern Atlantic Ocean. *Mamm. Rev*. 40: 40–64. https://doi.org/10.1111/ j.1365-2907.2009.00154.x.

Thomas, P. O. 1988. Kelp gulls, *Larus dominicanus*, are parasites on flesh of the right whale, *Eubalaena australis*. *Ethology* 79:89–103. https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1988.tb00703.x

Vaughn, R.L., B. Würsig, D. S. Shelton, L. L. Timm. & L. A. Watson. 2008. Dusky Dolphins influence prey accessibility for seabirds in admiralty bay, New Zealand. *J. Mammal*. 89: 1051–1058. https://doi.org/10.1644/07-mamm-a-145.1

Recibido: Enero 2023

Aceptado: Septiembre 2023

VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE MICROPLÁSTICOS EN UNA PLAYA TURÍSTICA AL SUR DEL MAR CARIBE, ESTADO SUCRE, VENEZUELA

Edgar García Marcano[1*]; Juan López-Marcano[2]; & Ivis Fermín[3]

[1]Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. [*]Autor de Correspondencia: tukani82@gmail.com; https://orcid.org/0000-0003-4057-5514

[2]Departamento de Biología Pesquera, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. juanjj5826@gmail.com / juanjj5826@hotmail.com; https://orcid.org/0000-0001-6368-4364

[3]Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. ivismarina@gmail.com; https://orcid.org/0000-0002-5255-6276

RESUMEN: La creciente presencia de plásticos en los ecosistemas acuáticos ha sido considerada como un problema ambiental emergente a escala global, especialmente por su posible interferencia en las redes tróficas. Por lo que existe cierta preocupación acerca del impacto que las distintas formas, tamaños o composición de los plásticos puede tener sobre la biota acuática. Dado lo antes expuesto, se planteó estudiar la variación espacial y temporal de microplásticos en una playa turística al sur del mar Caribe, mediante el protocolo sugerido por la OIEA (Organismo Internacional de Energía Atómica), en el cual se recolectaron muestras de arena en los periodos de sequía, transición y lluvia durante el 2019, los microplásticos en las muestras se separaron por inspección visual usando una lupa estereoscópica, clasificándolos según su forma y color. En total se contabilizaron 361 partículas de microplásticos en todo el periodo de estudio. En términos de densidad el promedio fue de 6,81 MP/Kg de arena. No hubo diferencias significativas espaciales ni temporales con respecto a las épocas de muestreo y fases lunares. En cuanto a la forma de los microplásticos, las fibras presentaron la mayor abundancia (305 MP), mientras que el menor valor fue reportado para las películas (4 partículas). Con respecto a la forma y color, los más abundantes fueron, las fibras rojas (19,39%). La caracterización química arrojó al PP (polipropileno) y al PVC-U (policloruro de vinilo), como los polímeros más abundantes en las muestras. Los resultados confirman que existen distintas vías complejas de acceso de microplásticos en el ambiente, lo que trae como consecuencia que concurra posiblemente una tasa de recambio constante.

Palabras Claves: Polipropileno, Policloruro de Vinilo, Arena de Playa, Espectroscopia Infrarroja.

ABSTRACT: The growing presence of plastics in aquatic ecosystems has been considered an emerging environmental problem on a global scale, especially due to its possible interference in food webs. Therefore, there is some concern about the impact that different shapes, sizes or composition of plastics may have on aquatic biota. Given the above, it was proposed to study the spatial and temporal variation of microplastics on a tourist beach in the south of the Caribbean Sea, using the protocol suggested by the IAEA (International Atomic Energy Agency), in which sand samples were collected in the periods of drought, transition and rain during 2019, the microplastics in the samples were separated by visual inspection using a stereoscopic magnifying glass, classifying them according to their shape and color. In total, 361 microplastic particles were counted throughout the study period. In terms of density, the average was 6.81 MP/Kg of sand. There were no significant spatial or temporal differences with respect to sampling

times and lunar phases. Regarding the shape of the microplastics, the fibers presented the highest abundance (305 MP), while the lowest value was reported for the films (4 particles). Regarding shape and color, the most abundant were red fibers (19.39%). The chemical characterization showed PP (polypropylene) and PVC-U (polyvinyl chloride) as the most abundant polymers in the samples. The results confirm that there are different complex access routes for microplastics in the environment, which results in possibly a constant turnover rate.

Keywords: Polypropylene, Polyvinyl Chloride, Beach Sand, Infrared Spectroscopy.

INTRODUCCIÓN

La invención del plástico aportó grandes ventajas y conveniencia a la civilización humana debido a su durabilidad, flexibilidad y baja producción de costos. El plástico se usa en casi todos los aspectos de la vida, por lo que se dice que estamos en la era del plástico Chen & Chen (2020). Durante las últimas décadas, el plástico se ha convertido en un material indispensable para el ser humano debido a la versatilidad que ha mostrado para ser aplicado en diversos ámbitos, llegando incluso a reemplazar algunos materiales clásicos como el vidrio, el papel o el metal (Prokić *et al*. 2019). Su uso tan extendido ha dado lugar a un notable incremento de la producción a nivel mundial durante las últimas décadas, para el 2020 la producción mundial estaba cercana a 367 millones de toneladas disminuyendo un 0,3 % con respecto al año anterior (Plastic Europe 2020), contrariamente a lo que se esperaba debido al SARS–CO-2 la mayor demanda de materiales médicos no representó un aumento significativo en la producción, ya que esta sólo representa hasta ahora el 2% de la producción mundial (Plastic Europe 2020) .

A pesar de ser un material bastante reciclable, se recupera menos del 5% (Plastic Europe 2020). Para el 2018, en la Unión Europea solo se reciclaron cinco millones de toneladas de plástico (Plastic Europe 2020). El ciclo de degradación de los residuos plásticos conduce a problemas ambientales severos ya que los plásticos se micro agrietan en la superficie por condiciones y mecanismos mediados por microbios y la intemperie, como la luz ultravioleta (UV) y la hidrólisis, por lo que son progresivamente descompuestos en pequeños fragmentos y partículas conocidas como microplásticos (Andrady 2011; Auta *et al.* 2017).

Los microplásticos, son partículas plásticas asociadas al rango milimétrico, generalmente con un tamaño < 5 mm (Barnes *et al*. 2009; Rocha-Santos & Duarte 2015), aunque otros estudios han considerado a los microplásticos dentro de otros rangos de tamaño, incluyendo 2 a 6 mm (Derraik 2002), < 2 mm (Ryan *et al*. 2009), < 10 mm (Graham & Thompson 2009) y <1 mm (Claessens *et al*. 2011).

Los microplásticos se pueden clasificar en primarios y secundarios dependiendo de su fuente real (Cole *et al*. 2011). Los microplásticos primarios se fabrican para tener un tamaño milimétrico, y se pueden encontrar en artículos para el hogar, productos de higiene personal, entre otros (Da Costa *et al.* 2016), mientras que los secundarios resultan de la descomposición o fragmentación de partículas plásticas más grandes, cuando se exponen a los procesos físicos, biológicos y químicos en la intemperie (Pan e*t al*. 2019). Su composición química está basada en polímeros, como PE (polietileno), PP (polipropileno), PS (poliestireno), PVC (policloruro de vinilo) y PET

(polietilentereftalato). Estos plásticos se encuentran en una amplia variedad de formas, como esferas, fibras, películas, fragmentos y espumas (Hidalgo-Ruz *et al.* 2012).

Muchos estudios han demostrado que los microplásticos se han propagado en todo el medio ambiente (Rummel *et al.* 2016; Wang *et al.* 2016; Pan *et al*. 2019; Zhang *et al.* 2019). Esto ha generado una creciente preocupación por los niveles de contaminación por plásticos en nuestros océanos, La presencia de microplásticos en la arena de playa puede ser utilizado como un indicador bastante importante y accesible en términos de costos de la contaminación (Stolte *et al.* 2015; Kunz *et al.* 2016; Besley *et al.* 2017; Eo *et al.* 2018; Lo *et al.* 2018; Álvarez-Hernández *et al*. 2019). La distribución espacial y temporal de los microplásticos en las playas puede verse afectada por muchos factores, como el viento, las corrientes oceánicas, la descarga de ríos, el paisaje costero, y nivel de población local (Lots *et al.* 2017; Piñon-Colin *et al.* 2018).

La creciente presencia de plásticos en los ecosistemas acuáticos ha sido considerada como un problema ambiental emergente a escala global (Stock *et al*. 2020), especialmente por su posible interferencia en las redes tróficas (Auta *et al.* 2017; López-Monroy & Fermín, 2019). Por lo que existe cierta preocupación acerca del impacto que las distintas formas, tamaños o composición de los plásticos puede tener sobre la biota acuática (Wang *et al*. 2020), incluso se ha reportado que los plásticos pueden absorber y transportar contaminantes, o pueden ser tóxicos por sí mismos (Rochman *et al.* 2013). Se estima que más de 690 especies marinas han tenido alguna interacción con la presencia de basuras marinas (Rojo & Montoto 2017), el color, la densidad, la forma, el tamaño, la carga, las agregaciones y la abundancia de los microplásticos en el medio afecta el potencial biodisponible para los organismos marinos, la ingestión de los plásticos por parte de estos organismos, es en muchos casos accidental, debido a que las partículas se confunden con su comida (Auta *et al*. 2017).

La contaminación por microplásticos se ha convertido en un potencial problema ambiental, económico y sanitario, principalmente por los efectos que puedan tener sobre especies de interés pesquero, como también, por las repercusiones sobre las cadenas tróficas marinas y en última instancia, el hombre (Auta *et al*. 2017). De igual forma, en el océano estos pueden absorber una gran variedad de contaminantes hidrofóbicos altamente tóxicos, persistentes y bioacumulables (Teuten *et al*. 2007). Siendo las consecuencias de las ingestiones de microplásticos por los organismos fatales, ya que una vez ingeridos, se acumulan en tejidos, son vehículos de transporte de patógenos, absorben y acumulan contaminantes tóxicos, siendo los responsables de: inflamaciones, disminución de la ingesta de alimentos, desnutrición, cáncer, disminuir la actividad reproductiva, fallos y alteraciones del sistema inmunitario y malformaciones, tanto en animales como humanos (Auta *et al*. 2017).

En Venezuela, en la literatura se encontraron solamente dos publicaciones sobre el contenido y caracterización de microplásticos en arena de playa, Gamboa *et al*. 2022, quienes compararon el contenido de plásticos en los sedimentos de la playa San Luis (estado Sucre) reportando la presencia de macro, meso y microplásticos en todas las muestras analizadas, Balladares *et al*. 2023, determinaron la presencia de 14 formas de microplásticos en la arena de playa Las Garzas del estado Sucre un lugar de anidación de tortugas (*Eretmochelys imbricata*) con un promedio de 1

504 MP. Kg $^{-1}$. Por otra parte, a nivel de experimentos en laboratorio Grillo *et al*. (2021), analizaron el comportamiento del coral *Porites porites* en presencia de microesferas de poliestireno, hallando que esta especie es capaz de consumir este plástico en períodos de exposición de 96 horas. No obstante, establecieron que es necesario llevar a cabo más estudios para conocer los posibles efectos tóxicos de la ingesta de este tipo de contaminantes en esta y otras especies.

Por lo antes mencionado, se planteó en tres grandes objetivos, el siguiente estudio; cuantificar y caracterizar los microplásticos, determinar su distribución espacial y temporal y evaluar la asociación entre las fases lunares y la abundancia de microplásticos en la arena de la playa turística Cachamaure, municipio Mejía, estado Sucre.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El balneario Cachamaure se encuentra en la costa sur del Golfo de Cariaco, aproximadamente a 2,23 Km al oeste de San Antonio del Golfo, municipio Mejía, y a 43 Km al este de la ciudad de Cumaná, estado Sucre (10°26›33.79»N y 63°48›38.63»O). Posee unos 500 m de costa formada por una playa abierta de arenas finas a medias y aguas someras, en el margen occidental desemboca un rio que lleva su mismo nombre. Es visitado anualmente por miles de temporadistas, con opción a pernoctar en carpas al aire libre, se realizan actividades educativas, religiosas y deportivas, así como la pesca artesanal, esta se encuentra bajo el régimen de administración de una cooperativa encargada de servicios turísticos los cuales realizan limpieza a la zona costera semanalmente (Fig. 1).

Trabajo de campo

Se realizó una adaptación del protocolo para el muestreo de microplásticos en arena de playa sugerido por la Organización Internacional de Energía Atómica (OIEA), a través del proyecto: Establecer y posicionar una red de vigilancia y respuesta para ayudar a las autoridades nacionales competentes en la sostenibilidad de los entornos marinos y costeros del Gran Caribe. (RLA: 7022). La muestra de arena se recolectó en una superficie de 0,25 m^2 delimitada por una cuadrata de 50x50 cm^2 sobre la línea de más alta marea (pleamar), este proceso se replicó cada 25 m hasta alcanzar una línea de playa de 100 m. Los muestreos se realizaron tomando en cuenta las cuatro diferentes fases lunares durante los periodos de sequía, transición y lluvia durante el 2019, periodos que fueron establecidos siguiendo el criterio expuesto por López-Monroy & Troccoli-Ghinaglia 2014 (TABLA 1). Las muestras se depositaban en envases de vidrio ya rotulados, para luego ser trasladados hasta el laboratorio de análisis de microplásticos del Instituto Oceanográfico de Venezuela para su posterior análisis.

Trabajo de laboratorio

La arena colectada fue secada a 60 °C en una estufa durante 24 h en bandejas de aluminio y luego tamizadas con una batería compuesta de dos tamices metálicos, el superior de 5 mm y el inferior de 1 mm, colectando el material retenido en este último y conservado en botellas de vidrio selladas hasta su extracción. Para esto se utilizó una solución salina totalmente saturada para extraer los microplásticos por diferencia de densidad (Masura *et al*. 2015; Besley *et al*. 2017).

Para cada muestra de arena, se utilizó el total del material retenido en el tamiz de 1 mm para extraer los microplásticos. El material retenido se colocó en un beaker agregándosele 200 ml de solución salina saturada, y se agitó a 600 rpm durante 2 min. La arena se dejó reposar durante al menos 2 h. El sobrenadante se filtró a través de un papel de filtro de 0,45 µm de porosidad, utilizando una bomba de vacío. A continuación, el papel de filtro se almacenó en una placa de Petri limpia para su futura evaluación. Se repitió el proceso de extracción descrito anteriormente tres veces. Para evitar la contaminación, todo el equipo utilizado durante el proceso de extracción se enjuagó con agua desmineralizada y filtrada con papel de filtro de 0,45 µm de porosidad para eliminar cualquier contaminación exógena a la muestra.

Los papeles de filtro se examinaron bajo un microscopio estereoscópico, los microplásticos fueron contados sistemáticamente, lo que permitió su cuantificación en el rango de 1 a 5 mm (Masura *et al.* 2015). Morfológicamente se caracterizaron tomando registros numéricos de abundancia de la forma (fibra "plástico delgado o fibroso, y recto", fragmento "partícula de plástico duro e irregular", película "plástico endeble plano y delgado" o pellet "partícula de plástico duro y redondeado" (Sruthy & Ramasamy 2017) y color (azul, fucsia, verde, negro y blanco). Para evitar una identificación errónea de los microplásticos, siguiendo criterios publicados anteriormente para distinguir los microplásticos de otros materiales, como conchas, partes de animales, algas, vidrio, entre otros; los criterios incluyen: (1) sin estructura celular u orgánica adherida, (2) color homogéneo, y (3) homogeneidad en toda su longitud en el caso de las fibras (Hidalgo-Ruz *et al*. 2012; Bosker *et al*. 2018).

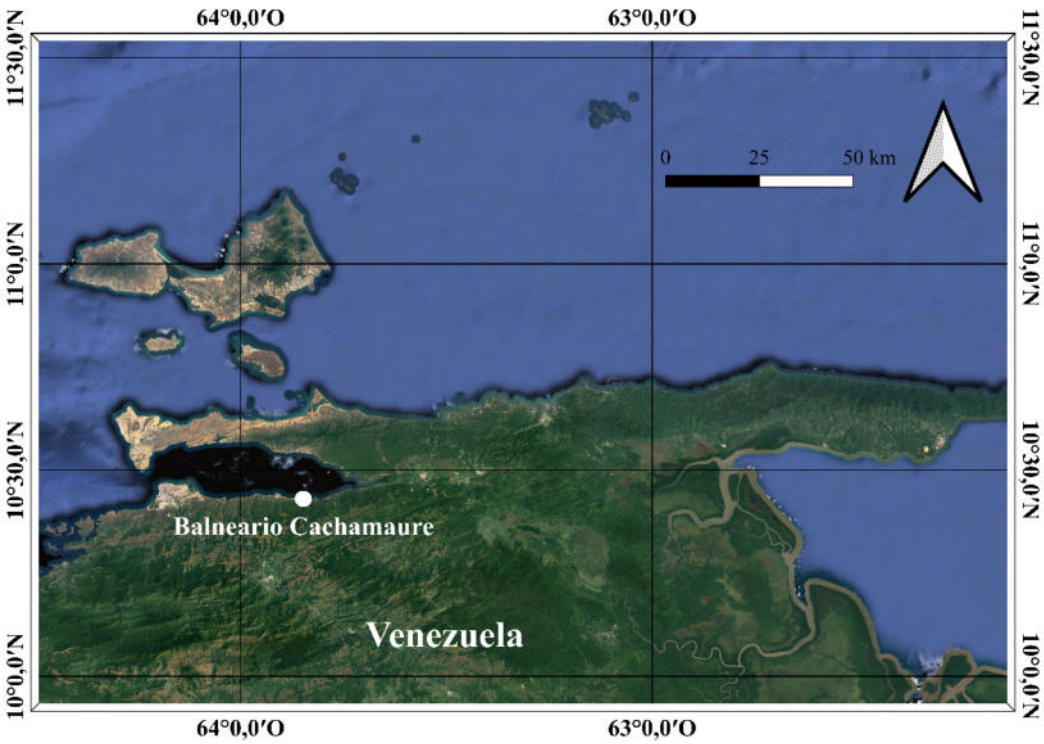
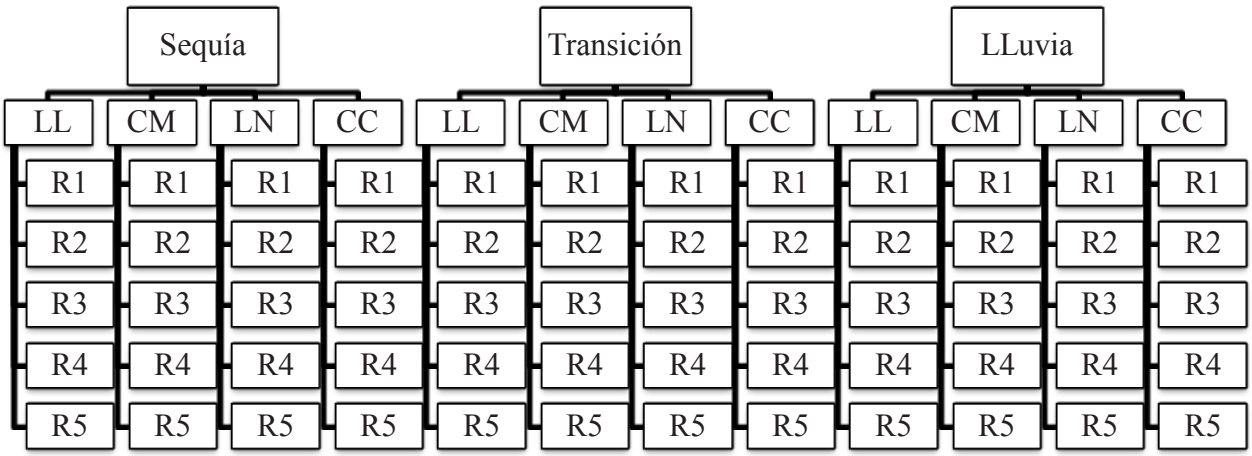


Fig. 1. Ubicación geográfica del balneario Cachamaure en el estado Sucre, Venezuela.

Tabla 1. Diseño experimental ortogonal con tres factores; épocas con tres niveles, fases lunares con cuatro niveles y replicas con cinco niveles. (LL= Luna Llena, CM= Cuarto Menguante, LN= Luna Nueva, CC= Cuarto Creciente, R= Replica).



Se tomaron muestras de las formas y color más abundantes, mayores a 3,5 mm por limitación del equipo, para caracterizarlas mediante espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (FTIR). Las medidas se tomaron en modo Reflexión Total Atenuada ATR con un rango desde 700 hasta 4000 cm^{-1} con 35 barridos a una resolución de 10 cm^{-1}. Se comparó el espectro resultante con la base de datos para identificar el o los polímeros que conforman la pieza estudiada (Hidalgo-Ruz *et al*. 2012; Piñon-Colin *et al.* 2018).

Análisis estadístico

Se empleó el análisis Kruskal-Wallis, para detectar posibles diferencias entre las réplicas, las épocas y fases lunares, con respecto a la cantidad de microplásticos encontrados. Se aplicaron pruebas no paramétricas, ya que la mayoría de las variables no cumplían las condiciones subyacentes de normalidad (prueba Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Para saber en qué pares específicos de subgrupos hay diferencias significativas ($p<0,05$), se aplicó el *test de Dunn* con ajustes en el nivel α, asumido por la corrección de la prueba de *Bonferroni*, lo que permite contrastar el aumento en la tasa de error tipo I, debido a estar realizados sobre unos mismos datos de una serie de contrastes de hipótesis (Sokal & Rohlf 1995).

La construcción y manejo de las bases de datos, se hicieron mediante la utilización del programa Excel del paquete Officce de Microsoft para Windows. Las pruebas estadísticas, modelos, gráficos exploratorios y demás rutinas se desarrollaron utilizando el Software Libre R v4.2.2, bajo la interfaz gráfica R Studio (R Core Tean 2016).

RESULTADOS

En total se contabilizaron 361 partículas de microplásticos en todo el periodo de estudio. En términos de densidad el promedio fue de 6,81 MP/Kg de arena. En la época de sequía se contabilizaron 130 MP y se obtuvo una densidad promedio de 6,941 MP/Kg de arena, en la

época de transición se contabilizaron 94 MP y se obtuvo una densidad promedio de 5,342 MP/Kg de arena y en la época de lluvia 137 MP y una densidad promedio de 7,800 MP/Kg de arena. Con respecto a las fases lunares, en cuarto creciente se obtuvo la mayor densidad promedio de microplásticos 7,435 MP/Kg de arena, la mínima promedio se obtuvo en luna nueva 5,692 MP/Kg de arena. Al estudiar las réplicas la mayor concentración promedio se obtuvo en R3 8,118 MP/Kg de arena y la mínima en R4 5,691 MP/Kg de arena. El análisis de Kruskall-Wallis demostró que no existen diferencias significativas de las cantidades de microplásticos encontrados con respecto a los factores estudiados (K-W= 4,626 *p*= 0,098; K-W= 2,999 *p*= 0,391; K-W= 0,972 *p*= 0,914; Figs. 1 A, B, C).

En cuanto a la forma de los microplásticos las fibras presentaron la mayor abundancia con un total 305 MP, mientras que el menor valor reportado fue 4 partículas para la forma de película (Fig. 2).

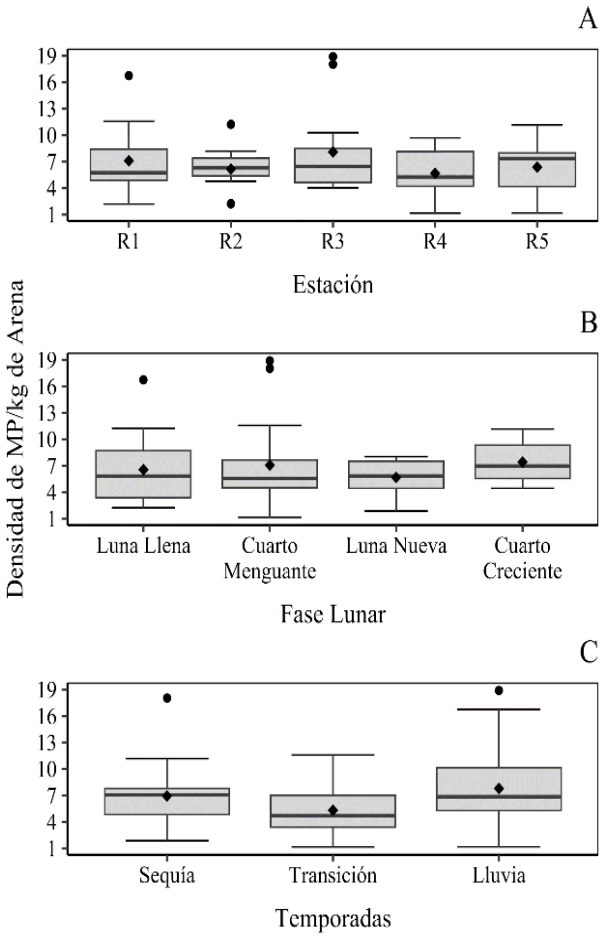


Fig. 1. Variación temporal (A), con respecto a las fases lunares (B) y espacial (C), de la densidad de microplásticos encontrados en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

Con respecto a la forma y color de los microplásticos los más abundantes fueron, durante el periodo de sequía las fibras negras con un 24,61% (32 MP), en el periodo de transición las fibras rojas con 18,08% (17 MP) y las transparentes durante el periodo de lluvia con un 24,08% (33 MP). Sin embargo, la sumatoria de los tres periodos permite reconocer que las fibras rojas 19,39% (70 MP) fueron en total la forma y color más abundante en todo el muestreo quedando en segundo lugar las fibras transparentes 17,45% (63 MP) y en tercero las negras 13,01% (47 MP) (Fig. 3).

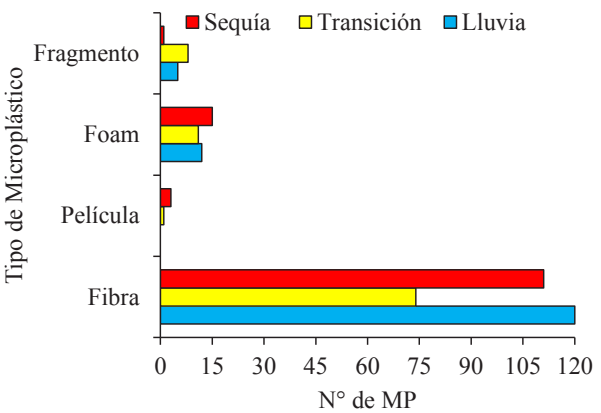


Fig. 2. Cantidad de Microplásticos según su forma por temporadas encontradas en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

En las muestras caracterizadas químicamente se determinó la presencia de polipropileno (Figs. 4 y 5) y policloruro de vinilo (PVC) (Figs. 6 y 7). Con respecto al primer espectro el cual corresponde al polipropileno se observaron picos alrededor de longitudes de onda 2850–2960 cm^{-1} 1450–1470 cm^{-1} y 1360–1380 cm^{-1} correspondientes a la vibración de los enlaces CH, CH_2 y CH_3 además picos entre 700 - 770 cm^{-1} producto del balanceo de los grupos CH_2 (Fig. 4).

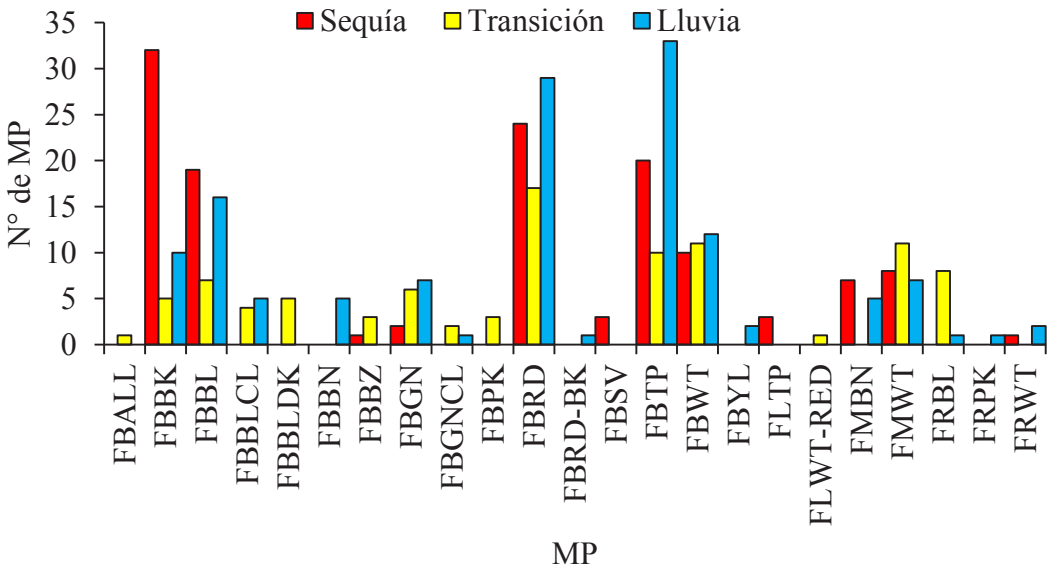


Fig. 3. Cantidad de microplásticos según su forma y color encontrados en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019. (FB=Fibra, FL= Película, FR=Fragmento, FM= Foam, ALL= Multicolor, BK= Negro, BL=Azul, CL=Claro, BN=Marrón, BZ= Bronce, GN=Verde, PK =Rosado, RD= Rojo, SV=Plata, TP= Transparente, WT= Blanco).

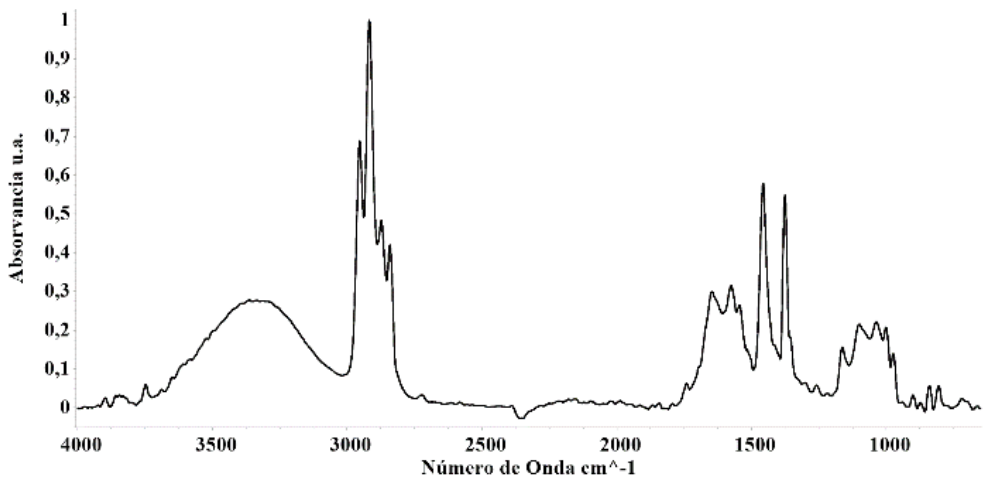


Fig. 4. Espectro Infrarrojo correspondiente a la fibra roja (polipropileno), encontrada en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

En lo que respecta a la Fig. 6 la cual corresponde al PVC, en este se identifican regiones características que se extienden entre 1415 a 1435 cm^{-1} que corresponde a la vibración de los enlaces de los sustituyentes C-Cl. También se identificaron los picos asignados al metileno con estiramiento asimétrico a 2912 cm^{-1}.

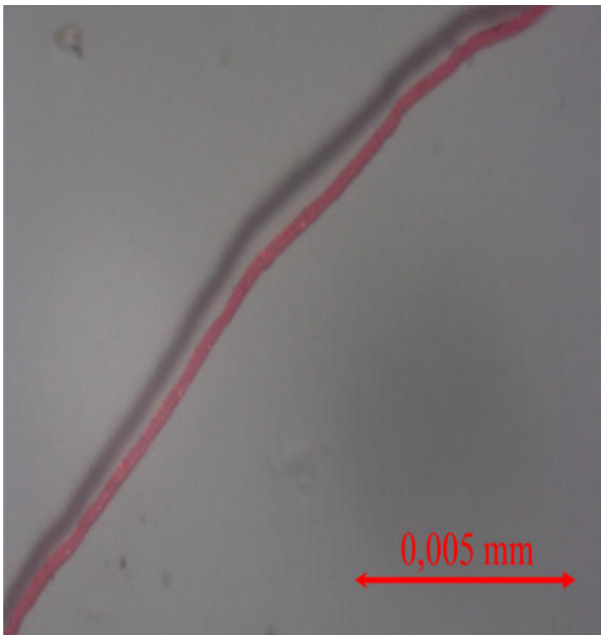


Fig. 5. Fotografía del microplástico identificado físicamente como una fibra de color rojo y químicamente como polipropileno, encontrados en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

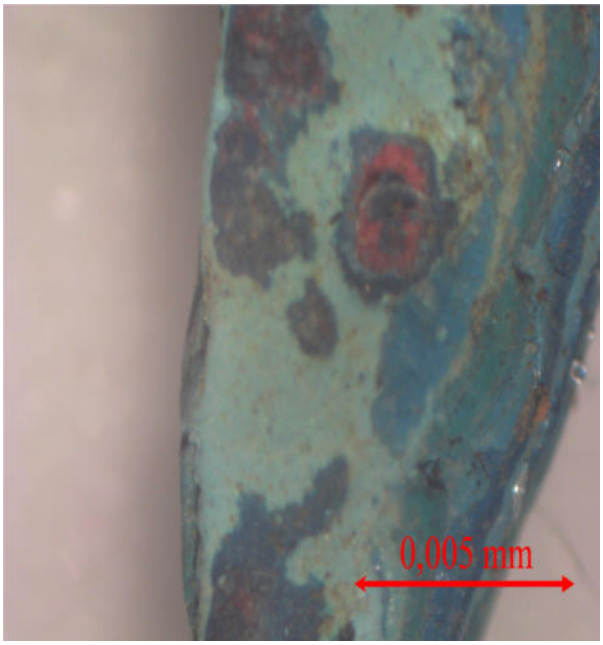


Fig. 7. Fotografía del microplástico identificado físicamente como un fragmento de color azul y químicamente como policloruro de vinilo, encontrados en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

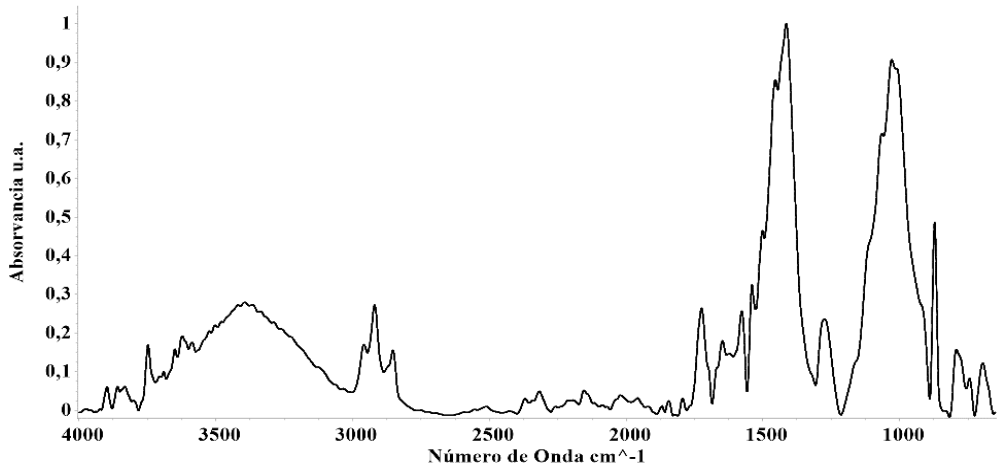


Fig. 6. Espectro Infrarrojo correspondiente a un fragmento azul (PVC), encontrada en una playa turística (Cachamaure) al sur del mar Caribe, en estado Sucre, Venezuela, durante el año 2019.

DISCUSIÓN

A pesar de no existir una metodología unificada para la determinación de microplásticos, los esfuerzos por determinar la presencia y distribución de los mismos continúa. Los resultados expresados por muchos investigadores resultan comparables ya que se encuentran en MP por kilogramo de arena seca e MP por metro cuadrado. Estos estudios han demostrado la presencia de microplásticos en arena de playa alrededor del mundo Chen & Chen (2020); Bosker *et al.* (2018). En este trabajo se ha considerado más apropiado sustituir la denominación ítem (palabra en inglés) por microplástico (MP), quedando expresado en MP/Kg de arena.

En términos de densidad, se puede decir que la playa de estudio se encontró muy por debajo de lo esperado en comparación con los presentados por otros autores, por ejemplo, Bosker *et al*. 2018, reportaron un promedio de 261 MP/Kg de arena seca para algunas playas del Caribe específicamente las Antillas menores. También un trabajo a gran escala de sobre la contaminación por microplásticos en playas de Europa, encontró que la abundancia promedio varió de 72 a 1512 MP/Kg de arena seca (Lots *et al*. 2017). En España, Bayo *et al*. 2019, encontraron 53,1 MP/Kg de arena seca. Por su parte, Lo *et* al. 2018, en Hong Kong reportaron 16,8 MP/Kg de arena seca. Específicamente en esta investigación, se reportó un promedio de 6,81 MP por kilogramo de arena, esta baja incidencia de microplásticos se pudiera explicar por las jornadas de limpieza constante que tiene la playa, ya que, al ser un balneario altamente turístico y atractivo en la zona, cuenta con personal encargado de su mantenimiento.

No es extraño el hecho de no encontrar diferencias significativas con respecto a la densidad de microplásticos en las distintas épocas, diversos autores han coincidido con este resultado, por ejemplo, Chen & Chen (2020), en playas de Taiwán, atribuyen este comportamiento a complejas interacciones de diversos factores como el nivel de actividad turística, las corrientes oceánicas, el viento y las precipitaciones. De igual forma Acosta (2014), también reportó la ausencia de diferencias entre sequía y lluvia para una playa en Cartagena Colombia, señalando que el viento, las mareas, la topografía del lugar y la vegetación eran los responsables de este comportamiento, y finalmente Piñón-Colin *et al*. (2018), también atribuyeron este fenómeno observado en playas del Caribe a una mezcla de factores como el viento y las precipitaciones las cuales arrastran con una gran cantidad de material arrojado sobre la litosfera, esto permite concluir que existen diferentes vías de acceso de los microplásticos a las playas, y que la densidad de estos en la arena no solo es influenciada por las épocas. Contrario a los resultados de esta investigación, Vásquez-Molano *et al*. 2021, señalan que en la Bahía de Buenaventura pacifico colombiano, la mayor densidad de microplásticos se reportó durante el periodo de lluvia. Esto demuestra la importancia de considerar las temporadas turísticas, al momento de realizar el deseño metodológico para futuras investigaciones.

En el caso de esta investigación, en el Golfo de Cariaco, los vientos predominantes sobre el área de estudio son lo alisios, cuya velocidad tiene dos períodos (Quintero & Lodeiros 1996). En el primero, de enero a junio, predominan los vientos del este con velocidades de 4,7 m/s, mientras que el segundo periodo, es de agosto a noviembre, donde los vientos prevalecientes tienen un componente sur (sureste), esto trae como consecuencia que las fuente de microplásticos provengan

en parte de dos lugares diferentes, es decir, en el primer periodo son arrastrados hasta la costa por los vientos alisios que son muy fuertes en especial durante marzo y en segundo periodo por un arrastre de la basura terrestre sobre la costa, que es facilitado por la orientación este-oeste de los vientos sobre la playa. Además, en la zona de estudio se encuentra cercano el río Cachamaure, uno de los efluentes longitudinales de la costa sur del Golfo de Cariaco (Caraballo 1982), cuyo caudal aumenta de manera considerable durante el periodo de lluvia trayendo consigo posiblemente gran cantidad de agua de desecho de la población circunvecina, que pueden traer microplásticos que terminan en las playas arrastrados por la corriente superficial o los vientos. Con respecto a las corrientes, existe una relación con los vientos en el área estudiada, ya que está sometida al proceso de surgencia durante marzo, donde se forma un modelo de doble capa con aguas superficiales, estas son sacadas por la intensidad de los vientos alisios y en compensación las aguas más densas penetran desde la cuenca de Cariaco a unos 20-30 m (Caraballo 1982), situación que cambia el resto del año cuando ocurre una salida de aguas subsuperficiales y entrada de agua superficiales al interior del golfo por lo que la interacción del viento con corrientes que fluyen fuera y dentro del Golfo pueden resultar en un aprovisionamiento de material plástico en sus costas durante todo el año sumando esto al nivel de actividad turística y las aguas de escorrentía, concluyendo que existen diferentes fuentes de microplásticos durante todo el año, lo que trae como consecuencia una tasa de recambio del plásticos en la arena de playa que es constante temporalmente hablando, pero que a su vez, los resultados demuestran, al no encontrar diferencias significativas en las réplicas, que son distribuidos uniformemente en toda la línea de costa.

La misma combinación de factores antes expuesta, explica la razón por la cual, las fases lunares y su relación con las mareas no fueron un elemento decisivo en la distribución temporal de la densidad de microplásticos, demostrando que la dinámica de este contaminante emergente depende de múltiples variables bióticas y abióticas, inclusive de la influencia antropogénica en la playa estudiada, estas relaciones complejas abren las puertas a numerosos trabajos futuros con el objetivo de poder simular el comportamiento espacial y temporal de estas partículas en las costas y mares.

Con respecto a la caracterización de los microplásticos encontrados en el presente estudio, Purca & Henostroza (2017), con una metodología bastante similar a la empleada en esta investigación, encontraron mayor número de fragmentos en cuatro playas arenosas analizadas del Perú, sin embargo, Gamboa *et al.* 2022, encontraron en playas de la ciudad de Cumaná, Venezuela, que la mayoría de las formas identificadas estuvieron dominadas por fragmentos y fibras, siendo las menos reportadas en ambos trabajos las películas y pellets.

En playas cuya actividad turística es comparable a la playa Cachamaure, Chen & Chen (2020), en Taiwán, encontraron resultados similares a los reportados por nosotros con respecto a la clasificación de los microplásticos, estos autores a su vez, compararon playas de alta y baja actividad turística, demostrando que el turismo en una fuente importante de microplásticos, y que el total de las fibras encontradas en las playas turísticas corresponde hasta un 99 % del total, esto posiblemente se deba al desprendimientos que ocurre por la acción mecánica de la ropa. Cabe destacar, que las fibras están correlacionadas con la escorrentía de aguas pluviales, así como

con la alta descarga de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas (Alves *et al.* 2019). Adicionalmente, las fibras, son el mayor aporte de los efluentes de lavadoras domésticas, ya que una sola prenda de ropa puede producir más de 1 900 fibras por lavado (Dodson *et al*. 2020), o de plantas industriales como las de *blue jeans* (Grillo *et al*. 2023). Ambas explicaciones pueden dar respuesta a los resultados presentadas en este trabajo de investigación.

La composición química de los microplásticos juega un papel fundamental en la determinación de su origen y naturaleza del polímero, también en su capacidad para formar biopelículas, acumular contaminantes orgánicos persistentes, entre otras propiedades características. Los siguientes autores, Ríos *et al.* (2017); Purca & Henostroza (2017); Iannacone *et al*. (2019), utilizando FTIR, pudieron identificaron en sus respectivas investigaciones, dos tipos de microplásticos (polipropileno y polietileno) en cada uno de sus estudios, demostrando que estos dos polímeros son los más abundantes y frecuente encontrados en la arena de las playas. Los resultaron arrojaron la presencia de uno de estos polímeros altamente distribuido, el polipropileno, que es un tipo de polímero mayormente utilizado para la elaboración de recipientes para yogurt, jugos, tapas de botella (Acosta 2014). Además, en Venezuela es común su uso para la elaboración de sacos que son utilizados en la agricultura, esta última usanza, posiblemente sea la fuente del microplástico caracterizado en esta investigación.

Aunque no común en otros estudios, pero con características alarmantes, el segundo polímero el cual se encontró en grandes tamaños y frecuencia, fue el PVC (policloruro de vinilo). El PVC es usado en botellas de champú, envases de aceite de cocina, artículos de servicio para comida rápida, tuberías y papel plástico para envolver alimentos (Acosta 2014). Otro uso muy común de este polímero, son las pinturas impermeables que se usan en las piscinas, esta utilidad explica la fuente de estos microplásticos en la playa estudiada, ya que en las cercanías se encuentra una alberca de aguas termales cuyo color del recubrimiento, coincide con las partículas encontradas en la costa, esto se debe al proceso de abrasión en la limpieza de la piscina, que desprende los fragmentos y son arrastrados por los desagües hacia la playa.

El policloruro de vinilo, como otros plásticos, no es inerte y se sabe que libera aditivos y otros productos de degradación en el medio ambiente durante su vida útil. Por ejemplo, el aditivo plastificante DOP, que se utiliza en la fabricación de muchos productos plásticos (Huang *et al.* 2012), se lixivia a medida que los plásticos envejecen y se producen gases durante la descomposición a alta temperatura > 202 °C (Beyler & Hirschler 2001). Estos productos químicos varían entre los diferentes tipos de plástico y, una vez que se liberan, algunos pueden ser tóxicos y tener efectos adversos en el medio ambiente y la salud humana (Teuten *et al.* 2009). Los procesos de degradación no solo afectan la integridad química del plástico, sino que, en última instancia, dan como resultado la fragmentación del polímero en unidades más pequeñas, lo que aumenta el área de superficie expuesta a los elementos. Todos estos plásticos se componen de diversos monómeros y típicamente se encuentran mezcladas con varios aditivos para mejorar sus propiedades, siendo muchos de estos últimos potencialmente tóxicos, como por ejemplo el fenil y el tributil estaño, usados ampliamente como estabilizadores durante el proceso de manufactura del PVC, así como los ftalatos, que pueden llegar a constituir hasta el 50 % del PVC flexible (Oehlmann *et al*. 2009).

En la manufactura de polímeros cómo PVC, se emplean productos reconocidos y etiquetados como altamente tóxicos monómeros como el cloruro de vinilo en el caso del PVC que es considerado carcinógeno y mutagénico (Lithner *et al*. 2011).

Estos resultados, compruebas la presencia de los microplásticos en la zona de estudioy la interacción de una serie de factores que logran mantener un recambio de estas partículas en las costas, pudiendo generar posibles consecuencias físicas y químicas (toxicidad) en el ambiente y la biota. Esto genera una gran inquietud ya que no existen planes de manejo y control de estos desechos que puedan disminuir tales implicaciones, los que nos motiva a seguir elevando la alarmante preocupación por el estado actual de este contaminante emergente a corto, mediano y largo plazo.

AGRADECIMIENTO

Agradecemos al Dr. Luis Ernesto Medina Faull, por permitirnos realizar esta investigación dentro del proyecto coordinado por el titulado: "Sources and Dynamics of Microplastics in the South Caribbean Sea", financiado por la Fundación Nathional Geographics. Agradecemos al Laboratorio de Polímeros del IIBCAUDO, coordinado por la Dra. Blanca Rojas de Gascue y al Lcdo. Valentín Brito, por permitirnos utilizar sus equipos e instalaciones y brindarnos asesoría en la identificación de los polímeros.

REFERENCIAS

Acosta, I. 2014. Caracterización de microplásticos primarios en el ambiente marino de una playa urbana en Cartagena de Indias. Traba. Gra. M. Sc. en Ciencias Ambientales, Universidad de Cartagena, Cartagena, Colombia, 115 pp.

Álvarez-Hernández, C., C. Cairós, J. López-Darias, E. Mazzetti, C. Hernández Sánchez, J. González-Sálamo & J. Hernández-Borges. 2019. Microplastic debris in beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain). *Mar. Pollut. Bull*. 146: 26-32.

Alves, V., G. Figueiredo & G. Bay. 2019. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Mar. Pollu.t Bull.* 146: 326-335.

Andrady, A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Poll. Bull*. 62,1596-1605.

Auta, H.S., C.U. Emenike & S.H. Fauziah. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environ. Int.* 102, 165e176. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013.

Balladares, C., I. Fermín, E. García, J. C. Amibilia & D. Rodríguez. 2023. Preliminary analysis of microplastics from the main continental nesting beach of the hawksbill sea turtle (Eretmochelys imbricata) in Venezuela. Lat. Am. J. Aquat. Res. 51 (1): 79-87.

Barnes, D., F. Galgani, R.C. Thompson & M. Barlaz. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci*. 364: 1985-1998.

Bayo, J., D. Rojo & S. Olmos. 2019. Abundance, morphology and chemical composition of microplastics in sand and sediments from a protected coastal area: the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Environ. Pollut*. 252: 1357-1366.

Besley, A., M.G. Vijver, P. Behrens & T. Bosker, 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Mar. Pollut. Bull*. 114, 77-83.

Beyler, C.L. & M.M. Hirschler. 2001. Thermal decomposition of polymers. En: SPE Handbook of Fire Protection Engineering. Ed. DiNenno P. National Fire Protection Association, Quincy, Massachusetts, EEUU. 111-131 pp.

Bosker, T., L. Guaita, & P. Behrens. 2018. Microplastic pollution on Caribbean beaches in the Lesser Antilles. *Mar. Pollut. Bull*. 133: 442-447.

Caraballo, L.F. 1982. Golfo de Cariaco. Parte I: Morfología y batimetría submarina. Estructura y tectonísmo reciente. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 21: 13-35.

Chen, M. C. & T. H. Chen. 2020. Spatial and seasonal distribution of microplastics on sandy beaches along the coast of the Hengchun Peninsula, Taiwan. Mar. Pollut. Bull. 151: 110861.

Cole, P., P. Lindeque, C. Halsband & T.S. Galloway. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (12): 2588e2597.

Claessens, M., S.D. Meester, L.V. Landuyt, K.D. Clerck & C.R. Janssen. 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Mar. Pollut. Bull*. 62 (10): 2199-2204.

Da Costa, J.P., P.C.M. Santos, A.C. Duarte & T. Rocha-Santos. 2016. (Nano)plastics in the environment e sources, fates and effects. *Sci. Total Environ*. 566e567: 15e26.

Derraik, J.G. 2002.The pollution of the marine environment by plastic debris: a review, *Mar. Pollut. Bull*. 44 (9): 842e852.

Dodson, G., A. Shotorban, P. Hatcher, D. Waggoner, S. Ghosal & N. Noffke. 2020. Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA. *Mar. Pollut. Bull.,* 151: 110869. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110869

Eo, S., S.H. Hong, Y.K. Song, J. Lee, J. Lee & W.J. Shim. 2018. Abundance, composition, and distribution of microplastics larger than 20 μm in sand beaches of South Korea. *Environ. Pollut.* 238, 894-902.

Gamboa A.C., C. Pinto, G. Gutiérrez & J.I. Ramirez. 2022. Basura plástica y microplásticos: contaminantes emergentes presentes en sedimentos de una playa Urbana del oriente venezolano. *Cienc. InG.* 9 (1): 1-12.

Graham, E.R & J.T. Thompson 2009. Deposit and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*. 368 (1): 22e29.

Grillo, J., M. Sabino & R. Ramos. 2021. Short-term ingestion and tissue incorporation of Polystyrene microplastic in the scleractinian coral *Porites porites*. *Reg. Stud. Mar. Sci*. 43: 101697.

Grillo, J., M. López, A. Ordaz, A. Hernández, E. Catarí, M. Sabino & R. Ramos. 2023. Syntehtic microfiber emissions from denim industrial whashing processes: An overlooked microplastic source whithin the manufacturing process of blue jeans. *Sci. Total. Environ*. 884: 163815.

Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R, Thompson & M. Thiel. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46 (6): 3060-3075.

Huang, Y.Q., C.K.C. Wong, J.S. Zheng, H. Bouwman, R. Barra, B. Wahlström, L. Neretin & M. H. Wong. 2012. Bisphenol A (BPA) in China: A review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. *Environ. Int.* 42: 91-99.

Iannacone, J., A. Huyhua, L. Alvariño, F. Valencia, F. Principe, D. Minaya, J. Ortega, G.Argota & L. Castañeda. 2019. Microplásticos en la zona de marea alta y supralitoral de una playa arenosa del litoral de una playa arenosa del litoral costero del Perú. *The Biologist*, 17 (2). https://doi.org/10.24039/rtb2019172369.

Kunz, A., B.A. Walther, L. Löwemark & Y.C. Lee. 2016. Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.* 111: 126-135.

Lithner, D., A. Larsson & G. Dave. 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total, Environ*. 409: 3309-3324.

Lo, H.S., X. Xu, C.Y. Wong & S.G. Cheung. 2018. Comparisons of microplastic pollution between mudflats and sandy beaches in Hong Kong. *Environ. Pollut*. 236: 208-217.

López-Monroy F. & L. Troccoli-Ghinaglia. 2014. Aproximación sobre la climatología de la isla de Margarita y su importancia en los procesos oceánicos. *Saber* 26 (4): 465-471.

López-Monroy F., & I. Fermín. 2019. Microplásticos en el ambiente marino. *Saber*, 31: 66-81.

Lots, F.A.E., P. Behrens, M.G. Vijver, A.A Horton & T. Bosker. 2017. A large-scale investigation of microplastic contamination: abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Mar. Pollut. Bull.* 123: 219-226.

Masura, J., J.E. Baker, G. Foster, C. Arthur & C. Herring. 2015. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for Quantifying Synthetic Particles in Waters and Sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48, Silver Spring, Maryland, USA. 31 pp.

Oehlmann, J., U. Schulte-Oehlmann, W. Kloas, O. Jagnytsch, I. Lutz, K.O. Kusk, L. Wollenberger, E.M. Santos, G.C. Paull, K.J. Van Look & C.R. Tyler 2009. A critical

analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci*. 364 (1526): 2047-62.

Pan, Z., H. Guo, H. Chen, S. Wang, X. Sun, Q. Zou, Y. Zhang, H. Lin, S. Cai & J Huang. 2019. Microplastics in the Northwestern Pacific: abundance, distribution, and characteristics. *Sci. Total, Environ*. 650: 1913-1922.

Piñon-Colin, T., R. Rodriguez-Jimenez, M.A. Pastrana-Corral, E. Rogel-Hernández & F.T Wakida. 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Mar. Pollut. Bull*. 131: 63-71.

Plastics Europe. 2020. Plastics - the Facts 2020. Disponible en: www.plasticseurope.org. (revisada enero 2022).

Prokic, M.D., T.B. Radovanovic, J.P. Gavric & C. Faggio. 2019. Ecotoxicological effects of microplastics: examination of biomarkers, current state and future perspectives. *Trac. Trends Anal. Chem.* 111: 37e 46.

Purca, S & A. Henostroza. 2017. Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Rev. Peru. biol*. 24 (1): 101-106.

Quintero A., C. Lodeiros. 1996. Variaciones térmicas del agua en Turpialito, Golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente* 35: 27-40.

R Core Team. 2016. R: a language and environment for statiscal computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. Disponible en: https://www.R-project.org/. (revisada enero 2022).

Ríos L.M., C. Moore & P.R. Jones .2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar. Pollut. Bull.* 54: 1230-1237 http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022

Rocha-Santos, T & A.C. Duarte. 2015. Critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment, *TrAC Trends Anal. Chem.* 65: 47e53.

Rochman, C., E. Hoh, K. Tomofumi & J. Swee. 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci. Rep*. 3: 3263.

Rojo, E. & T. Montoto. 2017. Basuras marinas, plásticos y microplásticos: orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. Ecologistas en Acción, España. Disponible en: https://www.ecologistasenaccion.org/IMG/pdf/informe-basuras-marinas.pdf (revisada noviembre 2021).

Rummel, C .D., M. G. Löder, N. F. Fricke, T. Lang, E. M. Griebeler, M. Janke & G. Gerdts. 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 102: 134-141.

Ryan, P. G., C. J. Moore, J.A. van Franeker & C. L. Moloney. 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364: 1999-2012.

Sokal, R. & F. Rohlf. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. Editorial Freeman. New York, EEUU. 887 pp.

Sruthy, S. & E. Ramasamy. 2017. Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India: the first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. *Environ. Pollut.* 222: 315-322.

Stock, F., C. Kochleus, D. Spira, N. Brennholt, B. Bänsch-Baltruschat, S. Demuth & G. Reifferscheid. 2020. Plastic in aquatic environments -Results of an international survey. *Fundam. Appl. Limnol.* 194 (1): 67-76.

Stolte, A., S. Forster, G. Gerdts & H. Schubert. 2015. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Mar. Pollut. Bull*. 99: 216-229.

Teuten, E., S. J. Rowland, T. Galloway & R. Thompson. 2007. Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants. *Env. Sci. & Tech*. 41 (22): 7759-7764.

Teuten, E. L., J. M. Saquing, D. R. Knappe, M. A. Barlaz, S. Jonsson, A. Björn, S. J. Rowland, R. C. Thompson, T. S. Galloway, R. Yamashita, D. Ochi, Y. Watanuki, C. Moore, P. H. Viet, T. S. Tana, M. Prudente, R. Boonyatumanond, M. P. Zakaria, K. Akkhavong, Y. Ogata, H. Hirai, S. Iwasa, K. Mizukawa, Y. Hagino, A. Imamura, M. Saha & H. Takada. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci*. 364: 2027-45

Vásquez-Molano, D., A. Molina & D. Guillermo. 2021. Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacíficocolombiano. *Bol. Investig. Mar. Costeras*. 50 (1): 27-42.

Wang, J., Z. Tan, J. Peng, Q. Qiu & M. Li. 2016. The behaviors of microplastics in the marine environment. *Mar. Environ. Res*. 113: 7-17.

Wang, W., J., Ge & X., Yu.2020. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 189: 109913.

Zhang, S., J. Wang, X. Liu, F. Qu, X. Wang, Y. Li, Y & Y. Sun. 2019. Microplastics in the environment: a review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC Trends Anal. Chem*. 111: 62-72.

Recibido: Abril 2023

Aceptado: Noviembre 2023

ACTIVIDAD ANTIBACTERIANA Y TOXICIDAD DE EXTRACTOS METANÓLICOS DE MACROALGAS MARINAS DEL ESTADO SUCRE, VENEZUELA

Leonor Brito L.[1*], Joselyn Zerez [2], Karen Guilarte [2], Haydelba D'armas[3] & Mary Isabel Segnini De B.[1]

*[1]Laboratorio de Fisiología y Ecología Química, Departamento Biología Marina, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. *autor de correspondencia: leonorbritolara@gmail.com, https://orcid.org/0000-0002-8974-0915*

msegnini@gmail.com, https://orcid.org/0000-0002-0582-8734

[2]Facultad de Farmacia, Universidad Santa María, Anzoátegui, Venezuela joselyn40@hotmail.com

[3]Departamento de Química, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. hdarmasr@gmail.com, https://orcid.org/0000-0001-9301-3801

RESUMEN: Considerando la gran variedad de algas marinas existentes en nuestro país, y partiendo del hecho de que son una rica fuente de compuestos bioactivos, en este estudio se evaluó la actividad antibacteriana y tóxica de los extractos metanólicos de las algas rojas *Gracilaria cervicornis*, *Gelidium serrulatum* e *Hypnea* sp. recolectadas en la costa norte de la Península de Araya, estado Sucre, Venezuela, aportando así información novedosa sobre biactividad en macroalgas marinas. La actividad antibacteriana se realizó utilizando el método de difusión en agar frente a cepas bacterianas certificadas. Mientras que la actividad tóxica se determinó frente a nauplios de *Artemia salina* y se cuantificó mediante el cálculo de la Concentración Letal Media (CL_{50}). Los resultados obtenidos señalan que el extracto metanólico de *Hypnea* sp. fue el que mostró actividad antibacteriana leve frente a las bacterias *Escherichia coli* y *Bacillus cereus*. Con respecto a la toxicidad, todos los extractos evaluados mostraron valores de $CL_{50} < 1000$ µg/ml, indicando toxicidad moderada frente a *A. salina*. Las especies de algas estudiadas pudieran ser consideradas como fuentes promisorias de extractos bioactivos con potenciales aplicaciones farmacológicas.

Palabras clave: Rhodophyta, actividad biológica, extractos metanólicos, bacterias, *Artemia salina*

ABSTRACT: Considering the great variety of marine algae existing in our country, and based in the fact that they are a rich source of bioactive compounds, in this study the antibacterial and toxic activity of the methanolic extracts of the red algae *Gracilaria cervicornis*, *Gelidium serrulatum* and *Hypnea* sp. collected on the north coast of the Araya Peninsula, Sucre state, Venezuela was evaluated, thus providing novel information on bioactivity in marine macroalgae.

The antibacterial activity was assayed using the agar diffusion method against certified bacteria. The toxic activity was determined against the nauplii *Artemia salina* and quantified by calculating the Lethal Concentration Median (LC_{50}). The results obtained indicate that the methanolic extract of *Hypnea* sp showed weak antibacterial activity against *Escherichia coli* y *Bacillus cereus* bacteria. Concerning to toxicity, LC_{50} values were < 1000 µg/ml, indicating moderate toxicity against *A. salina.* The algae species studied could be considered as promising sources of bioactive extracts with potential pharmacological applications.

Keywords: Rodophyta, biological activity, methanolic extracts, bacteria, *Artemia salina*

INTRODUCCIÓN

En las algas, los compuestos usados como defensas químicas son los metabolitos secundarios, los cuales son moléculas biológicamente activas que no son requeridas para la viabilidad pero pueden suministrar una ventaja competitiva para el organismo que los produce (Craney *et al*. 2013).

En los últimos años, las algas marinas han recibido gran atención por ser fuentes potenciales de compuestos bioactivos con un amplio espectro de propiedades como antibacterianas, antifúngicas, antivirales y antioxidantes (Frikha *et al*. 2011; moubayed *et al.* 2017; Aftabuddini *et al.* 2020; Carpena *et al.* 2022). Por otro lado, el estudio de los metabolitos secundarios no solo permite el descubrimiento de nuevas estructuras químicas, o de nuevos compuestos con actividades biológicas significativas, sino que también proporciona una gran variedad de prototipos estructurales para la creación de análogos sintéticos con propiedades quimioterapéuticas, como es el caso de los anticancerígenos de origen natural (García-Davis *et al.* 2018). Aunque las algas marinas son un recurso natural renovable de gran diversidad y abundancia en las costas venezolanas, hasta el presente es escaso lo que se ha investigado con respecto a la determinación de compuestos bioactivos en estos organismos. Entre estas investigaciones podemos mencionar las de Charzeddine & Fariñas (2001), Cordero (2003), Charzeddine (2004), Segnini (2007), Brito & Crescente (2009), Martínez (2012), Brito *et al*. (2012), D'armas *et al.* (2020), Brito & Segnini (2022), quienes señalan que los extractos orgánicos de las especies de algas evaluados son fuentes promisorias de compuestos bioactivos.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la actividad antibacteriana y tóxica de los extractos metanólicos de tres especies de algas rojas *Gracilaria cervicornis*, *Gelidium serrulatum* e *Hypnea* sp., provenientes de la Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. Estas macroalgas, de relativa abundancia en las costas Venezolanas, son de gran importancia económica debido a la producción de ficocoloides, las dos primeras producen agar e *Hypnea* sp. produce carragenina, hidrocoloides de gran valor comercial y de amplio uso en las industrias alimenticia, farmacéutica y de cosméticos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de *Gracilaria cervicornis* (Turner) J. Agardh e *Hypnea* sp. J.V. Lamouroux fueron recolectadas en Guaranache a 10º 37' N - 64º 10' O, y *Gelidium serrulatum* J.Agardh en Punta Guarapo a 10º 38' N y 63º 43' O, Península de Araya, estado Sucre, Venezuela. Las especies se identificaron utilizando los trabajos de Taylor (1960), Littler & Littler (2000) y Gómez *et al.* (2017). Fueron lavadas cuidadosamente con agua del grifo y destilada, secadas a la sombra a temperatura ambiente y molidas. Posteriormente, se maceraron con metanol 1:3 (m/V alga: metanol) y por presión reducida se obtuvo el extracto metanólico. Se determinaron familias de compuestos químicos, tales como alcaloides, antraquinonas, cumarinas, esteroles insaturados y triterpenos pentacìclicos, fenilpropanoides, flavonoides, glicósidos cianogènicos, glicósidos cardiotónicos, metilencetonas, polifenoles, saponinas, taninos, utilizando las técnicas descritas por Marcano & Hasewaga (2002). La actividad antibacteriana se realizó mediante el método de difusión en agar (Bauer *et al.* 1966) utilizando las cepas bacterianas Gram (+) *Bacillus cereus* (CVCM 461) y *Enterococcus faecalis* (CVCM 924) y Gram (-) *Pseudomonas*

aeruginosa (ATCC 9027) y *Escherichia coli* (CVCM 39), provenientes del Centro Venezolano de Colecciones de Microorganismos, a concentraciones de ($1x10^8$ bacterias/ml). Luego, discos de papel de filtro Whatman de 5 mm de diámetro fueron impregnados con 15µl del extracto (Brito & Crescente (2009) y se colocaron sobre las placas sembradas con cada una de las suspensiones bacterianas. Fueron preincubadas a 4ºC por 12 h, y luego incubadas a 37ºC por 24 h para permitir el crecimiento bacteriano. Como controles negativos se emplearon discos impregnados con metanol, y como controles positivos antibióticos comerciales sensibles a las bacterias utilizadas. Se utilizó Imipenem para las Gram -, para *B. cereus* Vancomicina y para *E. faecalis* Ampicilina/sulbactam. La actividad antibacteriana fue determinada tomando en consideración las categorías señaladas por Monks *et al.* (2002) en función del diámetro del halo de inhibición alrededor del disco: (-) no hay actividad; actividad leve o débil (7-11 mm); actividad moderada (11-16 mm) y actividad fuerte (> 16 mm). La actividad tóxica se determinó según el método descrito por Meyer *et al.* (1982) utilizando nauplios de *Artemia salina*. Los extractos se usaron a concentraciones sucesivas de 1000, 100, 10, 1, 0,1 y 0,01 µg/ml con tres réplicas para cada una de las concentraciones. Luego se añadieron 4 ml de agua de mar a cada uno de los viales además de 10 nauplios de *A. salina* por vial (30 larvas por dilución) y se ajustó el volumen con agua de mar hasta 5 ml/vial. Los controles estuvieron constituidos por 10 nauplios, 4,5 ml de agua de mar filtrada y 0,5 ml del solvente. La mortalidad de los organismos se visualizó con ayuda de una lupa estereoscópica después de 24 h. Estos datos fueron procesados en un programa para análisis Probit, Logit, Binomial y Moving Average para estimar valores de concentración letal media (CL_{50}) a intervalos de confianza de 95%, según Stephan (1977). El grado de letalidad del extracto fue definido según los valores de CL_{50} de acuerdo con las categorías propuestas por Valdés-Iglesias *et al.* (2003): Extremadamente tóxico (< 10 µg/ml); Muy tóxico (> 10 y < 100 µg/ml); Moderadamente tóxico (> 100 y < 1000) y No tóxico (> 1000 µg/ml).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos señalan que el extracto metanólico de *Hypnea* sp. mostró actividad antibacteriana frente a las bacterias *E. coli* y *B. cereus,* con halos de inhibición de 10 mm (TABLA 1), lo cual según las categorías propuestas por Monks *et al*. (2002) corresponde a una actividad leve. Estos resultados coinciden con los reportados por Alghazeer *et al.* (2013) en el extracto metanólico de *H. musciformis,* quienes además de encontrar actividad antibacteriana frente a *E. coli*, también la reportan frente a *Staphylococcus aureus, Bacillus subtilis*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus* spp., *Salmonella typhimurium*, *Staphylococcus epidermidis* y *Klebsiella* spp. Asimismo, Reza *et al.* (2013) señalan que el extracto metanólico (80%) de *H. flagelliformis* mostró actividad frente a *B. subtilis* y *S. aureus* con halos de inhibición de 10 y 9 mm, respectivamente. Igualmente, Selim *et al.* (2015) indican que *H. esperi* inhibió el crecimiento de *E. coli*, *B. subtilis* y *S. aureus*, estos autores atribuyen la actividad antibacteriana observada a los ácidos grasos identificados en esta especie. Shireesha *et al.* (2016) encontraron que el extracto metanólico de *H. musciformis* presentó actividad antibacteriana frente a las bacterias *S. aureus*, *K. pneumoniae*, *B. subtilis* y *E. coli*, atribuyéndole esta actividad a los compuestos fenólicos y flavonoides presentes en esta especie. Resultados similares reportan Imran *et al.* (2021) en los extractos en etanol, metanol, acetona y acuoso de *H. musciformis* frente a *S. aureus*, *E. coli*, *Klebsiella* sp,

Pseudomonas sp y *Salmonella* sp. Abd El Hafez *et al.* (2022) señalan que el extracto metanólico de *H. cornuta* produjo efecto antibacteriano frente a *E. coli*¸ **S.** *aureus* y *Streptococcus pyogenes*. Existen numerosas evidencias científicas relacionadas con la actividad antibacteriana en extractos orgánicos de macroalgas marinas frente a bacterias Gram + y Gram -, entre las cuales podemos citar las de Brito & Crescente (2009), Alghazeer *et al.* (2013), Reza *et al.* (2013), Selim *et al.* (2015), Pérez *et al.* (2016), Rizzo *et al.* (2017), Moubayed *et al.* (2017), Imran *et al.* (2021) y Abd El Hafez *et al.* (2022). Las otras especies de algas no mostraron actividad frente a las cepas bacterianas probadas. En este sentido, Alghazeer *et al*. (2013) y Abd El Hafez *et al.* (2022), reportan que la actividad antimicrobiana depende de las especies de algas, métodos de colección, solventes utilizados y de la eficiencia en la extracción de sus compuestos bioactivos, así como de las condiciones del hábitat. Rizzo *et al.* (2017) señalan que los compuestos bioactivos de algas marinas con actividad antimicrobiana han sido atribuidos a una gran variedad de metabolitos, tales como polisacáridos, ácidos grasos poliinsaturados, florotaninos y otros compuestos fenólicos y carotenoides. En esta investigación, el estudio fitoquímico realizado al extracto metanólico de las algas *Hypnea*. sp, *G. serrulatum* y *G. cervicornis*, para detectar la presencia de los metabolitos secundarios (TABLA 3), reveló la presencia de alcaloides, esteroles, flavonoides y taninos en las tres especies de algas, en *G. serrulatum* y *G. cervicornis* se detectó metilencentonas, mientras que *Hypnea* sp. y *G. serrulatum* presentaron glicósidos cardiotónicos. Sólo en el extracto metanólico de *G. cervicornis* se detectó antraquinonas. Posiblemente, alguno de estos compuestos sea responsable de las actividades antibacteriana y tóxica mostrada por *Hypnea* sp. y tóxica en las otras dos especies de algas estudiadas.

En general, como señalan Carpena *et al.* (2022) los extractos de algas como agentes antimicrobianos podrían incorporarse como ingredientes naturales en preparaciones alimenticias y farmacéuticas para el tratamiento de múltiples enfermedades infecciosas. Además, la amplia actividad reportada frente a patógenos microbianos abre nuevas perspectivas en el campo de la valorización de las algas para su consideración como fuentes naturales de antibióticos y antivirales.

Con respecto a la letalidad, los valores de CL_{50} fueron < 1000 µg/ml, para las tres especies de algas evaluadas (TABLA 2), indicando letalidad moderada de los extractos metanólicos frente

TABLA 1.- Halos de inhibición (mm) de la actividad antibacteriana de los extractos metanólicos de *Hypnea* sp., *Gracilaria cervicornis* y *Gelidium serrulatum.*

Bacterias	**Especies de algas**		
	Hypnea sp.	*Gracilaria cervicornis*	*Gelidium serrulatum*
Bacillus cereus (Gram +)	10		-
Enterococcus faecalis (Gram +)	-	-	-
Pseudomonas aeruginosa (Gram -)	-	-	-
Escherichia coli (Gram -)	10	-	-

Diámetro del disco: 5 mm
(-) no hay actividad; actividad leve o débil (7-11 mm); actividad moderada (11-16 mm); actividad fuerte (> 16 mm).

a *A. salina*. Sin embargo, como señalan Sánchez & Neira (2005), los valores obtenidos de CL_{50}, no advierten una actividad fisiológica o biológica en particular; son indicadores de toxicidad a nivel celular que pueden orientar investigaciones más específicas. Al respecto, Pérez *et al.* (2016) señalan que en el ambiente marino existe un gran número de organismos, que para adaptarse a su hábitat, elaboran una diversidad amplia de productos naturales con actividades biológicas específicas. Estos compuestos están formados por una múltiple gama de metabolitos secundarios, cada uno con una función específica en su habitat, atribuyéndoseles entre otras, la defensa química contra herbívoros marinos, disminución de epífitos, inhibición de organismos competidores y patógenos microbianos.

TABLA 2.- Concentración Letal Media (CL_{50}) de los extractos metanólicos de *Hypnea* sp., *Gracilaria cervicornis* y *Gelidium serrulatum* frente a *Artemia salina*.

Especies de algas	**CL_{50}** (µg/ml)	**Límites de confianza al 95%**	
	Método Binomial	**Inferior**	**Superior**
Hypnea sp	316,23	100	1000
Gracilaria cervicornis	316,23	100	1000
Gelidium serrulatum	821,88	100	1000

Extremadamente tóxico: (< 10 µg/ml); Muy tóxico (> 10 y < 100 µg/ml); Moderadamente tóxico (> 100 y < 1000); No tóxico (> 1000 µg/ml).

TABLA 3.- Grupos de metabolitos secundarios determinados en el extracto metanólico de las algas *Hypnea* sp., *Gelidium serrulatum* y *Gracilaria cervicornis*.

Metabolitos secundarios	**Especies de algas**		
	Hypnea sp.	*G. serrulatum*	*G. cervicornis*
Alcaloides	+	+	+
Antraquinonas	-	-	+
Cumarinas	-	-	-
Esteroles insaturados	+	+	+
Triterpenos pentacíclicos	-	-	-
Fenilpropanoides	-	-	-
Flavonoides	+	+	+
Glicósidos cianogénicos	-	-	-
Glicósidos cardiotónicos	+	+	-
Metilencetonas	-	+	+
Polifenoles	-	-	-
Saponinas	-	-	-
Taninos	+	+	+

(-) No detectado (+) presencia

CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos, *Hypnea* sp. mostró actividad antibacteriana y tóxica, mientras que *Gracilaria cervicornis* y *Gelidium serrulatum* presentaron actividad tóxica, pudiendo ser consideradas como fuentes promisorias de extractos bioactivos con potenciales aplicaciones farmacológicas. Se recomienda profundizar en el fraccionamiento, purificación, identificación y caracterización estructural de los extractos obtenidos de las tres especies de algas estudiadas, además se sugiere probar otras actividades biológicas, tales como estudios de toxicidad frente a líneas celulares, actividad antiviral, antimitótica, antioxidante, entre otras, con perspectivas de posible aplicación potencial en la industria farmacéutica.

AGRADECIMIENTOS

A todas aquellas personas que de una u otra manera contribuyeron para la realización de esta investigación, en particular a los miembros del Laboratorio de Productos Naturales y Lípidos, del Departamento de Química, Escuela de Ciencias de la Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre y a los del Laboratorio de Fisiología y Ecología Química del Instituto Oceanográfico de Venezuela.

REFERENCIAS

Abd El Hafez, M., M. Abd El-Wahab, A. Abdel-Hamid, D. Ghareeb & M. El Demellawy. 2022. Biological activities of secondary metabolites from *Turbinaria triquetra* (Phaeophyceae), *Hypnea cornuta* (Florideophyceae), and *Ulva prolifera* (Ulvophyceae) methanolic extracts. *Egyp. J. Aq. Biol. Fish*. 26(4):1227-1246.

Alghazeer, R., F. Whida, E. Abduelrhman, F. Gammoudi & S. Azwai. 2013. Screening of antibacterial activity in marine green, red and brown macroalgae from the western coast of Libya. *Nat. Sci.* 5(1):7-14. http://dx.doi.org/10.4236/ns.2013.51002.

Aftabuddini, S., S. Akteri, S. Hosseni & M. Rahman. 2020. Antioxidant, antibacterial and cytotoxic activity of *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh and *Ulva (Enteromorpha) intestinalis* L. *Bangladesh J. Sci. Ind. Res.* 55(4):237-244.

Bauer, A., W. Kirby, I. Sherris & M. Turk. 1966. Antibiotic susceptibility testing by standarized single disk methods. *Am. J. Clin. Pathol.* 45:493-496.

Brito L., L. & O. Crescente. 2009. Actividad antimicrobiana de macroalgas marinas del Oriente de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela.* 48(1): 29-33.

Brito L., M. I. Segnini De B. & O. Crescente. 2012. Actividad citotóxica de extractos orgánicos de macroalgas marinas del Oriente de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 51(1):53-58.

Brito L., L. & M. I. Segnini De B. 2022. Actividad biológica del extracto metanólico del alga *Gracilaria damaecornis* (Gracilariales, Rhodophyta). *Bol. Inst. Oceanogr. Venez*. 61(2): 135-139.

Carpena, M., P. García-Pérez, P. García-Oliveira, F. Chamorro, P. Otero, C. Lourenco-Lopes. H. Cao, J. Simal-Gandara & M. A. Prieto. 2022. Biological properties and potential of

compounds extracted from red seaweeds. *Phytochem Rev* https://doi.org/10.1007/s11101-022-09826-z.

Cordero, J. 2003. *Actividad antimicrobiana, biotóxica* y análisis químico de extractos de las algas rojas *Bryocladia thyrsigera (Ceramiales: Rhodomelaceae) e Hydropuntia pauciramosa (Gracilariales: Gracilariaceae) procedentes de "El Rincón de Araya", Edo. Sucre, Venezuela.* Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 56 pp.

Craney, A., S. Ahmed & J. Nodwell. 2013. Towards a new science of secondary metabolism. *J. Antibiot.* 66:387–400. https://doi.org/10.1038/ja.2013.25.

Charzeddine, L. & M. Fariñas. 2001. Propiedades bioactivas de algas marinas del Nororiente de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 40 (1&2):49-54.

Charzeddine, L. 2004. *Aislamiento, caracterización parcial y actividad biológica de una lectina presente en el alga marina Halimeda opuntia (Linneaus) Lamouroux (Chlorophyta)*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 118 pp.

D'armas, H., M. Neyra, M. Segnini, L. Brito & J. Barrios. 2020. Composición química y biotoxicidad del alga roja *Kappaphycus alvarezii* Doty (Solieriaceae). Chemical composition and biotoxicity of red algae *Kappaphycus alvarezii* Doty (Solieriaceae). *Aquatechnica* 2(1): 31-40.

Frikha, F., M. Kammoun, N. Hammami, R. Mchirgui, L. Belbahri, Y. Gargouri, N. Miled & F. Ben-Rebah. 2011. Chemical composition and some biological activities of marine algae collected in Tunisia. *Cienc. Mar*. 37(2):113-124.

García-Davis, S., I. Murillo-Álvarez, M. Muñoz-Ochoa, E. Carranza-Torres, R. Garza-Padrón, E. Morales-Rubio & E. Viveros-Valdez. 2018. Bactericide, Antioxidant and Cytotoxic Activities from Marine Algae of Genus *Laurencia* Collected in Baja California Sur, México. *Int. J. Pharmacol.* 14(3):391-396.

Gómez, S., M. García, Y. Carballo-Barrera & N. Gil. 2017. *Macroalgas bénticas del Parque Nacional Archipiélago Los Roques. Guía Ilustrada.* Finol, H., B. Dorta & G. Alonso (Eds.). Sello Editorial Ediciencias (UCV). Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias, Coordinación Académica. 212 pp.

Imran, A., F. Rumzum, S. Rashel, P. Shanzana, M. Akter, S. Hossain, S. Bala & M. Hasan. 2021. Phytochemical constituency profiling and antimicrobial activity screening of seaweeds extracts collected from the Bay of Bengal Sea coasts. *J. Adv. Biotechnol. Exp. Ther*. 4(1):25-34. https://doi.org/10.5455/jabet.2021.d103

Littler, D. & M. Littler. 2000. *Caribbean reef plants*. Off Shore Graphics, Inc. Washington, USA. 542 pp.

Marcano, D. & M. Hasegawa. 2002. *Fitoquímica Orgánica*. 2ª ed. Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico, Universidad Central de Venezuela, Caracas. 588 pp.

Martínez, L. 2012. *Evaluación de los metabolitos secundarios y la actividad biológica del alga invasora Caulerpa racemosa***.** Trab. Grad. Departamento de Química. Universidad de Oriente, Venezuela. 162 pp.

Meyer, B., N. Ferrigni, J. Putnam, L. Jacobsen, D. Nichols & J. Mclaughlin. 1982. Brine shrimp: A convenient general bioassay for active plant constituents. *Planta Medica*. 45:31-34.

Monks, N., C. Lerner, A. Henriques, F. Farias, E. Schapoval, E. Suyenaga, A. Da Rocha, G. Schwartsmann & B. Mothes. 2002. Anticancer, antichemotactic and antimicrobial activities of marine sponges collected off the coast of Santa Catarina, southern Brazil. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* (281):1-12.

Moubayed, N., H. Al Houri, M. Al Khulaifi & D. Al Farraj. 2017. Antimicrobial, Antioxidant Properties and Chemical Composition of Seaweeds Collected from Saudi Arabia (Red Sea and Arabian Gulf). *Saudi J. Biol. Sci.* 24(1):162-169.

Pérez, M., E. Falqué & H. Domínguez. 2016. Antimicrobial Action of Compounds from Marine Seaweed. *Mar. Drugs* 14, 52.

Reza, A., M. Mohabati, S. Eslami, J. Sohrabipour & R. Miri. 2013. Biological Activity and Chemical Constituents of Red and Brown Algae from the Persian Gulf. *Ir. J. Pharm. Res.* 12(3):339-348.

Rizzo, C., G. Genovese, M. Morabito, C. Faggio, M. Pagano, A. Spano, V. Zammuto, S. Minicante, A. Manghisi, R. Cigala, F. Crea, F. Marino & C. Gugliandolo. 2017. Potential antibacterial activity of marine macroalgae against pathogens relevant for aquaculture and human health. *J. Pure Appl. Microbio.* 11(4):1695-1706.

Sánchez, L. & Neira, A. 2005. Bioensayo general de letalidad en *Artemia salina*, a las fracciones del extracto etanólico de *Psidium guajava. l y Psidium guineense. sw*. *Cult. Cient*.: 40-45.

Segnini De Bravo, M. I. 2007. *Evaluación de la actividad biológica y determinación de los mecanismos de acción primaria de extractos orgánicos obtenidos de Eucheuma denticulatum (Gigartinales, Rhodophyta)* y *Fagara monophylla (Rutaceae) en varios organismos.* Trab. Grad. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 133 pp.

Selim, S., A. Amin, S. Hassan & M. Hagazey. 2015. Antibacterial, cytotoxicity and anticoagulant activities from *Hypnea esperi* and *Caulerpa prolifera* marine algae. *Pak. J. Pharm. Sci.* 28 (2): 525-530.

Shireesha, T., R. Ravindra & K. Jayaveera. 2016. Anti-bacterial and antioxidant screening of marine algal extract of *Hypnea musciformis* (wulfen) Lamouroux. *J. Pharm. Chem*. 10(1):1-7.

Stephan, C. 1977. *Methods for calculating in* LC_{50}. In: *American Society for Testing and Material (ASTM) Acuatic Toxicology and Hazard Evaluation*. Ed. F.L. Mayer & J. Hamelink, Philadelphia, Pensilvania 65-84.

Taylor, W. 1960. *Marine algae of the eastern tropical and subtropical coast of the America*. Lord Baltimore Press, INC. University of Michigan. Michigan, EE.UU. 870 pp.

Valdés-Iglesias, O., N. Díaz, Y. Cabranes, M. Acevedo, A. Areces, L. Graña & C. Díaz. 2003. Macroalgas de la plataforma insular Cubana como fuente de extractos bioactivos. *Avicennia* 16: 36-45.

Recibido: Mayo 2023

Aceptado: Noviembre 2023

PRIMER REGISTRO PARA VENEZUELA DE LA ESPECIE NO NATIVA *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856) (OVALENTARIA-POMACENTRIDAE), EN LA COSTA NORTE DEL ESTADO SUCRE

Ángel Rafael Fariña Pestano

Laboratorio de ecología de peces marinos, Departamento de Biología, Universidad de Oriente, y Centro Nacional de Investigación de Pesca y Acuicultura (CENIPA), Minpesca, Venezuela. Email: afarina46@yahoo.com. https://orcid.org/0000-0002-7659-9844

RESUMEN: Se registra por primera vez para Venezuela la especie no nativa *Neopomacentrus cyanomos*, encontrada en el sector Cochaima, aledaño a la población de Santa Fe, estado Sucre. Se observó un grupo de 10 ejemplares con tallas estimadas entre 7 y 11 cm, no asociados a otros pomacéntridos. La coloración oscura de los individuos fue predominante. La presencia de esta especie en Venezuela pareciera estar asociada a su ocurrencia en Trinidad, apoyando la hipótesis de su llegada a la región en plataformas petroleras. Su expansión a Venezuela puede servir para catalogar a la especie como invasora y plantea un peligro potencial para todo el Caribe.

Palabras claves: pez damisela real, invasora, exótica, pomacéntrido, planctívoro.

ABSTRACT: This is the first record for Venezuela of the non-native specie *Neopomacentrus cyanomos* found in the Cochaima sector, near the town of Santa Fe, Sucre State. A group of 10 specimens with estimated sizes between 7 cm and 11 cm were observed, not associated with other pomacentrids. The dark coloration of the specimens was predominant. The presence of this specie in Venezuela seems to be associated with its occurrence in Trinidad, supporting the hypothesis of its arrival in the region on oil platforms. Its expansion to Venezuela may serve to classify the specie as invasive and poses a potential danger to the entire Caribbean.

Key words: regal damselfish, invasive, exotic, pomacentrid, planktivore.

La preocupación por el impacto de las especies no nativas o invasoras cobra especial interés con la publicación de Elton (1958), quien asume su estudio como una línea de investigación de relevancia. El autor señala como aspectos importantes a evaluar la procedencia de estas especies, las posibles causas de su arribo a áreas no autóctonas, los elementos que pudieron determinar dicho arribo, los factores que determinan su éxito en el nuevo hábitat y los efectos reales o probables que generen sobre las especies y los ecosistemas locales.

Las causas que generalmente implican la llegada de organismos exóticos en el medio marino, suelen estar asociadas a diferentes elementos, como el escape de especies destinadas a la acuicultura (Cassemiro *et al*. 2018), la liberación expresa o accidental de animales desde acuarios marinos (Schofield 2009; Ruíz-Allais *et al*. 2021), la descarga de larvas o de organismos juveniles en el agua de lastre de los buques (Apín-Campos & Torres-Pérez 2016) y la movilización de plataformas petroleras (Robertson *et al*. 2021).

En el caso de los peces marinos, una de las invasiones más recientes que aún persiste en el Caribe, causando impactos importantes en los ecosistemas nativos, es la del pez león *Pterois volitans* (Benkwitt 2015). Lo que inició en 1985 como un hallazgo fortuito por un pescador de langostas en las costas de Florida, es hoy un problema ecológico expandido a todo el Golfo de México y el Caribe, altamente conocido y divulgado. A pesar de las distintas hipótesis que pueden haber al respecto, que incluyen liberaciones por acuaristas, la ruptura de un acuario por el huracán Andrew o la llegada de larvas en aguas de lastre de buques (Semmens *et al.* 2004; Schofield 2009), las evidencias parecieran apuntar al comercio de animales para acuarios marinos y a las liberaciones irresponsables como la principal ruta de esta invasión (Hixon *et al*. 2016).

Una invasión relativamente reciente y de la que aún se tiene conocimiento limitado, es el caso del pez damisela real *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker 1856), un animal planctívoro que frecuentemente ocupa la columna de agua en cardúmenes de mediano tamaño, nativo del Indo-Pacífico Occidental (Allen 1991). A mediados de 2013 se descubrió su presencia en arrecifes coralinos costeros del extremo suroeste del Golfo de México (González-Gándara & De la Cruz-Francisco 2014). A partir de allí, se realizaron otros registros en el Golfo de México (De la Cruz-Francisco *et al.* 2015; Simoes & Robertson 2016) y para la presente fecha la especie es conocida en buena parte del mencionado cuerpo de agua (Schofield & Neilson 2023). Recientemente, Robertson *et al.* (2021) registraron su ocurrencia en costas de Trinidad, por lo que constituye una amenaza para todo el Caribe.

Por esta razón, resulta particularmente importante la realización de monitoreos constantes en arrecifes y otros ecosistemas marinos, a fin de evaluar no solo el estado de los mismos, ya fuertemente impactados por la crisis climática y distintas acciones antropogénicas, sino para generar alertas tempranas frente a la llegada de cualquier organismo exótico, a fin de establecer medidas de mitigación y control que impidan su expansión en el ámbito local o regional. En tal sentido, con el propósito de determinar la posible presencia de *N. cyanomos* en arrecifes del estado Sucre, se establecieron tres localidades de monitoreo: el sector Turpialito, golfo de Cariaco (1); la bahía de Mochima (2) y el sector Cochaima (3), a la entrada del golfo de Santa Fe (Figura 1).

Las localidades de estudio se encuentran incluidas dentro del área de fertilidad de la plataforma continental en la región nororiental del país, que abarca los estados Anzoátegui, Sucre y también las islas de Margarita, Coche y Cubagua, estado Nueva Esparta, sobre la cual actúan periódicamente el fenómeno de surgencia costera (estación seca) y la influencia de los aportes de grandes ríos incluyendo el Orinoco (estación lluviosa), además de otros factores de menor importancia como estuarios negativos y diferentes ríos locales (Cervigón 2005). La temperatura del agua puede oscilar entre 19 ºC en surgencia y 29 ºC en relajación; mientras que la transparencia del agua varía mucho como consecuencia de la surgencia, ubicándose en un rango, respecto a las mediciones usando disco de Secchi, de entre 4 y 25 m (Fariña 2011).

La ictiofauna asociada a los arrecifes en estas áreas ha sido estudiada previamente y a pesar de que no se tienen registros actuales, hay información en general de los peces que allí habitan. De la familia Pomacentridae, las especies que se han publicado hasta ahora en arrecifes cercanos incluyen a *Abudefduf saxatilis* (Linnaeus 1758), *Abudefduf taurus* (Müller & Troschel 1848),

Microspathodon chrysurus (Cuvier 1830), *Stegastes fuscus* (Cuvier 1830), *Stegastes variabilis* Castelnau 1885, *Stegastes leucostictus* Muller & Troschel 1848, *Stegastes partitus* (Poey 1868) y *Stegastes planifrons* (Cuvier 1830); e igualmente resulta relevante la alta abundancia en arrecifes del área de pequeños pelágicos filtradores entre los que se destacan los clupéidos *Jenkinsia lamprotaenia* (Gosse 1851) y *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 (Méndez *et al.* 2004, 2006; Fariña 2011; Fariña *et al.* 2008, 2014).

En estas estaciones se realizaron censos visuales mensuales mediante la técnica de buceo libre errante, entre enero y julio de 2023, con una duración de unos 30 minutos en cada caso. En todos los censos se efectuaron videos submarinos con una cámara Gopro Hero 10 a fin de dejar evidencia de cualquier hallazgo significativo.

Se registra por primera vez en Venezuela la ocurrencia de la especie no nativa *N. cyanomos* en un arrecife rocoso coralino dominado por el coral de fuego *Millepora alcicornis* Linaeus 1758, ubicado en el sector Cochaima, aledaño a la población de Santa Fe, estado Sucre, con las siguientes

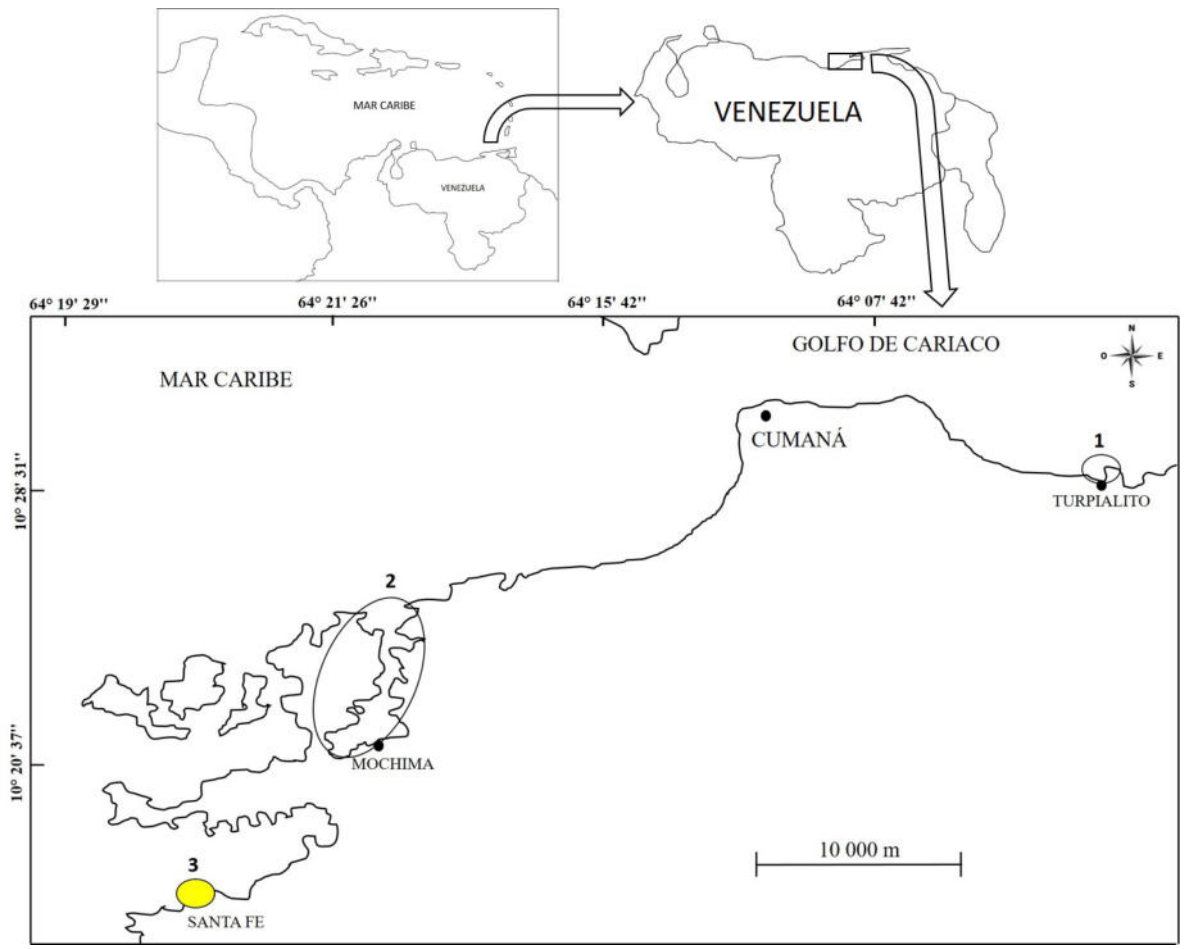


Fig. 1. Localización geográfica de los sitios de monitoreo para evaluar la presencia de la especie no nativa *Neopomacentrus cyanomos*. En amarillo se destaca su presencia en el área estudiada (Localidad 3).

coordenadas: 10° 16’ 52’’ N y 64° 26’ 03’’ W (Figura 1). Se observó un grupo permanente de 10 ejemplares, con tallas estimadas entre 7 y 11 cm (por lo que se presumen ya adultos) y posiblemente establecidos con anterioridad en la zona. Los peces se observaron coexistiendo con especies de la ictiofauna local como *Scarus iseri* (Bloch 1789), *Halichoeres bivittatus* (Bloch 1791) y *Emblemariopsis randalli* Cervigón 1965, entre otros, pero no asociados a *Azurina* spp. (Figura 2). La profundidad promedio ocupada por *N. cyanomos* fue de 5 m, en un rango entre 2 y 12 m.

La damisela real *N. cyanomos* se distingue por tener el cuerpo comprimido lateralmente, con una coloración negruzca a marrón, siendo característicos un punto negro en el opérculo y una mancha blanca o crema, muy llamativa, en el extremo posterior de la base de la aleta dorsal. Los lóbulos posteriores de las aletas dorsal y anal, se proyectan de manera alargada llegando a superar el origen de la caudal. Lóbulos de la aleta caudal igualmente prolongados (Allen 1991). En el caso de los especímenes observados en el estado Sucre, predomina la coloración oscura.

El comportamiento de los animales fue registrado en video (Fariña 2023, archivo de video) y en líneas generales coincide con lo observado previamente en el Golfo de México en términos de la ocupación en la columna de agua (De La Cruz-Francisco *et al*. 2015), pero difiere de lo registrado por los autores citados con relación a su fuerte asociación con *Azurina multilineata* (Guichenot 1853). *A. multilineata* no ha sido una especie muy abundante en el Parque Nacional Mochima; de hecho, no se registra en los trabajos previos (Méndez *et al.* 2004, 2006; Fariña *et al.* 2008, 2014); pero en los monitoreos de este trabajo fue observada por el autor con altas abundancias (agrupaciones estimadas de hasta 700 individuos) en algunas zonas de la bahía de Mochima (Localidad 2). No obstante, se hace necesario ampliar el rango geográfico de evaluación a fin de complementar estos primeros registros etológicos y dilucidar interacciones con la biota local.

Neopomacentrus cyanomos es comercializada para acuarios marinos, conjuntamente con otros pomacéntridos (Goemans 2023), por lo que su ocurrencia en el área pudiese deberse a liberaciones por acuaristas. Otra causa probable sería que haya llegado en las aguas de lastre de buques, bien sea en sus estadios larvarios o juveniles. A pesar de que no se pueden descartar estas posibilidades, se cree que la llegada a Venezuela posiblemente haya ocurrido mediante el acarreo de larvas desde Trinidad por efecto de las corrientes y la incidencia de los vientos alisios del noreste, algo anticipado por Robertson *et al*. (2021). A tal respecto, los autores citados plantean que, en el caso particular de esta especie, el origen de su arribo al Atlántico es probable que se deba a la movilización de plataformas petroleras desde el Indo Pacífico Occidental, algo sustentado en la distribución de la misma ya que no ha sido hasta ahora observada en ninguna otra localidad del Caribe, a pesar de estar en el Golfo de México.

La damisela real no es un depredador en el tope de las tramas tróficas marinas, pero este criterio no puede utilizarse para minimizar su impacto ya que es difícil predecir cómo va a ser su expansión en los ecosistemas autóctonos caribeños, donde pudiera proliferar si no se controla a tiempo y generar una presión de depredación importante sobre los estadíos tempranos de vida de una multiplicidad de especies, debido a sus hábitos planctívoros (Robertson *et al*. 2023).

Las interacciones y los efectos de los depredadores planctívoros sobre el zooplancton han sido ampliamente estudiados (O'Brien 1979; Sullivan *et al.* 2016), por lo que la presencia de *N. cyanomos* en Venezuela debe ser asumida como una amenaza importante para todo el Caribe.

El área estudiada, particularmente las zonas del parque nacional Mochima y sectores adyacentes, cuentan con una alta riqueza de especies asociadas a arrecifes señalándose valores de entre 84 y 115 especies, así como una elevada diversidad (H') de Shannon–Wiener alcanzándose

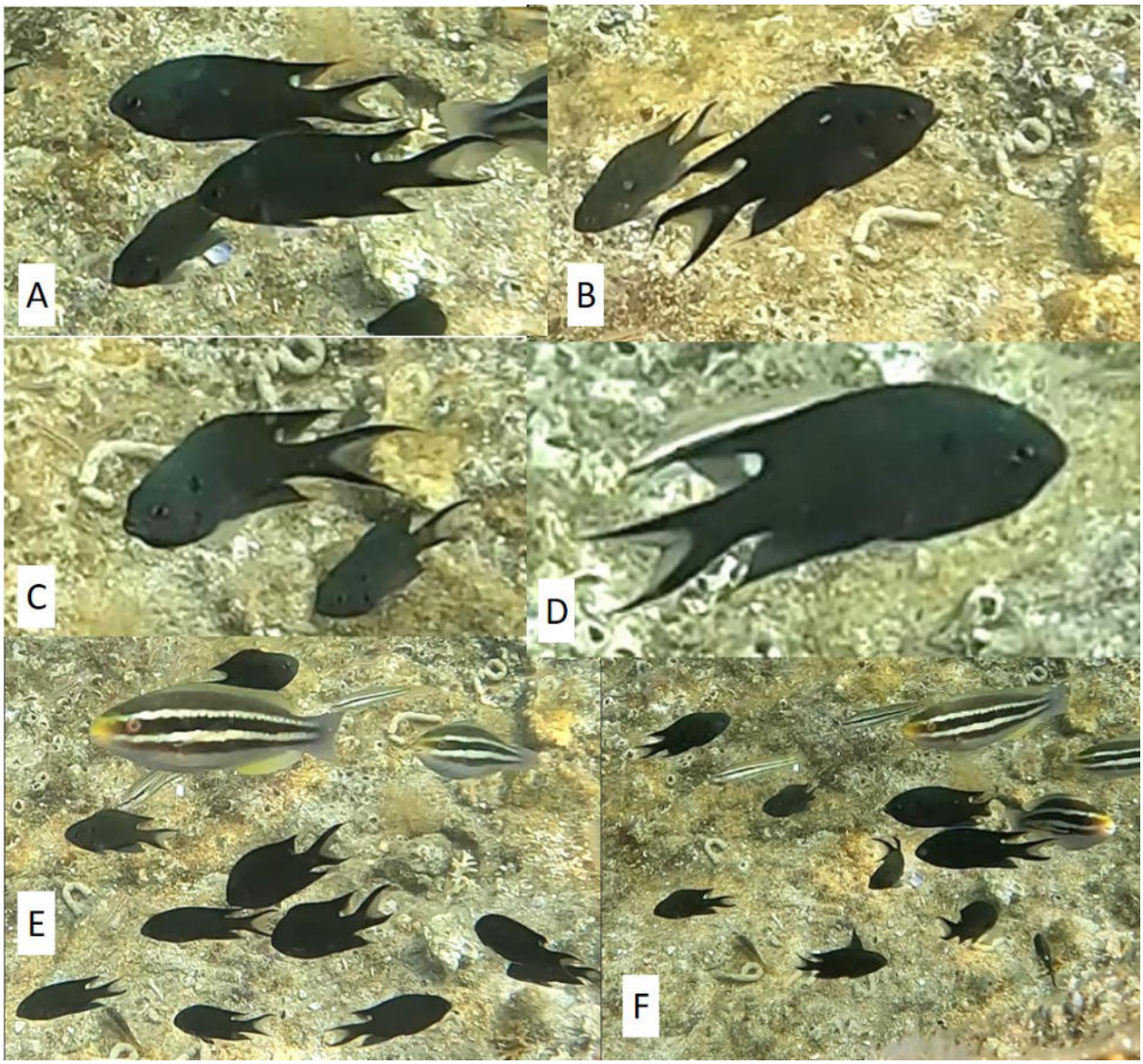


Fig. 2. Individuos de *Neopomacentrus cyanomos* observados en un arrecife del sector Cochaima, en el estado Sucre, Venezuela. A, B, C y D, detalles de los individuos. E y F, *Scarus iseri* y *Halichoeres bivittatus* junto al grupo de peces no nativos.

registros de hasta 4,70 bits ind^{-1} (Méndez *et al.* 2006; Fariña *et al.* 2008, 2014). Por ello, resulta relevante actuar en forma rápida para determinar otras posibles zonas de ocupación por parte de esta especie exótica, su abundancia, interacciones con la biota local, alimentación y posibles depredadores, en función de controlar al invasor y evitar alteraciones que puedan afectar este patrimonio ictiológico de vital importancia.

Blackburn *et al.* (2011) proponen una serie de criterios para tipificar a una especie no nativa como invasora, que incluyen el que haya logrado establecerse en el lugar inicial, reproducirse y luego dispersarse hacia otros ecosistemas distantes del origen. Dado que esta especie ya se encuentra ampliamente distribuida en el Golfo de México (Schofield & Neilson 2023) e incluso ha sido localizada en Trinidad, al sureste del Caribe (Robertson *et al*. 2023), y ahora en Venezuela, parece razonable apoyar esta categorización ya propuesta por De La Cruz-Francisco *et al.* (2015).

REFERENCIAS

Allen, G. R.1991. *Damselfishes of the World*. Mergus Publishers, Melle, Alemania. 271 pp.

Apín-Campos, Y. C. & B. Torres-Pérez. 2016. Introducción de especies invasoras a partir del agua de lastre proveniente del transporte marítimo comercial: Estado del arte. *Cienc. PC.* 2:56-70.

Benkwitt, C. E. 2015. Non-linear effects of invasive lionfish density on native coral-reef fish communities. *Biol. Invasions* 17:1383–1395.

Blackburn, T. M., P. Pysek, S. Bac her, J. T. Carlton, R. P. Duncan, V. Jarosik, J. R.U. Wilson & D. M. Richardson. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 26: 333-339.

Cassemiro, F. A., B. Dayani, J. Weferson, A. & A. Agostinho. 2018. The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. *Hidrobiologia* 817: 133–154.

Cervigón, F. 2005. La ictiofauna marina de Venezuela: una aproximación ecológica. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 44(1): 3–28.

De La Cruz-Francisco, V., M. González-González & I. Morales-Quijano. 2015. Ampliación del ámbito de distribución geográfica de la especie exótica: *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856) (Perciformes-Pomacentridae) en el sistema arrecifal Lobos-Tuxpan, Veracruz, México. *Rev. Inv. Mar*. 35(2): 101-108.

Elton, C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London. 260 pp.

Fariña, A. 2011. *Análisis de diferentes etapas del ciclo de vida de la comunidad de peces en el archipiélago Las Caracas, Parque Nacional Mochima, y en zonas aledañas del estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Doctoral en Biología Marina y Acuicultura, Universidad de Santiago de Compostela, España, 356 pp.

Fariña A., E. Méndez, S. Sant & E. Zapata 2008. Diferencias en la composición de especies de peces entre un arrecife rocoso-coralino y uno de octocorales en el Bajo Las Caracas, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.* 42(2): 165–185

Fariña, A., E. Méndez, C. Rabascall, A. Márquez, M. Rojas, J. Peñuela, J. Rondón & E. Flores. 2014. Cambios mensuales e intradiarios de la ictiofauna asociada a una playa arenosa en isla Caracas Este, Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 53(2): 171-183.

Goemans, B. 2023. *Saltcorner*. Disponible en https://www.saltcorner.com/AquariumLibrary/browsespecies.php?CritterID=788 (revisada septiembre 2023)

González-Gándara, C. & V. de la Cruz-Francisco. 2014. Unusual record of the Indo-Pacific pomacentrid *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856) on coral reefs of the Gulf of Mexico. *BioInvasions Records* 3: 49–52.

Hixon, M. A., S. J. Green, M. A. Albins, J. L. Akins & J. A. Morris Jr. 2016. Lionfish: a major marine invasión. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 558: 161–165.

Méndez, E., L. Ruiz, A. Torres, M. Álvarez, A. Fariña, S. Sant, A. Prieto, J. Barrios & B. Marín. 2004. Nuevos registros para la ictiofauna marina del Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Bol. Centro Invest. Biol.* 38(1): 20-31.

Méndez, E., L. Ruiz, A. Prieto, A. Torres de J., A. Fariña, S. Sant, J. Barrios & B. Marín. 2006. Fish community of a fringing reef at Mochima National Park, Venezuela. *Ciencias Mar*. *32*(4): 683-693.

O'Brien, W. J. 1979. The predator-prey interaction of planktivorous fish and zooplankton: recent research with planktivorous fish and their zooplankton prey shows the evolutionary thrust and parry of the predator-prey relationship. *Am. Sci.* 67(5): 572-581.

Robertson, D. R., K. C. Kingon, S. Baksh, C. J. Estapé & A. M. Estapé. 2021. Origins of isolated populations of an Indo-Pacific damselfish at opposite ends of the Greater Caribbean. *Aquat. Invasion* 16: 1-12

Robertson, D. R., E. A. Peña, J. M. Posada & R. Claro. 2023. *Peces Costeros del Gran Caribe: sistema de Información en línea*. Versión 3.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. Disponible en https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/es/pages (revisada septiembre 2023)

Ruiz-Allais, J. P., Y. Benayahu & O. M. Lasso-Alcalá. 2021. The invasive octocoral *Unomia stolonifera* (Alcyonacea, Xeniidae) is dominating the benthos in the Southeastern Caribbean Sea. *Mem. Soc. Cienc. Nat. "La Salle*" 79(187): 63-80.

Schofield, P. J. 2009. Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea. *Aquat. Invasions* 4: 473-47.

Schofield, P. J. & M. E. Neilson. 2023. *Neopomacentrus cyanomos* (Bleeker, 1856): *U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database*. Gainesville, FL. Disponible en https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=2936 (revisada septiembre 2023)

Semmens, B. X., E. R. Buhle, A. K. Salomon & C.V. Pattengill-Semmens. 2004. A hotspot of non-native marine fishes: evidence for the aquarium trade as an invasion pathway. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 266: 239–244.

Simoes, N. & D. R. Robertson. 2016. An Indo-Pacific damselfish on an oil-platform in the southwest Gulf of Mexico. *Zenodo*, Disponible en https://doi.org/10.5281/zenodo.5845 (revisada septiembre 2023)

Sullivan, L. J., T. R Ignoffo, B. Baskerville-Bridges, D. J. Ostrach & W. J. Kimmerer 2016. Prey selection of larval and juvenile planktivorous fish: Impacts of introduced prey. *Environ. Biol. Fishes* 99: 633–646.

Recibido: Septiembre 2023

Aceptado: Noviembre 2023